

Nagra

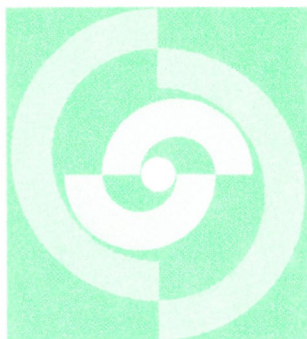
Nationale
Genossenschaft
für die Lagerung
radioaktiver Abfälle

Cédra

Société coopérative
nationale
pour l'entreposage
de déchets radioactifs

Cisra

Società cooperativa
nazionale
per l'immagazzinamento
di scorie radioattive



PROJEKTBERICHT NGB 85-01

NUKLEARE ENTSORGUNG SCHWEIZ:
KONZEPT UND ÜBERSICHT ÜBER
DAS PROJEKT GEWÄHR 1985

JANUAR 1985

Nagra

Nationale
Genossenschaft
für die Lagerung
radioaktiver Abfälle

Cédra

Société coopérative
nationale
pour l'entreposage
de déchets radioactifs

Cisra

Società cooperativa
nazionale
per l'immagazzinamento
di scorie radioattive

PROJEKTBERICHT NGB 85-01

**NUKLEARE ENTSORGUNG SCHWEIZ:
KONZEPT UND ÜBERSICHT ÜBER
DAS PROJEKT GEWÄHR 1985**

JANUAR 1985

VORWORT

Radioaktive Abfälle werden als eine besondere Bedrohung empfunden. Mit den Begriffen der Radioaktivität und der Strahlenwirkung assoziieren weite Kreise der Bevölkerung Gefühle der Angst und Visionen von Katastrophen in unbewohnbar verseuchten Landstrichen. Diese Empfindungen beruhen nicht auf schlechten Erfahrungen: Radioaktive Abfälle stehen heute in Zwischenlagern unter Kontrolle und stellen keine unmittelbare Umweltbelastung dar. Das Gefühl der Bedrohung hat vielmehr Erwartungscharakter und wird vermutlich durch weit zurückliegende historische Ereignisse hervorgerufen. Der kriegerische Einsatz der Kernenergie im Jahre 1945 dürfte die Öffentlichkeit für die Gefahren unkontrollierter Ausbreitung radioaktiver Stoffe sensibilisiert haben.

Die Ereignisse des Jahres 1945 haben aber auch die technisch-wissenschaftlichen Kreise dazu gebracht, sich mit dem Problemkomplex der Radioaktivität zu beschäftigen. Lange vor der praktischen Nutzung der neuen Energiequelle für friedliche Zwecke ist dadurch dem Strahlenschutz und dem sicheren Einschluss der anfallenden radioaktiven Stoffe die notwendige Aufmerksamkeit geschenkt worden.

So wurde das Studium der biologischen Wirkung der Strahlung radioaktiver Stoffe vertieft angegangen; die entsprechenden Wirkungsmechanismen werden heute besser verstanden als bei vielen anderen toxischen Stoffen. Man lernte zu unterscheiden zwischen unfallartigen somatischen Schäden bei hohen Strahlendosen und chronischen Auswirkungen bei lang andauernder schwacher Strahlenexposition, die zu genetischen Effekten und Krebsinduktion führen kann. Man erkannte die Schwierigkeit der Korrelation dieser Effekte mit so kleinen Dosisleistungen, wie sie die natürliche Strahlenexposition mit sich bringt - die möglichen radiologischen Auswirkungen lassen sich wegen der überdeckenden Effekte allgemein biologischer wie zivilisatorischer Herkunft nicht nachweisen.

Aus einer vorsichtigen Einstellung heraus neigt man heute zu der Auffassung, dass es keine Schwellenwerte der Dosisleistung gibt, unterhalb welcher keine Effekte auftreten. Daraus resultiert das von der Internationalen Strahlenschutzkommission (ICRP) empfohlene und allgemein akzeptierte Grundprinzip des Schutzes vor Strahlung radioaktiver Stoffe: So wenig wie vernünftigerweise möglich. Immerhin erlaubt die Existenz des natürlichen, ständig vorhandenen Strahlenfeldes auf der Erdoberfläche Hinweise auf Strahlendosen, welche die Lebewesen vertragen können bzw. seit jeher haben vertragen müssen. Nur wenige Prozent davon erscheinen als Restrisiko bei der Beseitigung radioaktiver Abfälle tolerierbar.

Eine weitere Voraussetzung für die günstige Ausgangslage bei der Lösung der Aufgabe der nuklearen Entsorgung bildete die Entwicklung wirksamer technischer Verfahren für den Einschluss, den Transport, die Nutzung und ganz allgemein die Handhabung radioaktiver Stoffe. Es soll wiederholt werden: Nicht die Bedenken über den gegenwärtigen Zustand der technisch gewährleisteten Sicherheit sind für das Unbehagen angesichts der radioaktiven Abfälle ausschlaggebend, sondern die Zeitdimension des Problems. Paradoxerweise machte der Zeitablauf des radioaktiven Zerfalls auf diese Problematik aufmerksam - obwohl sie für die altbekannten, permanent toxischen konventionellen Abfallstoffe schon lange existierte. Unsere Generation wünscht, eine Lösung der Abfallbeseitigung für Zeiträume zu finden, die durch die Zerfallszeiten der langlebigen Radionuklide gegeben sind.

Die gesellschaftspolitische Reaktion auf die Zeitdimension des Problems war die ethische Forderung nach der Entlastung künftiger Generationen: Das Ziel ist, alle radioaktiven Abfälle für immer aus unserem Lebensbereich zu verbannen und für ihre dauernde, sichere Isolation von der Biosphäre zu sorgen, ohne die Notwendigkeit einer anhaltenden Ueberwachung und Wartung - mit einem Wort, ihre **Endlagerung** zu gewährleisten. Verschiedene Länder erhoben diese Forderung in den Rang der Gesetze oder Regierungsbeschlüsse. In der Schweiz ist der Imperativ der Endlagerung radioaktiver Abfälle seit sechs Jahren ebenfalls im Gesetz verankert.

Das Gesetz lässt den Zeitpunkt der Realisierung der Endlagerung offen. Dies ist verständlich - die wissenschaftliche Sorgfalt der Vorbereitungsarbeiten soll durch starre Terminplanung nicht beeinträchtigt werden. Auf der anderen Seite hat die Öffentlichkeit Anspruch darauf, möglichst bald zu erfahren ob, wie und wie gut ihr Wunsch nach einer sicheren Endlagerung realisiert werden kann. Dies ist die politische Basis der terminierten behördlichen Auflage, bis 1985 in einem Gewähr bietenden Projekt die Frage der Machbarkeit zu beantworten. Das vorliegende Projekt Gewähr 1985 gibt aufgrund des vorhandenen Kenntnisstandes die Antwort auf diese Frage.

Entsprechend der Zeitdimension der Aufgabe befasst sich das Projekt vorwiegend mit der Langzeitsicherheit der Endlagerung. Die technische Realisierbarkeit der Endlagerprojekte zeigt sich als heute gegeben - worauf es ankommt, ist die Zukunft. Die Hauptaufgabe der sicherheitstechnischen Betrachtungen ist zu zeigen, wie die "Verbannung der radioaktiven Abfälle aus unserem Lebensbereich" nach tausend, nach hunderttausend, nach Millionen von Jahren, ja ohne jede zeitliche Begrenzung noch aussieht. Die Ergebnisse dieser Betrachtung stellen die Quintessenz des Projekts Gewähr dar.

Der Bericht zum Projekt Gewähr 1985 wurde in acht Bände gegliedert, die zugrundeliegenden Untersuchungen sind in der Reihe der NTB-Berichte der Nagra dokumentiert. Der hier vorliegende Berichtsband ist ein Teil dieser umfassenden Berichterstattung.

Nationale Genossenschaft
für die Lagerung radioaktiver
Abfälle NAGRA



Dr. R. Rometsch
Präsident



H. Issler
Geschäftsleiter

Für das Projekt Gewähr 1985 verantwortlich zeichnen Dr. Rudolf Rometsch, Hans Issler, Dr. Peter Diebold, Dr. Charles McCombie, Andreas L. Nold, Dr. Marc Thury und Dr. Emil Kowalski, dem die Gesamtleitung der Berichterstattung oblag. Am Bericht haben zahlreiche Mitarbeiter, Berater und Auftragnehmer der Nagra gearbeitet, denen an dieser Stelle ein herzlicher Dank ausgesprochen sein soll.

ZUSAMMENFASSUNG

Die Gültigkeit der Betriebsbewilligungen der bestehenden schweizerischen Kernkraftwerke Beznau I und II, Mühleberg, Gösgen sowie Leibstadt nach dem 31. Dezember 1985 ist durch behördliche Auflagen an den Nachweis der dauernden, sicheren Entsorgung und Endlagerung der radioaktiven Abfälle gebunden. Die KKW-Gesellschaften haben ein hierfür Gewähr bietendes Projekt auszuarbeiten und dem Bundesrat zur Begutachtung vorzulegen.

Die entsprechenden Untersuchungen und Arbeiten wurden durch die Nagra (Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle) geleistet. Das Projekt Gewähr 1985 ist in einem achtbändigen Bericht NGB 85-01 bis 85-08 beschrieben, die einzelnen Untersuchungen werden in separaten Referenzberichten der NTB-Reihe dokumentiert.

Der hier vorliegende Berichtsband NGB 85-01 bildet eine für sich lesbare Projektübersicht, in der das Konzept der nuklearen Entsorgung dargestellt, der Inhalt der übrigen Berichtsbände NGB 85-02 bis 85-08 resümiert und die Schlussfolgerungen aus dem Projekt Gewähr 1985 gezogen werden. Die aus den behördlichen Anforderungen abgeleitete Hauptaufgabe des Projekts Gewähr 1985 kann durch drei Punkte umschrieben werden:

- Projekte mit dem notwendigen Detaillierungsgrad sollen die **technische Machbarkeit** der Endlager in der Schweiz belegen.
- Durch Sicherheitsanalysen soll quantitativ gezeigt werden, dass bereits aufgrund der heutigen Kenntnisse und der verfügbaren Technologie die Endlagerung aller Kategorien der radioaktiven Abfälle realisiert werden kann, ohne die Bevölkerung unzumutbaren Strahlenrisiken auszusetzen (**Nachweis der Langzeitsicherheit**).
- Die Werte der geologischen, hydrogeologischen und material-technischen Parameter sowie die Verhaltensweisen der Radionuklide in der Geo- und Biosphäre, die durch ihre physikalischen und chemischen Eigenschaften gegeben sind und in die Sicherheitsanalyse eingehen, sollten durch die Ergebnisse von eigenen oder fremden Untersuchungen untermauert sein oder sonstwie dem Kenntnisstand der Technik und Wissenschaft entsprechen.

Der Nachweis der technischen Machbarkeit wird im Projekt Gewähr durch bautechnische Projektstudien geführt, der Nachweis der Langzeitsicherheit durch entsprechende Sicherheitsanalysen. Weil die Arbeiten der Nagra für ausführungsreife Endlagerprojekte entsprechend ihrer Terminplanung dies noch nicht vorsehen, wurden für das Projekt Gewähr 1985 keine Endlagerstandorte bestimmt. Der Konkretisierung der bautechnischen Studien und der Sicherheitsanalysen wurden im Projekt Gewähr Modell-Datensätze zugrunde gelegt, die für denkbare künftige Standorte als repräsentativ gelten können. Sie präjudizieren die spätere Ausführung konkreter Lagerprojekte und die Standortwahl in keiner Weise.

Das Projekt Gewähr sieht entsprechend den gesetzlichen Forderungen vor, die radioaktiven Abfälle durch Endlagerung zu beseitigen. Die Endlager werden in geeigneten geologischen Formationen angelegt. Das oberste Gebot der Endlagerung ist die Gewährleistung der Langzeitsicherheit nach dem definitiven Endlagerverschluss. Massnahmen, welche die Langzeitsicherheit zugunsten anderer Kriterien (z.B. einer technisch einfachen Rückholbarkeit der Abfälle) beeinträchtigen würden, werden nicht vorgesehen. Neben den natürlichen (geologischen) Sicherheitsbarrieren kommen auch verschiedene künstliche (technische) Barrieren zum Einsatz.

Das Projekt Gewähr 1985 sieht zwei Endlagertypen vor:

- **Endlager Typ C** für hochaktive und bestimmte alphahaltige mittelaktive Abfälle, und das
- **Endlager Typ B** für alle übrigen mittel- und schwachaktiven Abfälle

Die Abfälle werden anhand von genauen Zulassungsspezifikationen auf die zwei Endlagertypen verteilt. Die Zuteilungs- und Kontrollverfahren stellen sicher, dass keine Abfälle mit unzulässig hohen Aktivitätskonzentrationen im Endlager für schwach- und mittelaktive Abfälle eingelagert werden.

Das Endlager Typ C ist gemäss Projekt Gewähr 1985 rund 1200 m tief in einer stabilen Granitscholle zwischen grösseren Verwerfungen des Kristallinuntergrunds der Nordschweiz angelegt. Die Endlagerung der hochaktiven Abfälle (HAA) erfolgt unterirdisch in bergmännisch erstellten horizontalen Stollen. Die Endlagerung der mittelaktiven Abfälle (MAA) erfolgt unterirdisch in vertikalen Silos. Der gemeinsame Zugang zum Endlagerbereich führt durch zwei vertikale Schächte. Die Empfangsanlagen sind oberirdisch angeordnet. Das Stollen- und Silo-System ist so konzipiert, dass es den zu erwartenden geometrischen Gegebenheiten potentieller Störungszonen im Wirtgestein in der Endlagertiefe ohne Zugeständnisse an die Langzeitsicherheit des Lagers angepasst werden kann. Die technischen Barrieren umfassen die Verfestigungsmatrix der Abfälle (HAA: Glas, MAA: Zement oder Bitumen), korrosionsfeste Stahlbehälter (nur HAA), Beton (nur MAA) sowie die Verfüllung der verbleibenden Hohlräume durch Bentonit und die Versiegelung der Zugangswege.

Das Endlager Typ B ist gemäss Projekt Gewähr 1985 als ein bergmännisch erstelltes Kavernensystem mit Zugang durch horizontalen Stollen in einer alpinen Formation der Valanginien-Mergel angelegt. Die Ueberdeckung beträgt mindestens 750 m. Die Einlagerung aller Abfälle erfolgt in normierten Endlagercontainern, in welche die kleineren Abfallgebinde in der Empfangsanlage umgeladen und mit Fließzement eingegossen werden (im Sinne einer "verlorenen Verpackung").

Die technischen Barrieren umfassen die Verfestigungsmatrix der Abfälle (Zement, Bitumen oder Kunststoffe), die Umhüllung der Abfallfässer im Container durch Fließzement, den Betoncontainer, die Verfüllung der verbliebenen Lagerhohlräume mit Sonderbeton, die Betonauskleidung der Lagerkavernen und schliesslich die Versiegelung der Zugangswege bei Lagerverschluss.

Die im Projekt Gewähr 1985 wiedergegebenen Ergebnisse der bisherigen Untersuchungen der Nagra, die Sicherheitsanalysen und die bautechnischen Projektstudien erlauben die Schlussfolgerung, dass die Machbarkeit und Langzeitsicherheit der Endlagerung aller Arten radioaktiver Abfälle in der Schweiz gewährleistet werden kann.

Im einzelnen zeigt das Projekt, dass die technische Machbarkeit der Endlagerung mit den heute vorhandenen Mitteln gegeben ist, dass die technischen Sicherheitsbarrieren eine hohe Wirksamkeit aufweisen und dass für die Einhaltung der durch behördliche Anforderungen definierten Langzeitsicherheit in der Schweiz geeignete geologische Optionen vorhanden sind. Die Sicherheitsanalysen des Projekts ergeben, dass bei der Endlagerung der Schutz des Menschen und der Umwelt unter allen realistischerweise anzunehmenden Umständen gewährleistet ist.

Das Projekt Gewähr 1985 ergibt eine Uebersicht über den derzeitigen Kenntnisstand der Nagra. Das Projekt ermöglicht zu beurteilen, welche Fragen vor der Ausarbeitung ausführungsfähiger Endlagerprojekte noch beantwortet werden müssen und erlaubt, die von der Nagra im Hinblick auf dieses Ziel geplanten und eingeleiteten Arbeiten zu bewerten. Noch nicht getroffen ist die Wahl der Endlagerstandorte. Dazu sind weitere erdwissenschaftliche Untersuchungen notwendig. Im Falle eines Endlagers für hochaktive Abfälle werden diese Untersuchungen und ihre Auswertung noch mindestens 10 Jahre in Anspruch nehmen.

RESUME

La validité au-delà du 31 décembre 1985 des permis d'exploitation des centrales nucléaires suisses en service, soient Beznau I et II, Mühleberg, Gösgen ainsi que Leibstadt, est soumise par les autorités à la condition que la preuve de l'élimination et du stockage final sûr à long terme des déchets radioactifs soit apportée. Les sociétés exploitant les centrales nucléaires doivent pour cela élaborer un projet fournissant cette garantie et le soumettre pour examen au Conseil fédéral.

Les études et les travaux à cette fin ont été dirigés par la Cédra (Société coopérative nationale pour l'entreposage de déchets radioactifs). Ce "projet garantie 1985" fait l'objet d'un rapport en huit volumes, NGB 85-01 à 85-08 alors que des études et recherches particulières sont présentées sous forme de rapports de référence dans la série NTB.

Le présent volume du rapport, NGB 85-01, donne un aperçu global du projet qui peut être lu isolément; il décrit le concept de la gestion des déchets nucléaires, résume le contenu des autres rapports NGB 85-02 à 85-08 et expose les conclusions du "projet garantie 1985". Les tâches principales du "projet garantie 1985", découlant des exigences des autorités, peuvent être décrites en trois points:

- Des projets suffisamment détaillés doivent démontrer **la faisabilité technique** de dépôts finals en Suisse.
- A l'aide d'analyses de sécurité il doit être montré quantitativement que sur la base des connaissances actuelles et des technologies disponibles aujourd'hui déjà, le stockage final de toutes les catégories de déchets radioactifs peut être réalisé sans risque inacceptable d'irradiation de la population (**preuve de la sécurité à long terme**).
- Les valeurs introduites dans les analyses de sécurité, soient les paramètres géologiques, hydrogéologiques et des matériaux ainsi que celles définissant le comportement des radionucléides dans la géosphère et la biosphère et qui dépendent de leurs caractéristiques physiques et chimiques, doivent être étayées par des résultats de recherches propres ou de tiers ou, sinon du moins, correspondre à l'état des connaissances techniques et scientifiques.

La preuve de la faisabilité technique est apportée par la présentation de projets et d'études de construction, tandis que la preuve de la sécurité à long terme est démontrée par des analyses de sécurité. Aucun site de stockage final n'a encore été défini pour ce "projet garantie 1985", les études et les travaux planifiés par la Cédra, qui doivent

aboutir à un projet mûr pour la réalisation, n'ayant pas encore atteint ce stade. Afin de concrétiser les études de construction et les analyses de sécurité, on a choisi comme bases de projets des ensembles de données numériques modèles dont les valeurs peuvent être considérées comme représentatives de sites futurs potentiels. Ces données modèles ne préjudicient en rien la réalisation ultérieure d'un projet ni le choix d'un site.

Le "projet garantie" prévoit l'élimination des déchets radioactifs par stockage final comme requis par la loi. Les dépôts finals sont implantés dans des formations géologiques adéquates. Le commandement suprême du stockage final est la garantie de la sécurité à long terme après scellement définitif du dépôt. Des solutions qui favoriseraient d'autres critères (par exemple une récupération des déchets techniquement simple), au détriment de la sécurité à long terme, ne sont pas prises en considération. En plus des barrières de sécurité naturelles (géologiques), diverses barrières artificielles (techniques) entrent aussi en jeu.

Le "projet garantie 1985" prévoit deux types de dépôts finals:

- **Dépôt final de type C** pour les déchets de haute activité et certains déchets de moyenne activité contenant des émetteurs alpha.
- **Dépôt final de type B** pour tous les autres déchets, de moyenne et faible activité.

Les déchets sont répartis entre les deux types de dépôts sur la base de spécifications d'accès précises. Les processus d'attribution et de contrôle garantissent qu'aucun déchet présentant une concentration d'activité inacceptable ne puisse être emmagasiné dans le dépôt destiné aux déchets de faible et moyenne activité.

Le dépôt final de type C du "projet garantie 1985" est aménagé à 1200 mètres de profondeur environ, dans un massif de granite stable, en dehors de failles importantes, dans le socle cristallin du nord de la Suisse. Le stockage final des déchets de haute activité (DHA) se situe en souterrain dans des galeries forées horizontalement. Le stockage des déchets de moyenne activité (DMA) prend place dans des silos verticaux souterrains. L'accès commun aux zones de stockage passe par deux puits verticaux. Les installations de réception sont implantées en surface. Le système de galeries et de silos est conçu de sorte à pouvoir s'adapter à toutes les configurations des zones de perturbations de la roche d'accueil que l'on pourrait rencontrer au niveau de la zone de stockage et cela sans compromettre en rien la sécurité à long terme du dépôt. Les barrières techniques comprennent la matrice de solidification des déchets (DHA: verre, DMA: ciment ou bitume), le conteneur en acier

résistant à la corrosion (seulement DHA), le béton (seulement DMA) ainsi que le remplissage des volumes libres avec de la bentonite et le scellement des voies d'accès.

Le dépôt final de type B du "projet garantie 1985" se présente sous la forme d'un système de cavernes taillées dans une formation de marnes valenginienues alpines avec accès par une galerie horizontale. La couverture sur le dépôt est de 750 mètres au minimum. Dans les installations de réception, les colis de déchets sont, avant entreposage final, introduits dans des conteneurs de stockage normalisés dans lesquels ils sont noyés dans un coulis de ciment, le tout constituant un "emballage perdu". Les barrières techniques comprennent la matrice de solidification des déchets (ciment, bitume et matières synthétiques), l'enrobage des fûts de déchets dans les conteneurs par un coulis de ciment, le conteneur en béton, le remplissage des volumes restés libres avec un béton spécial, le revêtement en béton des cavernes et finalement le scellement des voies d'accès lors de la fermeture du dépôt.

Les résultats des études faites jusqu'ici par la Cédra, les analyses de sécurité et les études de projets de construction décrits dans le "projet garantie 1985", permettent de tirer comme conclusion que la faisabilité et la sécurité à long terme du stockage final en Suisse peuvent être assurées pour toutes les sortes de déchets radioactifs.

Le projet montre dans le détail que la faisabilité technique des dépôts finals avec les moyens disponibles aujourd'hui est assurée, que les barrières de sécurité techniques présentent une haute efficacité et que des conditions géologiques adéquates, permettant de respecter les objectifs de sécurité à long terme définis par les autorités, existent en Suisse. Les analyses de sécurité du projet montrent que la protection de l'homme et de son environnement sont assurées dans toutes les situations réalistes imaginables.

Le "projet garantie 1985" présente une vue générale du stade des connaissances actuelles de la Cédra. Le projet permet de définir les questions qui doivent encore être élucidées avant la mise au point de projets de dépôts finals mûrs pour la réalisation et permet de porter un jugement sur les travaux planifiés et ceux déjà entrepris par la Cédra à cette fin. Le choix des sites n'est pas encore fait. Pour cela des recherches dans le domaine des sciences de la terre sont encore indispensables. Pour le cas de dépôts de déchets de haute activité, ces recherches et leurs évaluations nécessiteront 10 années au moins encore.

RIASSUNTO

Per richiesta delle Autorità, la validità delle autorizzazioni d'esercizio delle centrali nucleari svizzere esistenti di Beznau I e II, Mühleberg, Gösgen e Leibstadt dopo il 31 dicembre 1985 è legata alla dimostrazione dell'immagazzinamento finale duraturo e sicuro delle scorie radioattive. In merito, le società delle centrali nucleari sono tenute ad elaborare un progetto che ne fornisca la garanzia e di sottoporlo per approvazione al Consiglio federale.

I relativi esami e lavori sono stati compiuti dalla Cisra (Società cooperativa nazionale per l'immagazzinamento di scorie radioattive). Il progetto Garanzia 1985 è descritto in un rapporto di otto volumi NGB 85-01 a 85-08, mentre i singoli esami sono documentati in rapporti separati di riferimento della serie NTB.

Il presente volume del rapporto NGB 85-01, leggibile da solo, fornisce una panoramica del progetto, nella quale è presentato il concetto dell'immagazzinamento finale delle scorie radioattive, è riassunto il contenuto degli altri volumi del rapporto NGB 85-02 a 85-08 e sono tratte le conclusioni dal progetto Garanzia 1985. Il compito principale del progetto Garanzia 1985, conformemente ai criteri delle Autorità, può essere definito nei tre punti seguenti:

- progetti sufficientemente dettagliati devono documentare la **fattibilità tecnica** dei depositi finali in Svizzera.
- Tramite analisi di sicurezza deve essere mostrato quantitativamente che, già sulla base delle conoscenze attuali e della tecnologia disponibile, può essere realizzato l'immagazzinamento finale di tutte le categorie di scorie radioattive senza esporre la popolazione a rischi irragionevoli d'irradiazione (**dimostrazione della sicurezza a lungo termine**).
- I dati dei parametri geologici, idrogeologici e della tecnica dei materiali, come anche le reazioni dei radionucleidi nella geosfera e nella biosfera, reazioni che risultano dalle loro proprietà chimiche e fisiche e delle quali si tiene conto nell'analisi di sicurezza, devono basarsi sui risultati di ricerche proprie e estranei o in altro modo corrispondere allo stato delle conoscenze della tecnica e della scienza.

La dimostrazione della fattibilità tecnica è fornita nel progetto Garanzia 1985 da progetti di costruzione, la dimostrazione della sicurezza a lungo termine da relative analisi di sicurezza. Poiché i lavori della Cisra che mirano a progetti di deposito finale pronti a essere realizzati, secondo i termini prestabiliti, non prevedono ancora questo, per il progetto Garanzia 1985 non sono stati determinati siti di deposito finale. Per la concretizzazione dei progetti di costruzione e delle analisi di sicurezza nel progetto Garanzia ci si è basati su insiemi di dati d'esempio che possono essere considerati rappresentativi per immaginabili siti futuri. Essi non pregiudicano in alcun modo la futura realizzazione di progetti concreti di deposito e la scelta di siti.

Il progetto Garanzia prevede, secondo le disposizioni della legge, di eliminare le scorie radioattive tramite immagazzinamento finale. I depositi finali sono allestiti in formazioni geologiche idonee. Il primo comandamento dell'immagazzinamento finale è di garantire la sicurezza a lungo termine dopo la chiusura definitiva del deposito finale. Non sono previste misure che potrebbero ridurre la sicurezza a lungo termine in favore di altri criteri (p. es. della possibilità di un ricupero tecnicamente semplice delle scorie). Oltre le barriere di sicurezza naturali (geologiche) vengono inserite anche diverse barriere artificiali (tecniche).

Il progetto Garanzia 1985 prevede due tipi di depositi finali:

- **deposito finale di tipo C** per scorie altamente radioattive e certe mediamente attive contenenti emittenti raggi alfa, e il
- **deposito finale di tipo B** per tutte le altre scorie mediamente e debolmente radioattive.

Le scorie vengono ripartite nei due tipi di deposito sulla base di precise specificazioni di ammissione. I procedimenti di ripartizione e di controllo garantiscono che nessuna scoria con una concentrazione inammissibilmente alta di radioattività possa essere immagazzinata nel deposito finale per scorie debolmente e mediamente radioattive.

Il deposito finale di tipo C è allestito, secondo il progetto Garanzia 1985, a 1200 m di profondità in una zolla stabile di granito al di fuori di maggiori faglie del sottosuolo cristallino del Nord della Svizzera. L'immagazzinamento finale delle scorie altamente attive (SAA) avviene in caverne sotterranee orizzontali. L'immagazzinamento finale delle scorie di media attività (SMA) avviene in silos verticali sotterranei.

L'accesso comune alla zona di deposito finale è assicurato da due pozzi verticali. La sezione di ricevimento è posta in superficie. Il sistema di caverne e silos è concepito in modo tale da poter essere adattato alla prevedibile situazione geometrica di potenziali zone di disturbo nella roccia magazzino alla profondità del deposito finale senza con ciò fare concessioni riguardanti la sicurezza a lungo termine del deposito. Le barriere tecniche comprendono la matrice di solidificazione delle scorie (SAA: vetro; SMA: calcestruzzo o bitume), contenitori d'acciaio resistenti alla corrosione (solo SAA), calcestruzzo (solo SMA) e il riempimento delle cavità rimanenti con bentonite e la sigillatura delle vie d'accesso.

Il deposito finale di tipo B è concepito, secondo il progetto Garanzia 1985, come un sistema di caverne accessibile tramite una galleria orizzontale in una formazione alpina di marna Valanginien. Il ricoprimento è di almeno 750 m. L'immagazzinamento di tutte le scorie avviene in container di deposito standardizzati in cui, nella sezione di ricevimento, vengono posti i contenitori più piccoli di scorie, sui quali viene poi versato cemento liquido ("imballaggio a perdere"). Le barriere tecniche comprendono la matrice di solidificazione delle scorie (cemento, bitume, e materie sintetiche), il rivestimento dei fusti di scorie nel container con cemento, il container di calcestruzzo, il riempimento delle cavità rimanenti del deposito con calcestruzzo speciale, il rivestimento di calcestruzzo delle caverne deposito e infine la sigillatura delle vie d'accesso alla chiusura del deposito.

I risultati presentati nel progetto Garanzia 1985 delle ricerche finora svolte dalla Cisra, le analisi di sicurezza e i progetti di costruzione permettono di concludere che può essere garantita la fattibilità e la sicurezza a lungo termine dell'immagazzinamento finale di tutti i tipi di scorie radioattive in Svizzera.

Nei dettagli, il progetto mostra che, con i mezzi oggi a disposizione, l'immagazzinamento finale è tecnicamente fattibile, che le barriere tecniche di sicurezza presentano un alto grado di efficacia e che esistono in Svizzera opzioni geologiche idonee per il mantenimento della sicurezza a lungo termine definita dai criteri delle Autorità. Dalle analisi di sicurezza del progetto risulta che l'immagazzinamento finale garantisce la protezione dell'uomo e della natura in tutte le circostanze realisticamente ammissibili.

Il progetto Garanzia 1985 fornisce una panoramica sull'attuale stato delle conoscenze della Cisra. Il progetto permette di giudicare a quali domande bisogna ancora rispondere prima dell'elaborazione di progetti di deposito pronti a essere realizzati e permette di valutare i lavori pianificati e iniziati dalla Cisra per raggiungere questo scopo. La scelta dei siti di deposito finale non è ancora stata fatta e necessita ulteriori ricerche, queste ricerche e la loro valutazione richiederanno ancora almeno 10 anni.

SUMMARY

The validity of the operational licences of the existing Swiss nuclear power plants (NPP) Beznau I and II, Mühleberg, Gösgen and Leibstadt after 31st. December 1985 is, because of official requirements, dependent on the demonstration of permanent, safe management and final disposal of radioactive waste. For this purpose, the NPP companies have to prepare a so-called "guarantee project" and present this to the Bundesrat for review.

The appropriate investigations and research have been carried out by Nagra (National Cooperative for the Storage of Radioactive Waste). The 1985 Project Gewähr (Guarantee) is described in an eight volume report NGB 85-01 to 85-08 and individual research projects are reported on in separate NTB-series reference reports.

The present volume NGB 85-01 takes the form of a self-contained project overview in which the concepts for nuclear waste management are described, the contents of the remaining volumes NGB 85-02 to 85-08 are summarised and conclusions are drawn from Project Gewähr 1985. The main task of Project Gewähr 1985, as determined by official requirements, can be defined by three points:

- Sufficiently detailed projects must cover the **technical feasibility** of a final repository in Switzerland.
- By means of safety analyses it must be shown quantitatively that final disposal of all categories of radioactive waste is currently realisable based on present-day knowledge and available technology without exposing the population to unreasonable radiation risks (**demonstration of long-term safety**).
- The data put into the safety analyses must be corroborated by investigations in Switzerland or abroad or must, in some other way, conform to the technical and scientific state of knowledge. The data include geological, hydrogeological and material-technical parameters and the behaviour of radionuclides in the geo- and biosphere as determined by their physical and chemical properties.

Demonstration of technical feasibility in the context of Project Gewähr is provided by constructional engineering project studies and that of long-term safety by relevant safety analyses. No repository locations are specified for Project Gewähr 1985 because, site selection is part of Nagra's longer term programme for implementation of repository projects. The constructional engineering studies and safety analyses in Project Gewähr were based on model data-sets which can be taken as representative of conceivable future locations and this in no way prejudices later definite disposal projects or choice of location.

As laid down in the statutory requirements, Project Gewähr provides for removal of radioactive waste by final disposal, the repositories are located in suitable geological formations. The main advantage of final disposal is the guarantee of long-term safety after closure of the repository. Measures which would prejudice long-term safety in order to enhance other criteria (e.g. a technically simple method of recovery of the waste) are not foreseen. In addition to natural (geological) safety barriers, various artificial (technical) barriers operate.

Project Gewähr 1985 covers two repository types:

- **Type C repository** for high-level and certain alpha-containing intermediate-level waste, and
- **Type B repository** for all remaining intermediate- and low-level waste.

Using acceptance specifications, the waste is divided between the two repository types. Allocation and control procedures ensure that no waste with an unacceptably high activity concentration will be disposed of in the repository for low- and intermediate-level waste.

In the context of Project Gewähr 1985 the Type C repository is planned to be situated around 1200 m deep in a stable granite formation away from large fault zones in the crystalline basement of north Switzerland. The high-level waste (HLW) is disposed of underground in horizontally mined tunnels while final disposal of intermediate-level waste (ILW) is in vertical subterranean silos. The common entrances to the repository area are through two vertical shafts and the reception areas are on the surface. The tunnel and silo system is conceived in such a way that expected geometric distribution of potential disturbance zones in the host rock at repository depth can be taken into account without compromising long-term safety. Technical barriers include the waste solidification matrix (HLW: glass, ILW: cement or bitumen), corrosion-resistant steel canisters (HLW only), concrete (ILW only) and backfilling of the remaining space with bentonite followed by sealing of the access tunnels and shafts.

In Project Gewähr 1985 the Type B repository is planned as a mined cavern system with horizontal access tunnels in an alpine formation of Valanginian marl. The overburden will be at least 750 m. All waste is emplaced in standard repository containers into which the smaller waste packages are transferred in the reception area and then encapsulated with liquid cement (which acts as a redundant overpack).

The technical barriers include the waste solidification matrix (cement, bitumen and resin), encasement of the waste packages in containers with

liquid cement, backfilling of the remaining empty space with special concrete, lining of the storage caverns with concrete and, finally, sealing of the access tunnels on final closure of the repository.

The Nagra experimental results to date the safety analyses and the constructional engineering project studies presented in Project Gewähr 1985 lead to the conclusion that safe final disposal of all types of radioactive waste is feasible in Switzerland.

The Project shows in detail that technical feasibility of final disposal can be assumed given presently available methods, that the technical safety barriers show a high level of efficiency and that suitable geological options are available to ensure long-term safety in Switzerland as the concept is defined by official requirements. The Project safety analyses show that the chosen disposal concepts assure the protection of mankind and the environment under all realistically anticipated conditions.

Project Gewähr 1985 gives an overview of the current state of knowledge. The Project makes it possible to judge which questions must be answered before proceeding to implementation of actual repository projects and, in this respect, allows assessment of current and future Nagra research. Choice of repository locations has not yet been made and further earth science studies are necessary in this connection. In the case of the high-level waste repository this research and its evaluation will require at least another 10 years.

<u>INHALTSVERZEICHNIS</u>		Seite
VORWORT		I
ZUSAMMENFASSUNG		V
RESUME		VIII
RIASSUNTO		XI
SUMMARY		XIV
INHALTSVERZEICHNIS		XVII
1	EINLEITUNG	1
1.1	Rechtliche und technische Randbedingungen zum Projekt Gewähr 1985	1
1.2	Arbeitsplanung der Nagra	2
1.3	Projektgrundsätze	3
1.4	Aufbau der Berichterstattung zum Projekt Gewähr 1985	5
<u>TEIL I - ZUM KONZEPT DER NUKLEAREN ENTSORGUNG SCHWEIZ</u>		
2	GRUNDSÄTZLICHES ZUR ABFALLBESEITIGUNG	9
2.1	Abfallbeseitigung in der technischen Zivilisation	9
2.2	Für die Endlagerung wichtige Eigenschaften der radioaktiven Abfälle	10
2.2.1	Entstehung unter Einschluss	11
2.2.2	Relativ kleine Mengen hochtoxischer Abfälle	11
2.2.3	Abnahme der Toxizität mit der Zeit	12
2.2.4	Natürliche Strahlenexposition als Massstab	12
2.3	Die überwachte Langzeitlagerung und die Endlagerung	13

	Seite
3 KONZEPT DER NUKLEAREN ENTSORGUNG UND QUANTITATIVE UEBERLEGUNGEN ZUR ENDLAGERUNG	17
3.1 Grundsätzliche Festlegung des Entsorgungs-Konzepts	17
3.2 Entsorgungsschritte, Aufgabenteilung	20
3.3 Das Prinzip der mehrfachen Sicherheitsbarrieren: Begrenzung und Verzögerung der Abfallfreisetzung	22
3.4 Aufgabe und Vorgehen der Sicherheitsanalyse	28
3.5 Quantitative Ueberlegungen zur Endlagerung der hochaktiven Abfälle	30
3.5.1 Uebersicht über das System der Sicherheitsbarrieren für HAA	30
3.5.2 Das Inventar der HAA im Endlager, Toxizität der HAA	32
3.5.3 Der Weg vom Abfallinventar zur Dosisleistung	36
3.5.4 Die Wirkung der einzelnen Sicherheitsbarrieren	39
3.5.4.1 Glasmatrix	39
3.5.4.2 Korrosionsfester Behälter	40
3.5.4.3 Verfüllung mit Bentonit	41
3.5.4.4 Aktinidenlöslichkeiten im Nahfeld	43
3.5.4.5 Das Wirtgestein in der Lagerzone	43
3.5.4.6 Migration durch die Geosphäre	45
3.5.4.7 Verdünnung	46
3.5.5 Zusammenfassung der Barrierenwirkung, Kommentar	46
3.6 Natürliche Analoga der Endlager-Systeme	50
4 ENTSORGUNGSSCHRITTE, DEREN SICHERHEIT UND MACHBARKEIT DURCH DEN STAND DER TECHNIK ERWIESEN IST	54
4.1 Zwischenlagerung der abgebrannten Brennelemente bei den Kernkraftwerken	56
4.2 Konditionierung und Zwischenlagerung schwach- und mittelradioaktiver Abfälle aus den Kernkraftwerken	58

	Seite
4.3 Sammlung und Behandlung radioaktiver Abfälle aus Medizin, Industrie und Forschung	60
4.4 Tiefseeversenkung	62
4.5 Zentrale Zwischenlagerung der abgebrannten Brennelemente und der Abfälle aus der Wiederaufarbeitung	63
4.5.1 Gründe für ein zentrales Zwischenlager	63
4.5.2 Das Konsortium CEL und sein Aufgabenbereich	65
4.5.3 Konzeptionelle Aspekte	65
4.5.4 Das Vorprojekt Lucens des CEL	67
4.6 Stilllegung ausgedienter Reaktoren	68

TEIL II - UEBERSICHT UEBER DAS PROJEKT GEWAHR 1985

5 GEGENSTAND, UMFANG UND BEARBEITUNGSTIEFE DES PROJEKTS GEWAHR 1985	71
5.1 Behördliche Anforderungen an das Projekt Gewähr 1985	71
5.2 Hauptaufgaben des Projekts Gewähr 1985	72
5.3 Langzeitsicherheit und technische Realisierbarkeit	73
5.4 Sicherheitstechnische Optimierung	73
5.5 Umfang des Projekts Gewähr 1985	74
5.6 Modellcharakter des Projekts Gewähr 1985	74
5.7 Bemerkungen zur Bearbeitungstiefe des Projekts	75

	Seite
7.4 Technische Barrieren des Endlagersystems	163
7.4.1 Glasmatrix der HAA	163
7.4.2 Korrosionsfester Endlagerbehälter für HAA	165
7.4.3 Bentonit als Verfüllmaterial	166
7.5 Für die Freisetzung der Radionuklide aus dem Nahfeld relevante Prozesse	171
7.5.1 Uebersicht	171
7.5.2 Die Entwicklung der Temperaturverteilung	173
7.5.3 Hydrogeologie im Nahfeld, Auflockerungszone	175
7.5.4 Chemische Effekte	176
7.5.5 Freisetzung aus dem Nahfeld	178
7.6 Transport der Radionuklide durch die Geosphäre	181
7.6.1 Uebersicht	181
7.6.2 Eingangsdaten für die Sicherheitsanalysen	183
7.7 Transportphänomene in der Biosphäre, Inkorporation	187
7.8 Ergebnisse der Sicherheitsanalyse	189
7.8.1 Einleitende Bemerkungen, Rechenmodelle	189
7.8.2 Basisfall-Szenarium mit Parameter-Variationen	192
7.8.2.1 Das Grundszenarium	192
7.8.2.2 Der Basisfall	194
7.8.2.3 Parameter-Variationen	196
7.8.3 Einfluss der Bentonitverfüllung und der Nahfeldhydrogeologie	198
7.8.4 Alternative Freisetzungsszenarien	200
7.9 Schlussfolgerungen, Kommentar	200
7.9.1 Kommentar zur Konservativität des Vorgehens und der Daten	201
7.9.2 Bemerkungen zum weiteren Vorgehen, offene Fragen	203

	Seite
8 ENDLAGER TYP B FUER SCHWACH- UND MITTELAKTIVE ABFAELLE	204
8.1 Grundsätzliches	204
8.1.1 Sicherheitsbarrieren des Endlagers Typ B	204
8.1.2 Zur Wahl des Endlagerkonzepts	207
8.1.3 Stand der Arbeiten im Hinblick auf die Lager-Realisierung	208
8.2 Bautechnische Projektstudie	210
8.2.1 Konzeptionelle Grundsätze	210
8.2.2 Anlagen und Einrichtungen des Endlagers, Betriebsablauf	212
8.2.3 Kenndaten des Endlagers Typ B	216
8.2.4 Schlussfolgerungen der Projektstudie	223
8.3 Geologische Voraussetzungen	224
8.3.1 Zur Bedeutung der Geosphäre für die Sicherheit der Endlagerung	224
8.3.2 Modell-Datensatz Geologie und Tektonik	225
8.3.3 Modell-Datensatz Hydrogeologie und Geochemie	232
8.3.4 Szenarien der geologischen Langzeitsicherheit	239
8.4 Technische Barrieren des Endlagersystems	242
8.4.1 Mengenübersicht	242
8.4.2 Freisetzung der Radionuklide aus dem System der technischen Barrieren	245
8.4.3 Eigenschaften des Betons/Zement	246
8.4.4 Bitumen und Kunststoffe	249
8.4.5 Gasproduktion im Nahfeld	250
8.4.6 Alternative Freisetzungsvorgänge	251

	Seite
8.5	Transport der Radionuklide durch die Geosphäre 253
8.6	Transportphänomene in der Biosphäre, Inkorporation 255
8.7	Ergebnisse der Sicherheitsanalyse 256
8.7.1	Einleitende Bemerkungen, Szenarienaufbau 256
8.7.2	Basisfall-Szenarium mit Parameter-Variationen 259
8.7.2.1	Das Grundszenarium 259
8.7.2.2	Der Basisfall 259
8.7.2.3	Parameter-Variationen zum Basisfall 261
8.7.2.4	Auswirkungen der Erosion 264
8.7.3	Alternative Freisetzungsszenarien 266
8.8	Schlussfolgerungen, Kommentar 267
8.8.1	Kommentar zur Konservativität des Vorgehens und der Daten 267
8.8.2	Bemerkungen zum weiteren Vorgehen, offene Fragen 269
9	SCHLUSSFOLGERUNGEN 271
9.1	Grundsätzliches 271
9.2	Schlussfolgerungen zur Endlagerung der hoch- radioaktiven Abfälle 271
9.3	Schlussfolgerungen zur Endlagerung der schwach- und mittelaktiven Abfälle 274
9.4	Abschliessende Bemerkungen, weiteres Vorgehen 276
	LITERATURVERZEICHNIS 279
	ANHANG A 293
	ANHANG B 299
	ANHANG C 305
	ANHANG D 307
	ANHANG E 315

1 EINLEITUNG

1.1 Rechtliche und technische Randbedingungen zum Projekt Gewähr 1985

Der Bundesbeschluss vom 6. Oktober 1978 zum Atomgesetz /1/ hält bezüglich der Rahmenbewilligungen für neue Kernkraftwerke im Artikel 3 (Voraussetzungen) Absatz 2 fest: "Die Rahmenbewilligung für Kernreaktoren wird nur erteilt, wenn die dauernde, sichere Entsorgung und Endlagerung der ... radioaktiven Abfälle **gewährleistet** ... ist." Für die Durchführung der Vorarbeiten und das Einbringen der radioaktiven Abfälle in die Endlager werden im Bundesbeschluss keine Fristen genannt. Die Terminplanung der entsprechenden Arbeiten hat sich somit einerseits nach dem Gebot der wissenschaftlichen Sorgfalt und andererseits nach den operationellen Gegebenheiten zu richten (z.B. früheste Rückgabetermine der hochradioaktiven Abfälle aus der Wiederaufarbeitung, Zwischenlagerkapazitäten, Anfall der Stilllegungsabfälle). Beide Gesichtspunkte führen zur langfristigen Arbeitsplanung.

Für Kernkraftwerke, für welche bereits eine Standortbewilligung vorliegt, bestimmt der Bundesbeschluss zum Atomgesetz im Artikel 12 (Uebergangsrecht) Absatz 2, dass die Inbetriebnahmebewilligung nur erteilt wird, "wenn ein **Projekt** vorliegt, das für die dauernde sichere Entsorgung und Endlagerung der ... radioaktiven Abfälle **Gewähr bietet** ... ". Weil ein nächstes Kernkraftwerk mit bereits erteilter Standortbewilligung kaum vor Mitte der neunziger Jahre in Betrieb gehen kann, wäre ein solches Gewähr bietendes Projekt erst zu diesem Zeitpunkt fällig. Bereits bestehende Kernkraftwerke Beznau I und II, Mühleberg, Gösgen und Leibstadt bedürfen gemäss Artikel 12 Absatz 1 des Bundesbeschlusses zum Atomgesetz keiner Rahmenbewilligung mehr. Ausserhalb der Bestimmungen des Bundesbeschlusses verfügte aber das Eidgenössische Verkehrs- und Energiewirtschaftsdepartement (EVED) in den Jahren 1978/79, dass die erteilten Betriebsbewilligungen dahinfallen, wenn **bis 31. Dezember 1985** kein Projekt vorliegt, welches für die sichere Entsorgung und Endlagerung der aus den Kernkraftwerken stammenden radioaktiven Abfälle Gewähr bietet (im folgenden **Projekt Gewähr 1985** genannt). Die eingeräumte Frist kann durch das EVED aus zureichenden Gründen angemessen verlängert werden.

Der hier vorliegende achtbändige Bericht (NGB 85-01 bis 85-08) beschreibt und erläutert die Ergebnisse der bisherigen Abklärungen der Nagra. Die Auswertung des erarbeiteten Datenmaterials und seine Zusammenfassung zu einer konsistenten Sicherheitsbetrachtung wurde so terminiert, dass dieser Bericht als das vom EVED verlangte Projekt Gewähr 1985 und als Entscheidungsgrundlage für die Verlängerung der Betriebsbewilligungen der bestehenden Kernkraftwerke über das Jahr 1985 hinaus dienen kann.

(Die gesetzlichen Grundlagen und die Vorschriften im Hinblick auf die nukleare Entsorgung Schweiz sind in den Anhängen A bis C ausführlicher dargestellt.)

1.2 Arbeitsplanung der Nagra

In der Nationalen Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle (Nagra) haben sich 1972 alle Erzeuger radioaktiver Abfälle in der Schweiz zusammengeschlossen, mit dem Ziel, die sachgerechte Beseitigung aller radioaktiven Abfälle vorzubereiten. Genossenschafter der Nagra sind die Schweizerische Eidgenossenschaft sowie sechs Elektrizitätsgesellschaften, welche Kernkraftwerke betreiben bzw. projektieren.

In den Verantwortungsbereich der Nagra fallen alle Forschungs-, Entwicklungs- und Projektierungsarbeiten bezüglich der Endlagerung. Je nach den Abfallkategorien umfassen diese Arbeiten unterschiedliche Zeithorizonte:

- Die **hochradioaktiven** Abfälle aus der Wiederaufarbeitung abgebrannter Brennelemente (bzw. die nichtaufgearbeiteten Brennelemente selbst) müssen nach der Entladung aus dem Reaktor zunächst rund 40 Jahre kontrolliert zwischengelagert werden, bis ihre anfänglich hohe Wärmeproduktion soweit abgeklungen ist, dass eine niedrige Endlagertemperatur eingehalten werden kann. Das Endlager für hochradioaktive Abfälle wird deshalb erst etwa ab dem Jahr 2020 benötigt. Die kontrollierte Zwischenlagerung wird mit dem heutigen Stand der Technik problemlos beherrscht.
- Die **schwach- und mittelradioaktiven Abfälle** fallen laufend an. Sie liegen bereits heute in endlagerfähiger Form vor. Es wäre wünschbar, wenn ein Endlager für schwach- und mittelradioaktive Abfälle möglichst bald zur Verfügung stehen würde. Aus technischen und Verfahrens-Gründen ist die Inbetriebnahme eines entsprechenden Endlagers ab Mitte der neunziger Jahre vorgesehen. Benötigte Zwischenlager-Kapazitäten sind vorhanden bzw. können bereitgestellt werden. Die Zwischenlagerung wird mit dem heutigen Stand der Technik problemlos beherrscht.

Zusätzlich zu ihren beiden Hauptaufgaben - der Vorbereitung ausführungsfähiger Projekte für die beiden Endlagertypen - beauftragten die Betreiber bestehender Kernkraftwerke die Nagra mit der Ausarbeitung des Projekts Gewähr 1985. Das Projekt soll es ermöglichen, die Machbarkeit der Endlagerung in der Schweiz zu beurteilen. In bezug auf die Realisierung der Endlager stellt es ein - wenn auch wichtiges - Nebenziel dar.

Die Grundidee der Endlagerkonzepte ist der dauerhafte Einschluss der radioaktiven Abfälle durch mehrere Sicherheitsbarrieren. Die technische Realisierung dieser Idee erfordert die quantitative Erfassung der künftigen Wirksamkeit einzelner Sicherheitsmassnahmen und ihrer Kombinationen, wozu detaillierte Kenntnisse zahlreicher Effekte und Parameter nötig sind, welche in die Sicherheitsanalyse eingehen. Wo diese Kenntnisse fehlen oder nicht ausreichend sind, müssen sie durch eingehende Untersuchungen erarbeitet werden. Das konsequente Durchdenken und Durcharbeiten der Konzeptidee führt deshalb zu einem weitverzweigten Untersuchungsprogramm, welches - um dem Charakter der Aufgabenstellung gerecht zu werden - langfristig angelegt ist.

Wo immer möglich wurden diejenigen Untersuchungen, deren Ergebnisse für das Projekt Gewähr 1985 benötigt werden, zeitlich vorgezogen. Je nach Untersuchungsprogramm konnte dies in unterschiedlichem Ausmass erreicht werden. Insbesondere die zeitaufwendigen geologischen Untersuchungen können zeitlich nicht beliebig komprimiert werden. Die Untersuchungsprogramme wurden aber so gestaltet, dass es die Ende 1984 verfügbaren Resultate und die Auswertung ausländischer Erfahrungen zumindest erlauben, realistisch-vorsichtige Projektannahmen zu treffen.

1.3 Projektgrundsätze

Aus der langfristigen Anlage der Vorarbeiten für die Endlagerung folgt, dass zum Zeitpunkt der Ausarbeitung des Projekts Gewähr 1985 noch nicht alle Kenntnisse in dem Ausmass vorhanden sein können, wie sie später für die Ausarbeitung ausführungsfähiger Endlagerprojekte benötigt werden. Damit das Projekt eine belastbare Grundlage für die zu treffende Entscheidung über die Verlängerung der Betriebsbewilligungen der bestehenden Kernkraftwerke ergibt, wurde es nach folgenden Grundsätzen erarbeitet:

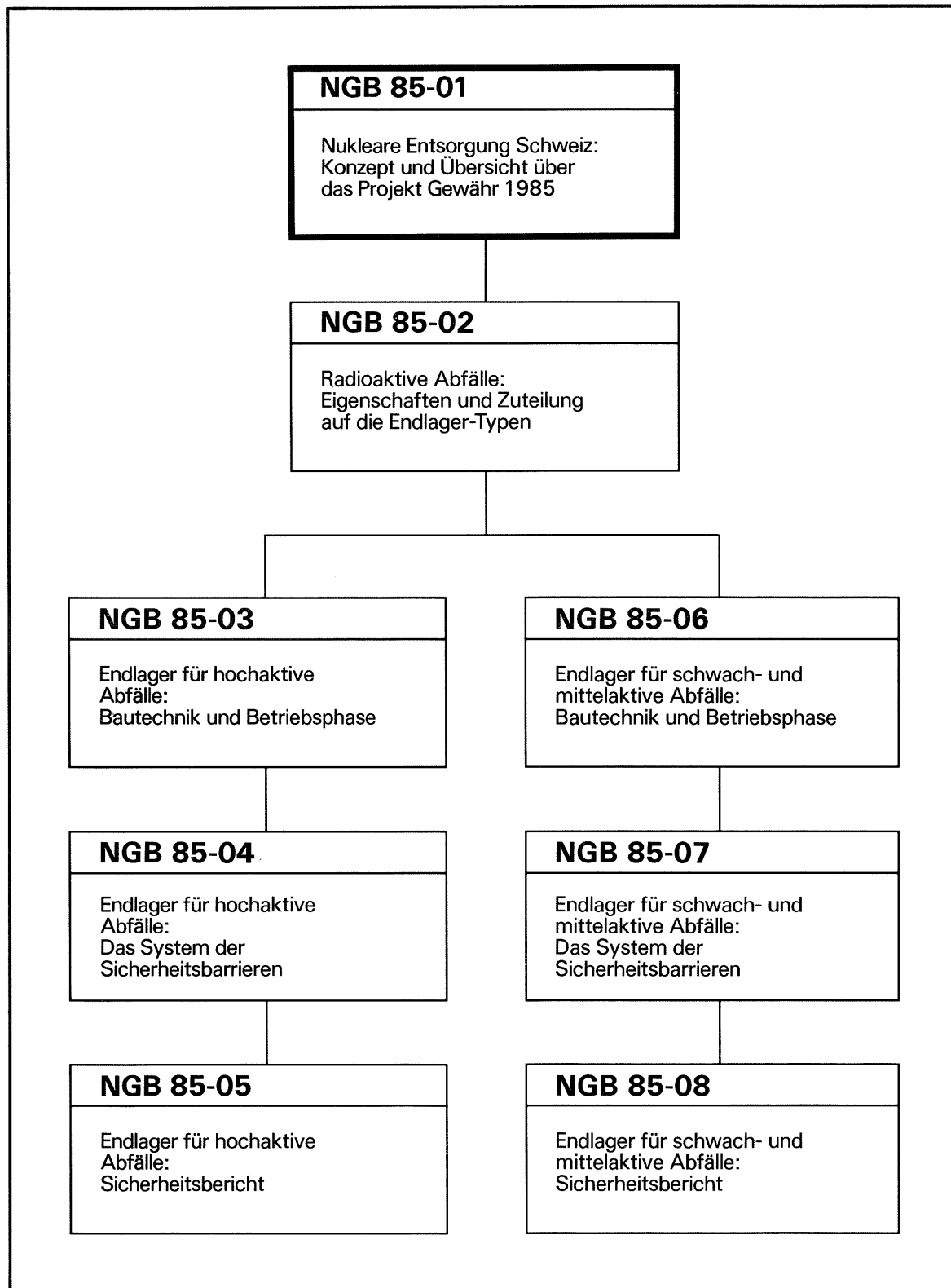


Fig. 1: Struktur des Projektberichts Gewähr 1985
(der vorliegende Berichtsband ist hervorgehoben).

- Die **technische Machbarkeit** wird aufgrund der heute verfügbaren Technologien beurteilt. Der Machbarkeitsnachweis stützt sich nicht auf erwartete oder hypothetische künftige Verbesserungen der technischen Möglichkeiten.
- Die Hauptaufgabe des Projekts Gewähr 1985 besteht in der Beurteilung der **Langzeitsicherheit** der Endlagerung. Bei dem Sicherheitsnachweis werden nur die dem vorhandenen Kenntnisstand entsprechenden Schlussfolgerungen gezogen.
- Annahmen werden auf das notwendige Mindestmass begrenzt. Sie stehen mit den Ergebnissen der Untersuchungen im Einklang und betreffen z.B. die Extrapolation lokal gemessener Parameter der Gesteinseigenschaften auf räumlich ausgedehntere Bereiche.
- Bei grösserer Streuung der Messergebnisse werden realistisch-vorsichtige Parameterwerte den Sicherheitsbetrachtungen zugrunde gelegt, der Streubereich wird ausgewiesen. Offene Fragen und - im Hinblick auf die Endlagerrealisierung bestehende - Kenntnislücken werden aufgelistet, auf ihre Konsequenzen für die Sicherheitsbetrachtungen wird hingewiesen.
- Die zur Vervollständigung der Daten im Hinblick auf ausführungsfähige Projekte vorgesehenen Arbeiten werden kurz dokumentiert. Insbesondere wird auch auf den Zeitbedarf hingewiesen, der zur Vertiefung der schon heute möglichen Aussagen erforderlich ist.

Die Projektgrundsätze werden im Abschnitt 5 noch ausführlicher diskutiert.

1.4 Aufbau der Berichterstattung zum Projekt Gewähr 1985

Das Projekt Gewähr 1985 stellt die Auswertung und Synthese der Ergebnisse einer Vielzahl von einzelnen Forschungs-, Untersuchungs- und Projektierungs-Arbeiten dar. Diese Ergebnisse zusammen mit der Beschreibung der angewandten Arbeitsmethodik wurden und werden je nach Fortschritt der Arbeiten in der Reihe der Technischen Berichte der Nagra (NTB-Berichte) laufend publiziert. Aus diesem Grunde wurde ein zweistufiger Aufbau der Berichterstattung zum Projekt gewählt, bestehend aus

- einem achtbändigen Projektbericht NGB 85-01 bis 85-08, und
- den sogenannten Referenzberichten (im wesentlichen den NTB-Berichten).

Nagra-Bericht zum Projekt Gewähr 1985

Die Struktur der acht Berichtsbände NGB 85-01 bis 85-08 ist in Fig. 1 wiedergegeben.

Der hier vorliegende Berichtsband **NGB 85-01** bildet eine für sich lesbare Projektübersicht, in der das Konzept der nuklearen Entsorgung dargestellt, der Inhalt der übrigen Berichtsbände NGB 85-02 bis 85-08 resümiert und die Schlussfolgerungen aus dem Projekt Gewähr 1985 gezogen werden.

Der Berichtsband **NGB 85-02** enthält die zusammenfassende Darstellung des Inventars der radioaktiven Abfälle, des Konzepts der Abfallsorten und ihrer Zuteilung auf die verschiedenen Endlagertypen.

Jeweils drei der übrigen sechs Berichtsbände sind den Teil-Projekten der beiden Endlagertypen gewidmet, die Bände NGB 85-03, 85-04 und 85-05 dem Projekt des Endlagers für hochaktive Abfälle, die Bände NGB 85-06, 85-07 und 85-08 dem Projekt des Endlagers für schwach- und mittelaktive Abfälle. Beide Teilprojekte sind gleich strukturiert:

In einem bautechnischen Bericht **NGB 85-03** resp. **85-06** werden die Endlager-Anlagen beschrieben. Diese Berichte umfassen neben der Bauphase auch die Betriebs- und Verschluss-Phase des Endlagers bis zu seiner endgültigen Versiegelung. Sie dokumentieren die aufgrund des heutigen Standes der Technik anzuwendenden Methoden und weisen so die technische Realisierbarkeit der Anlagen und ihres Betriebs nach.

Zwei weitere Bände, **NGB 85-04** und **85-07**, enthalten alle relevanten Angaben über die einzelnen Sicherheitsbarrieren des Endlagersystems, die als Parameter in die Sicherheitsanalysen eingehen.

Die letzten beiden Bände **NGB 85-05** und **85-08** enthalten die Sicherheitsberichte für die beiden Endlagertypen, mit der konzisen Beschreibung der Rechenmodelle und der Darstellung der Resultate der Sicherheitsanalysen. Die NGB-Berichte enthalten kommentierte verdichtete Ergebnisse der Untersuchungsarbeiten und ihre Streubreiten, Fehlergrenzen und Unsicherheiten. Sie dokumentieren den Weg von den Inputdaten (Abfallinventar, Materialeigenschaften, Daten der Geosphäre und der Biosphäre) zur berechneten potentiellen Strahlen-Exposition. Sie enthalten jedoch keine umfassende Beschreibung der angewandten Arbeits- und Mess-Methodik, keine Diskussion und Wertung der Einzelergebnisse, der Zwischenschritte der Untersuchungen etc. Diese Detaildokumentation ist in den Referenz-Berichten enthalten.

Referenz-Berichte

Als Referenz-Berichte werden insbesondere alle Technischen Berichte der Nagra (NTB-Berichte) verstanden, aber auch andere öffentlich zugängliche Berichte von Auftragnehmern der Nagra und von anderen einschlägigen Organisationen.

Die Reihe der NTB-Berichte - die entsprechend dem langfristigen Charakter der Nagra-Aufgaben weitergeführt wird - wurde auf den Zeitpunkt der Einreichung des Projekts Gewähr 1985 so komplettiert, dass darin alle relevanten Detaildaten, Informationen, Methodik-Hinweise etc. dokumentiert sind. Einzelne Untersuchungsgebiete, deren Ergebnisse über mehrere Einzelberichte verstreut vorkommen, wurden dabei durch spezielle Uebersichtsberichte zusammengefasst. Die erschienenen und in Vorbereitung stehenden NTB-Berichte sind im Literaturverzeichnis in diesem Berichtsband aufgelistet.

TEIL I - ZUM KONZEPT DER NUKLEAREN ENTSORGUNG SCHWEIZ

2 GRUNDSÄTZLICHES ZUR ABFALLBESEITIGUNG

2.1 Abfallbeseitigung in der technischen Zivilisation

Der allgemeine materielle Wohlstand und die grosse Bevölkerungsdichte führt in den technischen Zivilisationen zu hoher Abfallproduktion. Die Abfälle müssen umweltgerecht beseitigt werden. Die Sensibilisierung der Gesellschaft für die Fragen des Umweltschutzes erhöht die Anforderungen an die Umweltverträglichkeit der Abfallbeseitigung. Die technische Entwicklung und die hohe industrielle Arbeitsproduktivität machen gleichzeitig eine zunehmend umweltkonforme Abfallbeseitigung technisch machbar und wirtschaftlich tragbar.

Die Beseitigung von nicht mehr nutzbaren oder abbaubaren Abfällen erfolgt grundsätzlich auf zwei Arten (vgl. z.B. /9/):

Die Abfallstoffe können einerseits durch **Verdünnung** und **Verteilung** in die Atmosphäre oder in Gewässer auf Konzentrationen reduziert werden, die für Mensch und Umwelt unschädlich sind. Dieses Vorgehen - in der Literatur als DD (dilute and disperse) bezeichnet - drängt sich vor allem dort auf, wo abfallproduzierende Prozesse im Kontakt mit Luft oder Wasser ablaufen. Darunter fallen insbesondere alle Verbrennungsprozesse, die auf die Zufuhr von atmosphärischem Sauerstoff angewiesen sind. Die Beseitigung von schädlichen Verbrennungsprodukten aus den Abgasen durch Filter ist entweder unvollständig (z.B. SO_2 , NO_x), oder nicht machbar (z.B. CO_2). Die DD-Beseitigung stösst auf ihre Grenzen dort, wo die Abfallproduktion die natürlichen Regenerationsraten der Umwelt lokal oder weltweit überschreitet.

Die andere Möglichkeit der Abfallbeseitigung durch seine **Aufkonzentration** und **Isolation** von der Biosphäre wird durch die Abkürzung CC (concentrate and confine) bezeichnet. Sie ist dort praktikabel, wo die zu beseitigenden Abfallmengen begrenzt sind und kontrolliert anfallen. Sie wird insbesondere bei Abfällen hoher Schädlichkeit und Toxizität angewandt, wie sie z.B. in der chemischen Industrie entstehen.

Das Fernhalten der Abfälle vom menschlichen Lebensraum nach der CC-Methode wird meistens durch eine **überwachte Langzeitlagerung** in Sondermülldeponien erreicht. Die Wirksamkeit der Einschlussmassnahmen wird dabei durch zeitlich unbegrenzte Kontrollen und Wartung der Abfalldeponie überwacht, um nötigenfalls Gegenmassnahmen zu treffen.

Wenn die Einschlussmassnahmen so gestaltet werden können, dass sie über die gesamte Dauer der potentiellen Abfallschädlichkeit wirksam bleiben und so die Langzeitsicherheit des Einschlusses gewährleistet ist, spricht man von der **Endlagerung**. Ein Endlager muss so angelegt werden, dass nach seinem Verschluss auf Kontroll- und Wartungsmassnahmen verzichtet werden kann, ohne dass Schutz und Sicherheit der Bevölkerung beeinträchtigt wird.

Die Endlagerung wurde vereinzelt für chemisch toxische Abfälle realisiert. Die radioaktiven Abfälle sind jedoch die erste Abfallart, für welche die Endlagerung generell angestrebt wird. Ihre als Folge der Radioaktivität gegebene Toxizität ist zwar von gleicher Grössenordnung wie z.B. diejenige von Selenverbindungen oder Kaliumcyanid, klingt aber mit dem radioaktiven Zerfall exponentiell ab. Deshalb erscheint die Endlagerung der radioaktiven Abfälle machbar und wird vom Gesetzgeber verschiedener Länder gefordert.

2.2 Für die Endlagerung wichtige Eigenschaften der radioaktiven Abfälle

Radioaktive Abfälle unterscheiden sich von anderen toxischen Stoffen dadurch, dass

- ihre Toxizität überwiegend durch die ionisierende Strahlung bedingt ist, welche sie aussenden, und dass
- ihre Radioaktivität (und somit Toxizität) sich im Verlaufe der Zeit von selbst abbaut.

Die ionisierende Strahlung an sich bereitet keine unüberwindlichen Probleme. Die Gefährdung durch externe Strahlung wird auch für hochaktive Abfälle bereits durch eine Abschirmung mit einigen Dezimetern Stahl (z.B. beim Transport) oder mit einigen Metern Gestein (im Endlager) wirksam vermieden.

Eine Gefährdungsmöglichkeit durch radioaktive Abfallstoffe besteht nur dann, wenn sie in genügenden Mengen in die Biosphäre eindringen und schliesslich - z.B. über die Nahrungskette - in den menschlichen Körper gelangen würden. In dieser Beziehung unterscheiden sich radioaktive Abfälle nicht von chemischen Giften - beide müssen vom menschlichen Lebensbereich isoliert werden (CC-Prinzip).

Beseitigung durch Verdünnung in die Biosphäre, durch Abgabe in die Atmosphäre oder in Gewässer ausserhalb sehr niedrig angesetzter Grenzwerte, ist verboten.

Mehrere spezifische Aspekte der radioaktiven Abfälle begünstigen die CC-Entsorgungsstrategie und die Erfüllung auch der verschärften Forderung der Endlagerung:

2.2.1 Entstehung unter Einschluss

Radioaktive Abfälle stehen vom Zeitpunkt ihrer Entstehung an unter Kontrolle. Der eigentliche Abfall aus der Kernenergiegewinnung - die hochradioaktiven Abfälle - entstehen durch Kernreaktionen im Kernbrennstoff. Sie bleiben in der Uranmatrix des Brennstoffs eingebettet, und sind zusätzlich durch dicht verschweisste Brennelementhüllen und eine ganze Hierarchie von Einschlussbehältern (Reaktordruckgefäss bis Reaktorcontainment) von der Umwelt isoliert. Dies ist möglich, weil die Kernreaktionen im Gegensatz zur Verbrennung fossiler Brennstoffe ohne Kontakt zur Atmosphäre ablaufen.

Bei der weiteren Verarbeitung des abgebrannten Kernbrennstoffs, beim Transport, in den Wiederaufarbeitungsanlagen und bei der Konditionierung des Abfalls, vermeiden geeignete Einschlussmassnahmen die Dispersion der radioaktiven Stoffe in die Umwelt. Die Wirksamkeit der Einschlussmassnahmen kann problemlos überwacht werden, weil schon Spuren von austretenden radioaktiven Stoffen leicht nachgewiesen werden können.

2.2.2 Relativ kleine Mengen hochtoxischer Abfälle

Bezogen auf die Energieproduktion fällt nur eine kleine Menge der Abfälle hoher Radiotoxizität an. In einem Kernkraftwerk der 1000 MW(e)-Klasse entstehen pro Betriebsjahr beispielsweise nur rund 4 m³ beziehungsweise 10 t konditionierte (verglaste) hochaktive Abfälle. Deshalb sind auch sehr aufwendige Einschlussmassnahmen technisch realisierbar und wirtschaftlich tragbar.

Dies gilt auch für die zusätzlich anfallenden schwach- und mittelaktiven Abfälle, welche zwar nur rund 1 % der radiotoxischen Substanzen aus der Kernenergienutzung enthalten, deren Volumen aber durch Verdünnung mit inaktivem Material vergrössert wird. Einschliesslich der Verfestigungsmasse entstehen pro Betriebsjahr eines 1000 MW(e) KKW unter anteilmässiger Berücksichtigung seiner Stilllegung nur rund 500 m³ dieser "verdünnten" Abfälle.

Diese günstige Situation ist für die Kernenergiegewinnung spezifisch. Bei fossil befeuerten Kraftwerken ist das Abfallmengenproblem gravierender. In Kohlekraftwerken mit 1000 MW(e) Leistung beispielsweise fallen in den Verbrennungsabgasen jährlich rund 150'000 t SO₂ und 200'000 t NO_x an. Durch wirksame Filter können davon in modernen Anlagen bis zu 95 % zurückgehalten werden, an die 7'000 t SO₂, 10'000 t NO_x und der gesamte Ausstoss an CO₂ müssen aber in die Atmosphäre eingeleitet werden. Im Uebrigen müssen auch die Filterrückstände und die immensen Mengen der Asche umweltgerecht beseitigt werden.

2.2.3 Abnahme der Toxizität mit der Zeit

Die Radioaktivität und somit die Toxizität der Abfälle baut sich im Verlaufe der Zeit nach physikalischen Gesetzen von selbst ab. Bedingt durch die Abfallzusammensetzung erfolgt die Toxizitätsabnahme zunächst sehr schnell. Nach einigen zehntausend Jahren fällt die Toxizität auch der hochaktiven Abfälle unter das Niveau verschiedener in der Natur vorkommender langlebiger radioaktiver Stoffe, zum Beispiel der Uranerze, deren genügend wirksame Isolation von der Biosphäre durch rein natürliche Phänomene seit Jahrmilliarden gegeben ist (vgl. Abschnitt 3 und Fig. 19).

Einschlussmassnahmen, deren Wirksamkeit über das von der Natur ohne besondere Vorkehrungen realisierte Mass hinausgeht, müssen somit nur für eine begrenzte, technisch und erdwissenschaftlich überblickbare Zeitspanne angestrebt werden. Zum Vergleich sei erwähnt, dass viele der nicht radioaktiven Industrieabfälle - insbesondere bestimmte Schwermetalle - weder durch natürliche Prozesse abgebaut werden noch einen "eigenen" Zerfallsmechanismus aufweisen, so dass ihre Toxizität immerwährend ist.

2.2.4 Natürliche Strahlenexposition als Massstab

Die natürliche Strahlenexposition aus kosmischen und terrestrischen Quellen sowie aus der körpereigenen Radioaktivität - der alle Menschen ausgesetzt sind - vereinfacht die Festlegung der Grenzwerte für allfällige zusätzliche zivilisatorische Strahldosen. Das absolute Mass der natürlichen Strahlenexposition und insbesondere ihre regional bedingten ausgeprägten Schwankungen, die keinen nachweisbaren Einfluss auf Mensch und Umwelt haben und die von der Gesellschaft etwa bei einem Wohnortswechsel bedenkenlos in Kauf genommen werden, erlauben eine quantitative Definition der radiologischen Sicherheitsanforderungen an Kernanlagen und Endlager für radioaktive Abfälle.

Dies im Gegensatz zu den Unsicherheiten bei der Festlegung von zulässigen Konzentrations-Grenzwerten verschiedener giftiger oder schädlicher Stoffe, die in der Natur nicht vorkommen (z.B. synthetische chemische Produkte) oder deren Einfluss auf globale Gleichgewichte der Biosphäre nur ungenau verstanden wird (z.B. CO₂-Ausstoss).

2.3 Die überwachte Langzeitlagerung und die Endlagerung

Im Abschnitt 2.1 wurde bei der Realisierung der CC-Entsorgungsstrategie zwischen überwachter Langzeitlagerung und (nicht überwachter) Endlagerung unterschieden. Im Hinblick auf eine vertiefte Diskussion des Entsorgungskonzepts muss die Systematik der Lagertypen noch weiter differenziert werden. Folgende Lagertypen gelangen zur Anwendung:

- **Kontrollierte Zwischenlager:** In diesen wird eine kontrollierte Lagerung der radioaktiven Stoffe für eine von vornherein begrenzte Zeitdauer praktiziert. Die Zwischenlagerung kann aus prinzipiell technischen wie auch aus ablauf-organisatorischen Gründen notwendig sein. Zu den letzteren zählen z.B. die Gewährleistung der notwendigen Pufferkapazitäten zwischen einzelnen Entsorgungsschritten oder die Ueberbrückung der Zeit, bis definitive Abfallager bereit sind. Technisch zwingend ist die Zwischenlagerung abgebrannter Brennelemente oder hochaktiver Abfälle zur Verringerung ihrer Wärmeproduktion auf Werte, welche den Transport, die Wiederaufarbeitung bzw. die Endlagerung erleichtern.
- **Überwachte Langzeitlager:** Darin wird die kontrollierte Lagerung radioaktiver Stoffe ohne eine ausdrückliche zeitliche Begrenzung praktiziert, bzw. ohne die ausdrückliche Absicht, die gelagerten Abfälle später auf eine andere Art zu beseitigen und z.B. in ein Endlager zu überführen. Das wichtigste Merkmal der überwachten Lagerung ist, dass ihre Langzeitsicherheit durch permanente Kontrollen und Wartung gewährleistet wird, also durch organisatorische Massnahmen. Die Langzeitsicherheit ist vom Fortbestand der involvierten organisatorischen Strukturen abhängig.
- **Endlager:** Das eigentliche Merkmal der Endlagerung ist, dass die Langzeitsicherheit ohne fortgesetzte menschliche Eingriffe gewährleistet wird. Die Kontrolle eines Endlagers ist möglich, vor allem während der Einlagerung der Abfälle und der einzelnen Phasen der Verfüllung und Versiegelung.

Auch nach dem definitiven Verschluss des Endlagers können die Austritte potentieller Exfiltrationspfade in die Biosphäre auf Radioaktivität überwacht werden, doch ist die beabsichtigte Eigensicherheit des Endlagers so gross, dass man auf diese Ueberwachung ohne Gefahr für Mensch und Umwelt verzichten kann.

Die meisten radioaktiven Abfälle, darunter praktisch alle hochaktiven Abfälle, werden heute kontrolliert zwischengelagert. Die Zwischenlagerung der abgebrannten Brennelemente erfolgt zunächst in den Kernkraftwerken, zum Teil auch in den Eingangslagern der Wiederaufarbeitungsanlagen. Mehrere Länder bereiten hierfür zentrale Zwischenlager mit grösserer Kapazität vor, so beispielsweise Schweden, wo das Zwischenlager CLAB für zunächst 3000 tU Lagerkapazität im März 1985 den Betrieb aufnehmen wird. Die hochaktiven Abfälle werden teilweise in flüssiger Form in Edelstahltanks, teilweise in bereits verfestigter (verglaster) Form bei den Wiederaufarbeitungsanlagen zwischengelagert. Die Ueberführung der verfestigten hochaktiven Abfälle in zentrale Zwischenlager ist vorgesehen. Schwach- und mittelaktive Abfälle, die noch nicht definitiv beseitigt wurden, werden in oberirdischen Lagerhallen und Stapelplätzen zwischengelagert.

Die kontrollierte Zwischenlagerung hat sich in der Praxis bewährt. Wegen der kleinen Mengen der anfallenden hochaktiven Abfälle ist die überwachte Lagerung auch über längere Zeiträume wirtschaftlich. Deshalb und aufgrund der erreichten hohen Sicherheit halten viele Länder am Konzept einer langfristigen Zwischenlagerung für die absehbare Zukunft fest. Dies trifft insbesondere für Grossbritannien zu, wo man plant, die überwachte Langzeitlagerung der hochaktiven Abfälle vorläufig über einen Zeitraum von hundert Jahren weiterzuführen.

Um die Verantwortung für die Ueberwachung der Lager für radioaktive Abfälle den künftigen Generationen zu ersparen, zeichnet sich jedoch international seit etwa zehn Jahren eine Bevorzugung der Endlagerung ab. Bestimmte Kategorien von schwachaktiven Abfällen wurden durch Tiefseeversenkung am Meeresboden beseitigt. Schwach- und mittelaktive Abfälle werden in oberflächennahen Deponien, in geeigneten verlassenen Bergwerken oder in eigens dafür gebauten unterirdischen Anlagen endgelagert. Versuchsweise wurden aktive Abfalllösungen auch durch Injektion in tiefliegende geologische Strata endgelagert. Wegen der zur Abnahme der Wärmeproduktion notwendigen längeren Zwischenlagerung kann die Endlagerung von verfestigten hochaktiven Abfällen resp. abgebrannten Brennelementen aber erst um die Jahrhundertwende beginnen, so dass entsprechende Endlager heute noch nicht gebaut sind.

Die Machbarkeit der Endlagerung der hochaktiven Abfälle in ausgesuchten geologischen Formationen wird jedoch von der internationalen Fachwelt nicht bezweifelt. (Bezüglich der internationalen Situation der nuklearen Entsorgung siehe Anhang D.)

Für die Endlagerung sprechen - verglichen mit der überwachten Langzeitlagerung - insbesondere politisch-ethische Gründe: Die Verantwortung für die Beseitigung der Abfälle aus der Kernenergienutzung soll der heutigen nutzniessenden Gesellschaft überbunden werden; den künftigen Generationen soll die Ueberwachung der Langzeitlager erspart bleiben. Als genauso gewichtig sind aber praktische Ueberlegungen zugunsten der Endlagerung einzustufen: Die Prognosen über die geologische Langzeitstabilität von unterirdischen Endlagern sind eindeutig zuverlässiger und über weit längere Zeiten gültig, als Prognosen über die Stabilität gesellschaftlicher Ordnungen und Organisationen, deren Bestand die Voraussetzung für eine wirksame Kontrolle und Wartung der überwachten Langzeitlager ist.

Abschliessend soll ein weiterer Aspekt der Endlagerung in geologischen Formationen kurz diskutiert werden - die Frage der Rückholbarkeit der Abfälle. Die Zwischenlager resp. die überwachten Langzeitlager werden derart angelegt, dass die Abfälle jederzeit technisch einfach ausgelagert werden können. Dies versteht sich einerseits aus dem zumindest beim Zwischenlager vorläufigen Charakter der Lagerung, und ist andererseits nötig, damit geeignete Gegenmassnahmen getroffen werden können, falls die laufenden Kontrollen ein Ungenügen der nur für eine endliche Zeitdauer ausgelegten Einschlussmassnahmen signalisieren würden. Die Endlagerung dagegen bezweckt eine definitive Beseitigung, ohne Absicht der Rückholung. Diese ist zwar prinzipiell stets möglich, mit der fortschreitenden Realisierung der hintereinander gestaffelten Einschlussmassnahmen jedoch zunehmend technisch wie wirtschaftlich aufwendig und mit steigender radiologischer Gefährdung für das ausführende Personal verbunden.

Die Kontrolle der Qualität der Einschlussmassnahmen und entsprechende Korrekturmassnahmen bei festgestellten Mängeln müssen deshalb schon bei der Vorbereitung und während der Einlagerung erfolgen, bei jedem der Einschlussschritte des Endlagersystems. Bei hochaktiven Abfällen beispielsweise muss die Qualität des Verglasungsprozesses überwacht werden - gegebenenfalls mit der Wiederholung einer ungenügenden Verfestigung, desgleichen die Dichtigkeit und Qualität des korrosionsfesten Behälters - mit der im Empfangsbereich des Endlagers vorgesehenen Möglichkeit, einen defekten Behälter zu öffnen und die Stahlkokille mit dem verglasten Abfall in einem intakten Behälter neu zu verkapseln.

Weitere Kontrollen betreffen die hydrogeologische Begutachtung eines jeden Einlagerungsplatzes in den Endlagerstollen sowie die Ueberprüfung der korrekten Verfüllung der verbleibenden Hohlräume mit geeignetem Material - mit der Möglichkeit, einen ungeeigneten Einlagerungsplatz zu meiden und die Verfüllung nachzuarbeiten. Das Gesamtsystem schliesslich kann durch langfristige in situ Einlagerungsversuche am konkreten Endlagerort getestet werden, deren Ergebnisse vor dem Entscheid zur definitiven Versiegelung des Endlagers auszuwerten sind. (Diese Qualitätssicherungs-Philosophie wird in den Abschnitten 7 und 8 ausführlicher dargestellt.)

Grundsätzlich besteht zwar die Möglichkeit, ein Endlager so zu gestalten, dass das Rückholen bereits endgelagerter Abfälle technisch begünstigt wird. Vorkehrungen zur Erleichterung der Rückholbarkeit schwächen jedoch notwendigerweise die Wirksamkeit der Einschlussmassnahmen und beeinträchtigen somit die Langzeitsicherheit des Endlagersystems. Bei der Wahl eines Lagerungskonzepts geht es letztendlich um das Setzen der Priorität: Wird technisch einfache, operationell sichere Rückholbarkeit gewünscht, so ist als Lagerungsstrategie die überwachte Langzeitlagerung in oberflächennahen Bauten mit der Betonung der technischen Einschlussmassnahmen angezeigt. Wenn umgekehrt die Langzeitsicherheit eines in tiefen geologischen Formationen angelegten Endlagers im Vordergrund steht, bei dem primär auf Ueberwachungsmassnahmen verzichtet werden soll, so müssen bei allfälliger Rückholung der Abfälle technische und operationelle Erschwernisse in Kauf genommen werden.

3 KONZEPT DER NUKLEAREN ENTSORGUNG UND QUANTITATIVE UEBERLEGUNGEN ZUR ENDLAGERUNG

Für die nukleare Entsorgung Schweiz wurde durch die Schweizerischen Elektrizitätswerke und die Nagra ein umfassendes Konzept ausgearbeitet, das im Jahre 1978 vorgestellt /2/ und im sogenannten Zwischenbericht der Nagra (NTB 83-02) im Jahre 1983 in einer weiterentwickelten Form dargestellt wurde. Die allgemeinen Ausführungen dieses Abschnitts zu den Konzeptgrundlagen können deshalb kurz gehalten werden, mehr Raum erhält hingegen die Darstellung der Konkretisierung des Konzepts im Projekt Gewähr 1985 sowie quantitative Ueberlegungen zur Wirksamkeit der im Konzept vorgesehenen Sicherheitsbarrieren.

3.1 Grundsätzliche Festlegungen des Entsorgungs-Konzepts

Das Konzept der nuklearen Entsorgung Schweiz beruht auf folgenden Prämissen und Festlegungen:

- o Die radioaktiven Abfälle sind durch Endlagerung zu beseitigen. Die Endlager werden in geeigneten geologischen Formationen angelegt. Das oberste Gebot der Endlagerung ist die Gewährleistung der Langzeitsicherheit nach dem definitiven Endlagerverschluss. Massnahmen, welche die Langzeitsicherheit zugunsten anderer Kriterien (z.B. einer technisch einfachen Rückholbarkeit der Abfälle) beeinträchtigen würden, dürfen nicht vorgesehen werden.
- o Die Endlager haben den Schutzzielen der Richtlinie R-21 der HSK/KSA (Anhang B) zu genügen. Bezüglich der Langzeitsicherheit bedeutet dies, dass die Freisetzung von Radionukliden aus einem verschlossenen Endlager als Folge von realistisch-weise anzunehmenden Prozessen zu keiner Zeit zu Strahlendosen führen darf, die 10 mrem pro Jahr überschreiten.
- o Als Planungsgrundlage wurden Abfallmengen und -arten angenommen, wie sie aus dem Kernenergie-Szenarium 240 GWa (Abschnitt 6.1) resultieren. Die Gesamtmengen der Abfallarten werden in der Tabelle 1 resümiert, ergänzt um einige weitere Informationen.

- o Abfallarten werden im Hinblick auf die für die einzelnen Endlagertypen zulässigen Grenzkonzentrationen von Radionukliden definiert, welche aus der Forderung nach der sicheren Einhaltung des Schutzziels von 10 mrem/Jahr Dosisleistung abgeleitet sind. Abfälle mit höheren Radionuklidkonzentrationen dürfen im entsprechenden Endlager nicht beseitigt werden. Sie werden einem Endlagertyp mit höherer Sicherheit zugewiesen.
- o Die Wiederaufarbeitung der abgebrannten Brennelemente erfolgt im Ausland, die resultierenden hochaktiven Abfälle in verfestigter (verglaster) Form sowie die schwach- und mittelaktiven Abfälle im konditionierten Zustand werden in die Schweiz zurückgenommen. Die Option der Beseitigung von nicht wiederaufgearbeiteten Brennelementen wird jedoch offen gehalten. Im Projekt Gewähr 1985 wird die Option "ohne Wiederaufarbeitung" als eine Nebenvariante mit reduzierter Bearbeitungstiefe dargestellt.
- o Die zur Abnahme der Wärmeproduktion der hochaktiven Abfälle aus der Wiederaufarbeitung notwendige Zwischenlagerung erfolgt in einem zentralen Zwischenlager. Die Zwischenlagerung von abgebrannten Brennelementen bei der Option mit nachträglicher oder ohne Wiederaufarbeitung erfolgt ebenfalls zentral, desgleichen eine allfällig notwendige Zwischenlagerung von konditionierten mittelaktiven Abfällen aus der Wiederaufarbeitung. Im Projekt Gewähr 1985 wird als gesamte Zwischenlagerzeit (Entladung der Brennelemente bis Endlagerung) der hochaktiven Abfälle 40 Jahre angenommen.
- o Das im Projekt Gewähr 1985 konkretisierte Konzept sieht zwei Endlagertypen vor:
 - **Endlager Typ C** für hochaktive und bestimmte alphahaltige mittelaktive Abfälle,
 - **Endlager Typ B** für alle übrigen mittel- und schwachaktiven Abfälle.

Das allgemeine Entsorgungskonzept enthält als Option noch ein Endlager Typ A für ausschliesslich schwachaktive Abfälle, mit gegenüber Typ B reduzierten sicherheitstechnischen Anforderungen (NTB 83-02). Die Entscheidung für oder gegen ein separates Endlager Typ A wird bei der Ausarbeitung konkreter ausführungsreifer Projekte für ein Endlager Typ B zu treffen sein. Die Tabelle 1 bietet Uebersicht über die Zuteilung der Abfallarten auf die einzelnen Endlagertypen im Projekt Gewähr 1985 und im allgemeinen Entsorgungskonzept.

Tabelle 1: Gesamtabfallmengen für das Kernenergieszenarium 240 GWa mit Wiederaufarbeitung gemäss Entsorgungskonzept und seiner Konkretisierung im Projekt Gewähr 1985

Allgemeine Festlegungen des Entsorgungskonzepts (NTB 83-02)							Konkretisierung des Konzepts im Projekt Gewähr 1985		
Abfallart (Lagertyp)	Zusammensetzung der Abfälle	Merkmale der Abfälle	Herkunft der Abfälle	Gewicht der im frischen Abfall enthaltenen rad. Stoffe	Aktivität der enthaltenen rad. Stoffe (10 Jahre nach der Entladung)	Volumen der konditionierten Abfälle	Reservezuschlag für volumenintensivere Konditionierung, Verpackung usw.	Zuteilung der Abfallarten Auf die Endlagertypen Brutto-Volumen der konditionierten Abfälle	Lagertyp
Schwachaktiv SAA (Lagertyp A)	schwachaktive, kurzlebige Radionuklide (nur Spuren von langlebigen Radionukliden)	ohne Abschirmung und Kühlung manipulierbar	hauptsächlich Abbruch der KKW's, Anteile aus Medizin, Forschung und Industrie	weniger als 1 t	weniger als 0,01 MCi	100 000 m ³	40 000 m ³	200 000 m ³ SAA + MAA	Endlager Typ B
Schwach- und mittelaktiv SAA + MAA (Lagertyp B)	schwach- und mittelaktive kurzlebige, begrenzte Anteile langlebiger Radionuklide	ohne Kühlung, z.T. jedoch nur mit zusätzlicher Abschirmung manipulierbar	Betrieb der KKW's, Anteile aus dem Abbruch der KKW's, Betrieb der Wiederaufarbeitungsanlagen, Anteile aus Medizin, Forschung und Industrie	weniger als 2 t	weniger als 150 MCi	70 000 m ³			
Hochaktiv HAA (Lagertyp C)	hochaktive kurz- und langlebige Radionuklide	anfänglich hohe Wärmeentwicklung; nur mit Kühlung und schwerer Abschirmung manipulierbar	Wiederaufarbeitungsanlagen	290 t	weniger als 4400 MCi	1000 m ³	200 m ³	10 000 m ³ MAA 1200 m ³ HAA (Netto-Volumen HAA = 884 m ³)	Endlager Typ C

Dargestellt ist die Option mit Wiederaufarbeitung. In der Nebenvariante "ohne Wiederaufarbeitung" sind an Stelle der HAA rund 4000 m³ abgebrannte Brennelemente zu beseitigen, andererseits reduziert sich die Menge der SAA/MAA um rund 50'000 m³ (vgl. Abschnitt 6.3.2.6).

- o Zur Gewährleistung der Sicherheit werden die Abfälle vom menschlichen Lebensbereich durch eine Reihe von Sicherheitsbarrieren isoliert. Je nach Abfallart und Toxizität gelangen verschiedene künstliche (technische) und natürliche (geologische) Barrieren zum Einsatz. Die Sicherheitsbarrieren des Endlagers Typ C werden im Abschnitt 3.5 und detaillierter im Abschnitt 7 dargestellt, diejenigen des Endlagers Typ B im Abschnitt 8.
- o Bezüglich der Terminplanung der vorbereitenden Arbeiten hält das Konzept der nuklearen Entsorgung als Ziel fest, dass das Endlager Typ B unter Berücksichtigung der erforderlichen Sicherheitsabklärungen so schnell wie technisch-organisatorisch möglich verfügbar ist, und das Endlager Typ C (und evtl. A) bei Anfall der entsprechenden Abfallkategorien betriebsbereit sind (HAA aus Wiederaufarbeitung nach Zwischenlagerung, SAA aus der Reaktor-Stillegung). Der Terminplanung sind die Abschnitte 7.1.3 und 8.1.3 gewidmet.

3.2 Entsorgungsschritte, Aufgabenteilung

Die Konkretisierung des Entsorgungskonzepts im Projekt Gewähr 1985 führt zum Ablauf der einzelnen Entsorgungsschritte gemäss der schematischen Darstellung in Fig. 2, aus der auch die Aufgabenteilung zwischen der Nagra und den übrigen Entsorgungspartnern ersichtlich ist (vgl. hierzu NTB 83-02). Ausser der Wiederaufarbeitung und den jeweiligen Transporten umfasst die Entsorgung grundsätzlich folgende fünf Schritte:

- 1) Verarbeitung (Konditionierung/Verpackung) der Abfälle am Entstehungsort
- 2) Zwischenlagerung am Entstehungsort vor dem Abtransport
- 3) Zentrale Zwischenlagerung (zeitlich begrenzte kontrollierte Lagerung)
- 4) Vorbereitung der Abfälle für die Endlagerung
- 5) Endlagerung

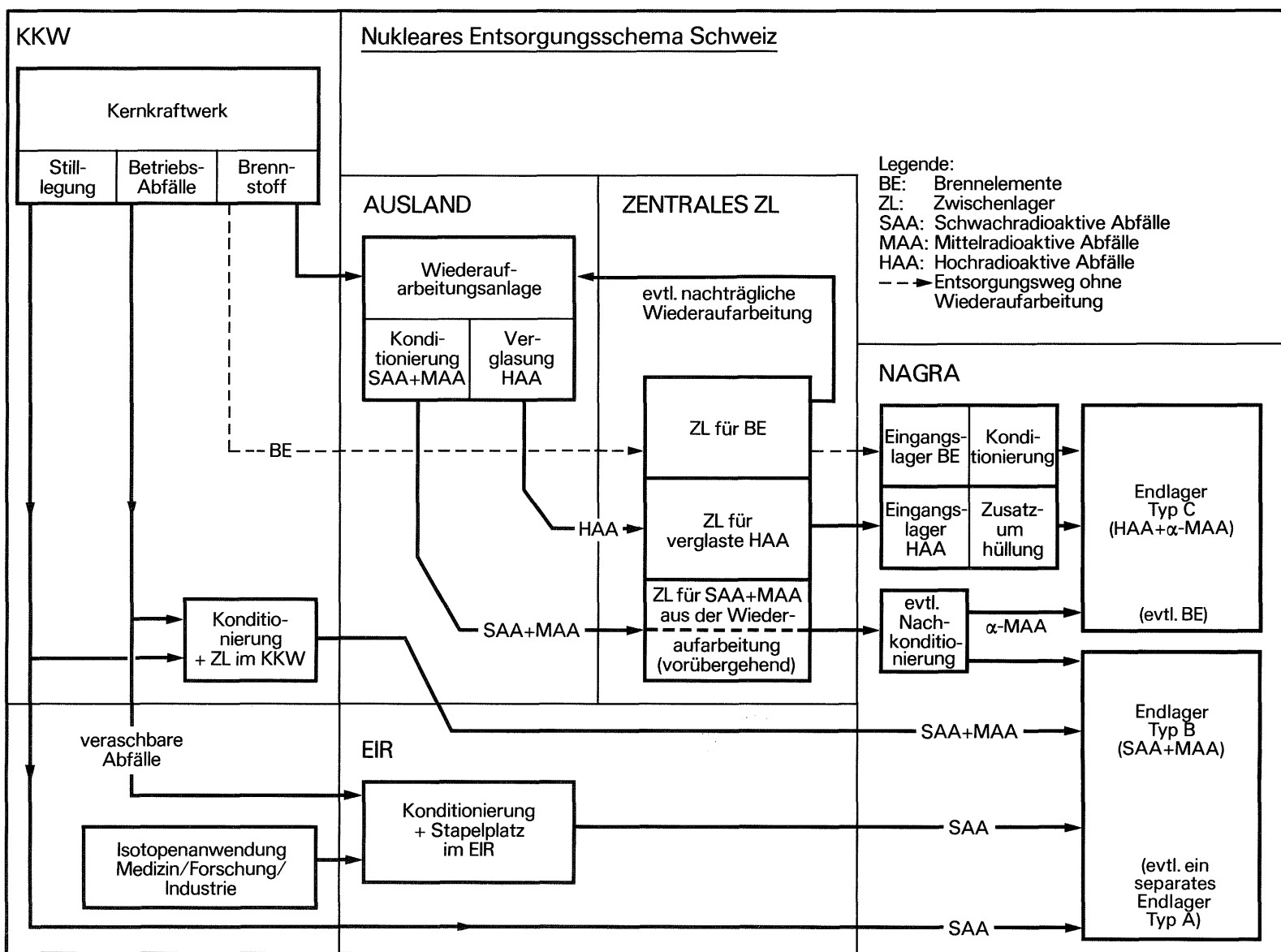


Fig. 2: Schematische Darstellung der nuklearen Entsorgung in der Schweiz gemäss Projekt Gewähr 1985

Die Zwischenlagerung ist bei den hochaktiven Abfällen technisch zwingend - die anfänglich hohe Wärmeproduktion der frischen Abfälle soll dadurch auf ein kleines Niveau abklingen, sodass eine niedrige Endlager-Temperatur eingehalten werden kann. Bei den schwach- und mittelaktiven Abfällen wird die Zwischenlagerung während einer Uebergangsperiode (bis die Endlager zur Abfallaufnahme bereit sind) aus terminlichen Gründen notwendig. Danach können diese Abfallkategorien direkt endgelagert werden.

Die Sicherheit und Machbarkeit der ersten drei Entsorgungsschritte sowie der Verarbeitung und Verpackung der SAA für die Endlagerung (Schritt 4) ist durch den Stand der Technik erwiesen. Die Verfestigung der SAA und MAA in den Kernkraftwerken, die Veraschung und Konditionierung der veraschten Abfälle im EIR wird routinemässig praktiziert, ebenfalls die Zwischenlagerung der abgebrannten Brennelemente in den Kernkraftwerken. Für das zentrale Zwischenlager wird gegenwärtig an einem Rahmenbewilligungs-Projekt gearbeitet, das auf erprobten, vorhandenen Lösungen beruht. Die Verfestigung der HAA aus der Wiederaufarbeitung durch Verglasung wird im Ausland im technischen Massstab praktiziert. Der Stand der als sicher und machbar nachgewiesenen Entsorgungsschritte in der Schweiz wird in Abschnitt 4 dieses Berichtsbandes summarisch dargestellt.

Die folgenden Betrachtungen zur Wirksamkeit der Sicherheitsbarrieren sowie das in den Abschnitten 6 bis 8 zusammenfassend dargestellte Projekt Gewähr 1985 können sich deshalb auf die übrigen Entsorgungsschritte konzentrieren, nämlich auf die Aspekte der Realisierung und der Langzeitsicherheit der Endlagerung und der unmittelbar vorher notwendigen Endkonditionierung.

3.3

Das Prinzip der mehrfachen Sicherheitsbarrieren: Begrenzung und Verzögerung der Abfallfreisetzung

Abfälle, die nach der CC-Methode (concentrate und confine, Abschnitt 2.1) zu beseitigen sind, werden zweckmässigerweise durch mehrere hintereinander geschaltete Einschlussmassnahmen an der Rückkehr von ihrem Lagerort in die Biosphäre gehindert. Das Prinzip der mehrfachen Sicherheitsbarrieren ist deshalb so wirksam, weil beim Versagen eines als Sicherheitsbarriere wirkenden Rückhaltemechanismus immer noch mehrere andere bestehen bleiben.

Bei chemisch toxischen Abfällen von Bedeutung ist primär die **Begrenzung der Abfallfreisetzung** in die Biosphäre auf unschädliche Werte (und somit die Gewährleistung ungefährlicher Konzentrationen zu jeder Zeit). Bei radioaktiven Abfällen kommt dazu ein zweiter Wirkungsfaktor - die **Verzögerung der Freisetzung** bezogen auf den Zeitpunkt der Einlagerung: Weil die Toxizität der radioaktiven Abfälle mit der Zeit abnimmt, wirkt sich eine gewichtsmässig gleiche Freisetzung der Abfallstoffe mit zunehmender Verzögerung immer weniger aus. Für einen sicheren Einschluss radioaktiver Abfälle kommen also Sicherheitsbarrieren zur Anwendung, welche

- die Freisetzung der radioaktiven Stoffe aus dem Endlager wirksam begrenzen (**Freisetzungsbarrieren**) und
- den Eintritt der ursprünglich radioaktiven Stoffe in die Biosphäre wirksam verzögern (**Zeitbarrieren**).

In diesem Abschnitt sollen die Zeit- und die Freisetzungsbarrieren am Beispiel des Endlagers für hochaktive Abfälle mehr qualitativ diskutiert werden. In den folgenden Abschnitten werden die Ueberlegungen dann quantitativ untermauert.

Die radioaktiven Abfälle aus den Kernkraftwerken und Wiederaufarbeitungs-Anlagen sind stets Gemische von kurz- und langlebigen Radionukliden. Dies bewirkt einen charakteristischen zeitlichen Verlauf der Abnahme der Radiotoxizität (vgl. die schematische Darstellung in Fig. 3). Kurz nach der Entladung aus dem Kernreaktor enthalten die radioaktiven Abfälle

- einen grossen Anteil kurzlebiger Radionuklide, und
- im Verhältnis dazu einen kleinen Aktivitätsanteil sehr langlebiger Radionuklide mit Halbwertszeiten von 10'000 Jahren und mehr. Bei diesen handelt es sich insbesondere um Aktinide wie Plutonium, Americium oder Neptunium und um einige wenige Spaltprodukte wie Technetium 99.

Nach einer gewissen Zeit kehrt sich diese Ausgangssituation in ihr Gegenteil um: Die kurzlebigen Radionuklide sind dann zerfallen, und langlebige Aktinide dominieren die Eigenschaften des Abfalls. Die Toxizität nimmt deshalb zunächst sehr schnell ab - um mehr als 99% während der ersten 1000 Jahre -, ihre weitere Abnahme ist aber wesentlich langsamer. Entsprechend kann man den Einschluss der Abfälle im Endlager in zwei unterschiedliche Phasen einteilen:

- Während einer ersten, zeitlich begrenzten Phase sind die Abfälle stark radiotoxisch, man muss sie durch einen dichten Einschluss von der Biosphäre vollständig fernhalten. Mit anderen Worten: Der Beginn einer möglichen Freisetzung muss um eine Mindestzeit verzögert werden. Diese Aufgabe übernehmen die Zeit-Barrieren des Endlagers. Bei verglasten hochaktiven Abfällen dauert die Phase des "vollständigen Einschlusses" etwa 1000 Jahre.
- Während der anschliessenden längeren zweiten Phase fällt die Radiotoxizität der Abfälle innerhalb einiger 10'000 Jahre unter das Niveau verschiedener in der Natur vorkommender radioaktiver Stoffe (z.B. der Uranerze). Die Schutzmechanismen der Endlager müssen in dieser Phase der "begrenzten Freisetzung" keinen absoluten Einschluss mehr gewährleisten, sondern nur den Eintritt der Abfälle in die Biosphäre auf ungefährliche Mengen beschränken, dies aber ohne zeitliche Begrenzung.

Zusätzlich zum zeitlichen Verlauf der Abfalltoxizität zeigt Fig. 3 schematisch auch die Wirkung der (intakten) Sicherheitsbarrieren bei den HAA (die Barrieren werden im Abschnitt 3.5 detaillierter beschrieben):

- Als **erste Zeitbarriere** sorgt ein korrosionsfester Stahlbehälter für einen vollständigen Einschluss der Abfälle während mindestens 10^3 Jahren.
- Der Beginn einer möglichen Freisetzung der radioaktiven Stoffe in die Biosphäre wird durch **weitere Zeitbarrieren** verzögert:
 - Die Abfallzylinder sind von einer dicken Schicht wasserdichten Bentonits umgeben. Radionuklide können die Bentonitschicht nur durch Diffusion passieren. Die Freisetzung beginnt erst, wenn die Diffusionsfront die gesamte Bentonitschicht durchquert hat. Die Durchbruchzeit dieser technischen Barriere für die kritischen Radionuklide liegt in der Größenordnung von 10^5 Jahren.
 - Das Endlager wird in einer geologischen Formation angelegt, die unter dem Gesichtspunkt langer Migrationszeiten der Radionuklide durch die Geosphäre zur Biosphäre ausgesucht wurde. Natürliche Rückhaltemechanismen der Gesteine bewirken dabei, dass die meisten Radionuklide bedeutend langsamer transportiert werden, als es dem Grundwasserfluss entsprechen würde.

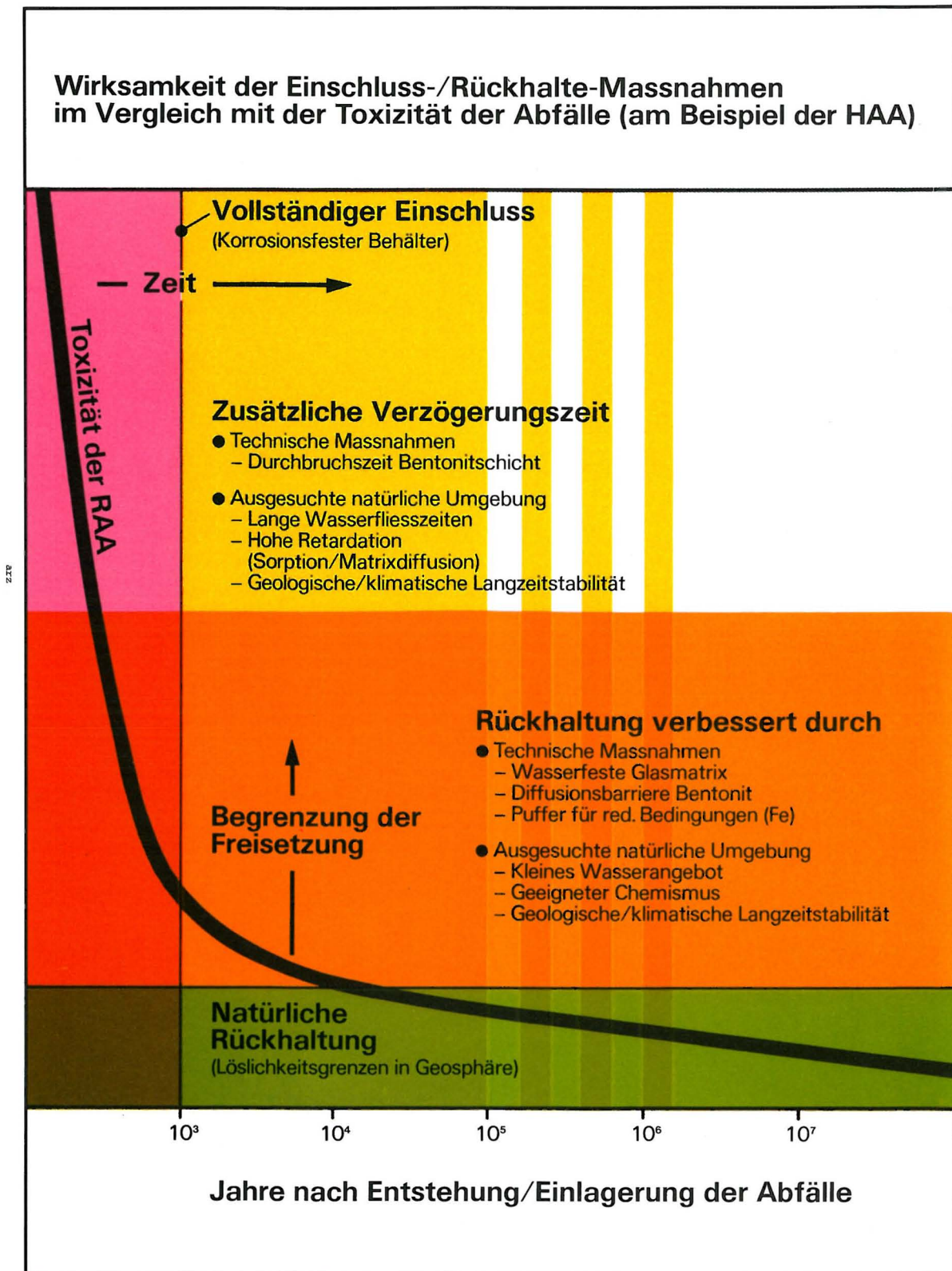


Fig. 3: Zeitlicher Verlauf der Toxizität der hochradioaktiven Abfälle und die Wirksamkeit der Zeit- und Freisetzungsbarrieren.

- Eine **erste Freisetzungsbarriere** bildet schon die natürliche Rückhaltung durch begrenzte Löslichkeiten fester Stoffe im Grundwasser. Dieser Mechanismus ist dafür verantwortlich, dass natürlich radioaktive Stoffe wie Uranerze - deren mehr oder minder grosse Vorkommen in der Natur zufällig verteilt sind - trotz Kontakt zum Grundwasser keine spezielle Gefährdung des Menschen und der Umwelt darstellen.
- Die natürliche Rückhaltung wird durch **weitere technische und natürliche Freisetzungsbarrieren** verbessert:
 - Die Radionuklide sind in einer auslaugfesten, korrosionsfesten Glasmatrix molekular eingebettet.
 - Die Bentonitschicht begrenzt - zusätzlich zur Verzögerung um die Durchbruchzeit - die Freisetzung durch ihren Diffusionswiderstand.
 - Der Stahlbehälter sorgt - auch nachdem seine Einschlussfunktion beendet ist - für reduzierende chemische Bedingungen im sogenannten Nahfeld des Endlagers, was kleine Löslichkeiten für die kritischen Radionuklide zur Folge hat.
 - Das Endlager wird in einer geologischen Formation angelegt, die unter dem Gesichtspunkt eines möglichst kleinen Wasserangebots und eines günstigen Wasserchemismus (reduzierende Bedingungen) ausgesucht wurde.

Die Kombination der technischen und natürlichen Zeit- und Freisetzungs-Barrieren ergibt eine Schutzwirkung, welche die Sicherheit des Menschen und der Umwelt jederzeit gewährleistet. Diese in Fig. 3 qualitativ dargestellte Aussage gilt es im Abschnitt 3.5 quantitativ zu beleuchten und in den Sicherheitsanalysen des Berichtsbandes NGB 85-05 resp. in der Zusammenfassung im Abschnitt 7 des vorliegenden NGB 85-01 wissenschaftlich sauber zu untermauern. Der Sicherheitsnachweis für schwach- und mittelaktive Abfälle im Endlager Typ B wird im NGB 85-08 geführt und im Abschnitt 8 dieses Berichtsbandes resümiert.

3.4 Aufgabe und Vorgehen der Sicherheitsanalyse

Als Einleitung zu den quantitativen Plausibilitäts-Betrachtungen soll in diesem Abschnitt der Begriff der Sicherheitsanalyse kurz diskutiert werden.

Das Konzept der mehrfachen Sicherheitsbarrieren wird in den Endlager-Projekten konkretisiert. Die Aufgabe der Sicherheitsanalyse ist es, die allgemeinen qualitativen Sicherheitsüberlegungen des Konzepts für den Fall konkreter Endlager-Projekte quantitativ nachzuvollziehen und belastbare Aussagen über die Erfüllung der Schutzziele zu liefern. Das Ziel der Sicherheitsanalyse besteht demnach darin, mögliche Freisetzungsvorgänge zu verstehen und zu bewerten, und die für realistischerweise anzunehmende Freisetzungsvorgänge resultierende Strahlendosis zu berechnen.

Will man die Sicherheit eines Projekts quantitativ analysieren, so muss man auch den Begriff der "Sicherheit" quantitativ beschreiben. Die Beurteilung, wie sicher eine Anlage oder eine Tätigkeit ist, wird durch zwei Faktoren bestimmt. Diese sind das Ausmass der unerwünschten Folgen und die Eintritts-Wahrscheinlichkeit dieser Folgen.

Bei vielen Risikountersuchungen, so auch bei der Betrachtung der nuklearen Entsorgung, bereitet die quantitative Bestimmung der Eintrittswahrscheinlichkeit störender Ereignisse Probleme. In solchen Fällen ist es sinnvoll, das Sicherheitssystem so auszulegen, dass die Folgen aller realistischerweise anzunehmenden Ereignisse und Vorgänge immer klein genug bleiben - unabhängig von ihrer genauen Eintrittswahrscheinlichkeit.

Bei der Sicherheitsanalyse kann man die **Szenarien-Analyse** und die **Konsequenzen-Analyse** unterscheiden.

In der **Szenarien-Analyse** geht es darum, alle Prozesse und Ereignisse zu erfassen, welche die Migration der Radionuklide vom Endlager zum Menschen bewirken können, die Wichtigkeit der einzelnen Vorgänge für ein spezifisches Entsorgungsprojekt zu beurteilen und kritische Freisetzung-Szenarien zu identifizieren. Die Szenarien können anhand ihrer Wahrscheinlichkeit und der möglichen Folgen entsprechend der Tabelle 2 bewertet werden.

Tabelle 2: Systematik der Szenarien-Bewertung

Folgen	Wahrscheinlichkeit	
	Gross («praktisch sicher»)	Klein («praktisch ausgeschlossen»)
Gross	wird durch Lager-Konzept und -Auslegung vermieden	ist quantitativ zu untersuchen
Klein	ist durch Konsequenzen-Analyse zu untersuchen (Grundszenarium)	ist qualitativ zu diskutieren

Die Grenze zwischen "grossen" und "kleinen" Folgen ist nicht scharf; in Begriffen der Strahlenexposition ausgedrückt überdeckt das Grenzgebiet Werte von den maximalen natürlichen Jahresdosen bis hinunter zum Schutzziel der Richtlinie R-21 von 10 mrem/Jahr. Szenarien mit kleiner Wahrscheinlichkeit und potentiell grossen Folgen - z.B. das Anbohren von kontaminiertem Grundwasser in der unmittelbaren Endlagerumgebung - werden bezüglich ihrer Eintrittswahrscheinlichkeit, der Auswirkungen, der Grösse des betroffenen Bevölkerungskreises, der möglichen Abhilfemassnahmen etc. soweit möglich quantitativ untersucht. Bei Szenarien mit kleiner Wahrscheinlichkeit und kleinen Folgen - z.B. bei einem Erdbebenszenarium - wird qualitativ gezeigt, dass die Folgen tatsächlich vernachlässigbar sind.

Wichtig ist der Fall von Szenarien mit grosser Wahrscheinlichkeit, die zur Vereinfachung der Analyse als "praktisch sicher" angenommen werden. Hier muss durch **Konsequenzen-Analyse** gezeigt werden, dass ihre Folgen stets unterhalb der Schutzziele liegen und somit keine Gefährdung für Mensch und Umwelt darstellen.

Die Durchführung der Szenarien-Analyse zeigt, dass sich die wahrscheinlichen Freisetzungsszenarien für ein Endlager in den betrachteten geologischen Formationen als Variationen eines **Grundszenariums** darstellen lassen, das in der Auslaugung, Auflösung und im Transport der Radionuklide zur Biosphäre durch Grundwasser besteht. Dieses Grundszenarium wird den Ueberlegungen im folgenden Abschnitt 3.5 zugrunde gelegt.

Wegen der langen Zeiträume, die in den Sicherheitsstudien der Konsequenzen-Analyse berücksichtigt werden müssen, ist eine direkte experimentelle Ueberprüfung der berechneten Ergebnisse ausgeschlossen. Die Studien müssen sich auf Modelle der

physikalischen, chemischen und geologischen Vorgänge abstützen. Unter einem Modell versteht man dabei eine analytisch-mathematische Darstellung des realen Systems, welche genügend vollständig ist und erlaubt, quantitative Aussagen über das künftige Verhalten des realen Systems abzuleiten.

Die Konsequenzen-Analyse besteht dann in der Durchrechnung entsprechender Modelle für die Freisetzung und den Transport der Radionuklide, um schliesslich die potentiell resultierende Strahlendosis als Funktion der Zeit zu erhalten.

Durch Variation der eingehenden Parameter können dabei einerseits verschiedene Varianten des zugrundeliegenden Freisetzungsszenarios berücksichtigt werden, und andererseits kann der Einfluss von eventuellen Unsicherheiten der Parameterwerte im Sinne der Sensitivitäts-Analyse ermittelt werden.

3.5 Quantitative Ueberlegungen zur Endlagerung der hochaktiven Abfälle

Die Ergebnisse der Szenarien- und Konsequenzen-Analysen für die Projekte der Endlager-Typen C und B sowie die angewandte Analysen-Methodik sind in den Berichtsbänden NGB 85-05 und NGB 85-08 ausführlich beschrieben und in den Abschnitten 7 und 8 dieses Berichtsbandes resümiert. In diesem Abschnitt soll als Beispiel mit Hilfe einfacher Ueberschlagsrechnungen abgeschätzt werden, ob das Endlager-Konzept für HAA den Sicherheitsanforderungen grob-quantitativ genügt, ob also die Aussicht besteht, dass die konkreten Endlager-Projekte die Ueberprüfung durch eine vertiefte Sicherheitsanalyse bestehen werden. Selbstverständlich dürfen die folgenden Plausibilitäts-Ueberlegungen nicht als Sicherheits-**Nachweis** missverstanden werden - dieser ist den umfassenden Modell-Rechnungen der Sicherheitsanalyse vorbehalten. Immerhin sollen sie einen auch quantitativen Einblick in die Wirkungsweise und die Wirksamkeit der einzelnen Sicherheitsbarrieren vermitteln, der für das Verständnis der Ergebnisse der Modell-Rechnungen von Vorteil ist.

3.5.1 Uebersicht über das System der Sicherheitsbarrieren für HAA

Wie in Fig. 4 dargestellt, wird der Einschluss der hochaktiven Abfälle im Endlager und ihre Isolation vom menschlichen Lebensraum durch folgende Sicherheitsbarrieren gewährleistet:

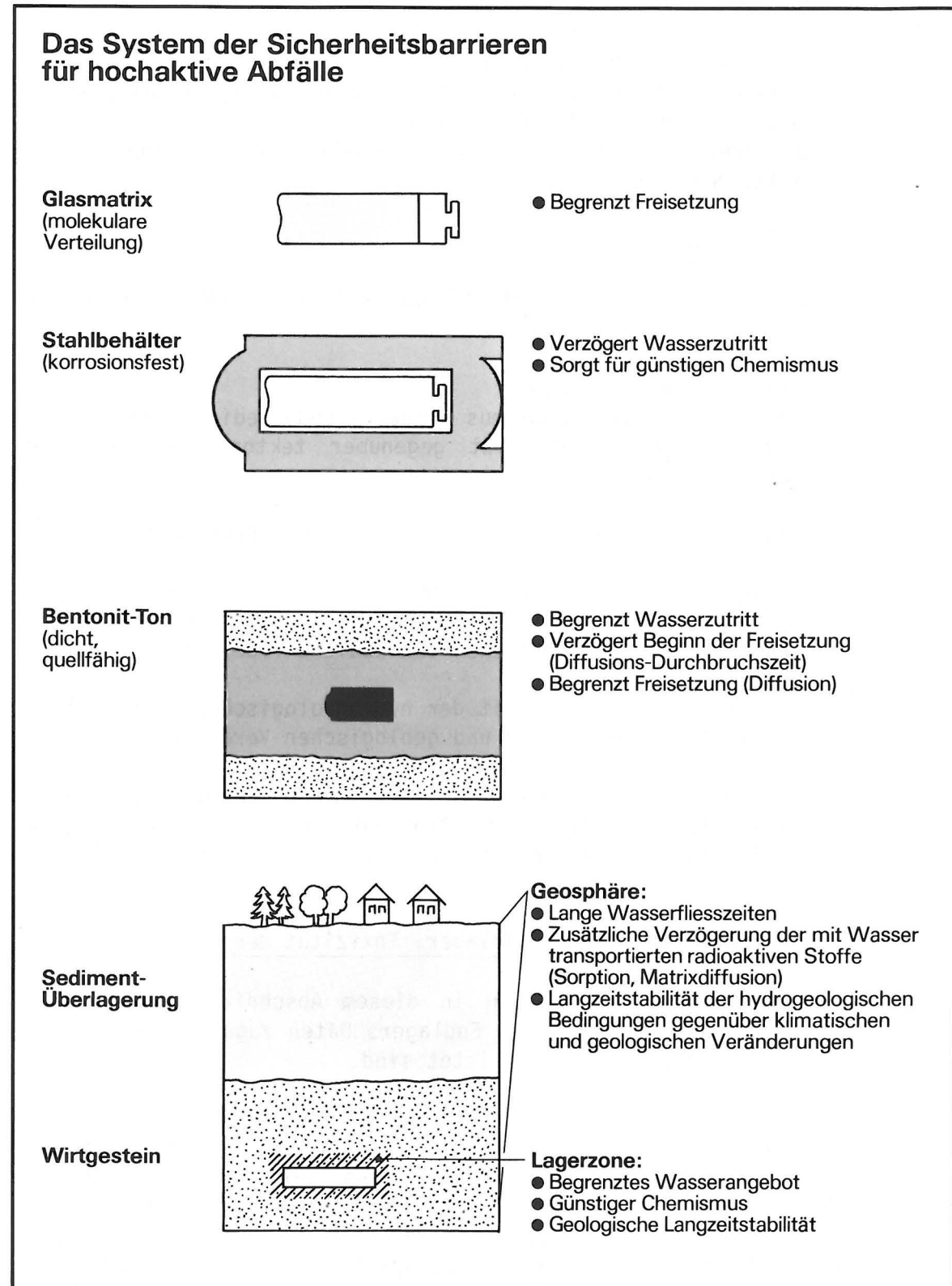


Fig. 4: Uebersicht über das System der Sicherheitsbarrieren für hochaktive Abfälle

Technische Barrieren:

- Einbettung der Radionuklide im Glas
- Einschluss der verglasten HAA in dichte korrosionsfeste Behälter, die auch als Redox-Puffer dienen
- Umgebung der korrosionsfesten Behälter durch eine wasserdichte Schicht von Bentonit

Natürliche Barrieren:

- Anlage des Endlagers im Wirtgestein in einem Gesteinsblock mit
 - kleinem Wasserangebot
 - günstigem Wasserchemismus (reduzierende Bedingungen)
 - guter Langzeitstabilität gegenüber tektonischer Beanspruchung (kompakte Scholle)
- Anlage des Endlagers in einem Gebiet der **Geosphäre** mit
 - langen Wasserfliesszeiten zur Erdoberfläche
 - guten Retardationseigenschaften der durch das Grundwasser durchflossenen Formationen für Radionuklide (Sorption, Matrixdiffusion)
 - guter Langzeitstabilität der hydrogeologischen Bedingungen gegenüber klimatischen und geologischen Veränderungen

Die Sicherheitsbarrieren sind im Hinblick darauf ausgewählt, wie sie die Freisetzung der Radionuklide nach dem Grundszenarium (Abschnitt 3.4) wirksam verhindern resp. verzögern können.

3.5.2 Das Inventar der HAA im Endlager, Toxizität der HAA

Den Sicherheitsüberlegungen in diesem Abschnitt werden bezüglich des HAA-Inventars des Endlagers Daten zugrunde gelegt, wie sie in der Tabelle 3 aufgelistet sind.

In Fig. 5 ist als Mass für die Toxizität des Gesamt-HAA-Inventars der Toxizitätsindex ARI (W,10) als Funktion der Zeit seit der Entladung des Brennstoffs aus dem Reaktor aufgetragen. Die Abkürzung ARI steht für "Annual Radiological Index of Intake", die Klammer (W,10) bezeichnet die Ingestion mit Wasser resp. mit Nahrungsmitteln und die Bezugsbasis von 10 mrem/Jahr. Der Index ARI (W,10) gibt an, für wieviel "Jahresportionen" die gesamte Abfallmenge des Endlagers ausreichen würde, die jeweils eine Strahlendosis von 10 mrem/ Jahr ergeben würden.

TABELLE 3: Uebersicht über das HAA-Inventar im Endlager Typ C

Parameter	Wert	
Abfallvolumen pro HAA-Zylinder	150 l netto	
Abfallgewicht pro HAA-Zylinder	405 kg netto	
Dichte des HAA-Glases	2,7 g/cm ³	
Anzahl HAA-Zylinder im Endlager	5895	(rund 6000)
Gesamtvolumen der HAA im Endlager	884 m ³ netto	(rund 1000 m ³)
Gesamtgewicht der HAA im Endlager	2386 t netto	(rund 3000 t)
Zum Gesamtinventar der HAA äquivalente Menge des abgebrannten Kernbrennstoffs	7860 tU	

Dabei wird willkürlich angenommen, dass der Abfall wasserlöslich sei, und im Wasser vollständig aufgelöst und mit diesem - evtl. auf dem Umweg über Nahrungsmittel - ingestiert wird. **Beispiel:** 10^3 Jahre nach der Entladung ist $ARI(W,10) = 6 \cdot 10^{14}$, demnach würden $2386 \text{ t} / 6 \cdot 10^{14} = 4 \cdot 10^{-6} \text{ g}$ HAA pro Jahr mit Wasser in löslicher Form eingenommen in 10 mrem Jahresdosis resultieren. (Eine genauere Erklärung der Berechnung der ARI-Indizes wird im Abschnitt 2.6 des Berichtsbandes NGB 85-02 gegeben. Vergleich der Toxizität radioaktiver Abfälle mit natürlichen Stoffen findet sich im Abschnitt 6.5 dieses Berichtsbandes.)

Der Toxizitätsindex enthält keine Angaben über die Freisetzung der Radionuklide, über Unterschiede zwischen löslichen und unlöslichen Verbindungen der Nuklide bei ihrer Migration zur Biosphäre usw. und erlaubt daher keine Aussagen über ein tatsächliches Schadenrisiko des Menschen. Ein Beispiel aus dem täglichen Leben mag den zugrundeliegenden Gedankengang veranschaulichen: Die einmalige Einnahme von 100 g Kochsalz kann für den menschlichen Organismus tödlich sein. Die Salzlager in den geologischen Formationen der Schweiz oder auch nur die Salzmenen in den Haushaltsvorräten stellen somit ein sehr hohes Gefährdungspotential dar und haben einen sehr grossen Toxizitätsindex. Trotzdem ist das Risiko der tatsächlichen Schädigung vernachlässigbar klein: Schon seine Konsumgewohnheiten schützen den Menschen davor, allzu gefährliche Salzmenen einzunehmen. Bei den radioaktiven Abfällen im Endlager schützen die getroffenen Einschlussmassnahmen den Menschen davor, dass er mit signifikanten Mengen radioaktiver Stoffe überhaupt erst in Kontakt kommt.

Trotz dieser Vorbehalte ist es für Vergleichszwecke oder zur Darstellung des zeitlichen Verlaufs ihrer Giftigkeit nützlich, das Gefährdungspotential von toxischen Stoffen zu berechnen. Die hier gemachte Vorbemerkung soll dem Missverständnis vorbeugen, das Gefährdungspotential mit dem effektiven Schadenrisiko gleichzusetzen.

Wenn man die Skala vom Gesamtgewicht der Abfälle auf 1 g HAA umrechnet (Skala rechts), so beschreibt die Toxizitätskurve in Fig. 5 einen integralen **Dosiskonversionsfaktor** $F(T)$ des Abfalls, also die Jahresdosis, welche die Inkorporation von 1 g HAA jährlich in wasserlöslicher Form verursacht **Beispiel:** Zum Zeitpunkt $T = 2500$ Jahre ist $F(T) = 1000$ rem/g HAA.

Der Verlauf der Toxizitätskurve in Fig. 5 bestätigt quantitativ die Aussage im Abschnitt 3.3, dass die Abfalltoxizität während der ersten rund 1000 Jahre zunächst sehr schnell abnimmt, nachher dann wesentlich langsamer.

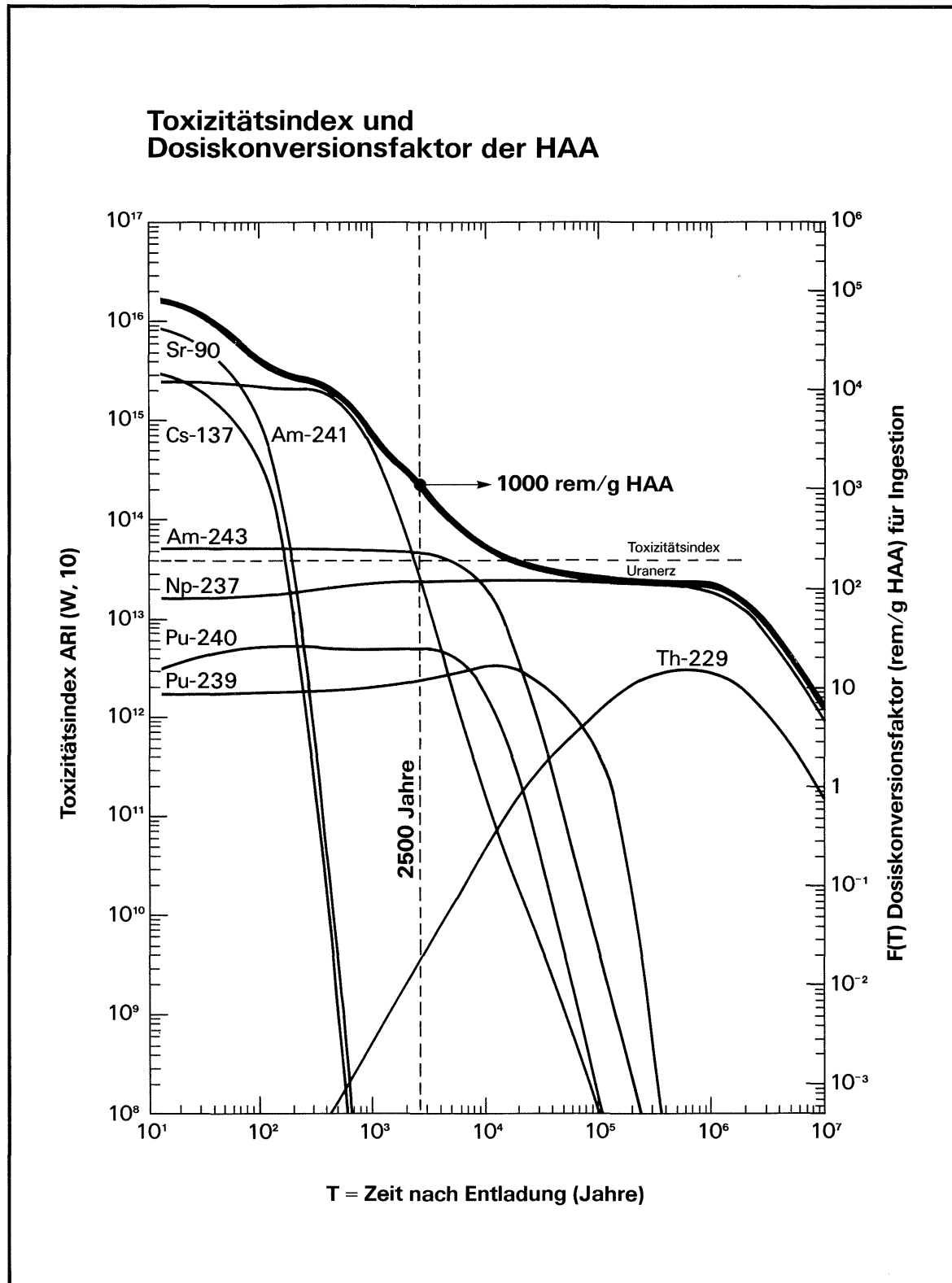


Fig. 5: Toxizitätsindex ARI (W,10) und Dosiskonversionsfaktor F(T) des HAA als Funktion der Zeit (Erläuterung im Text)

3.5.3 Der Weg vom Abfallinventar zur Dosisleistung

Bei der Berechnung der Dosisleistung müssen die spezifischen Eigenschaften der einzelnen Radionuklide berücksichtigt werden: Die Dosis ergibt sich als Summe der nuklidspezifischen Beiträge. In diesem Abschnitt wird zugunsten der Anschaulichkeit auf nuklidspezifische Rechnungen verzichtet. Die Abfälle werden als eine in gewissem Sinne homogene radiotoxische Masse betrachtet, deren Toxizität sich im Laufe der Zeit gemäss der Fig. 5 verkleinert. Die Angaben des Zahlenbeispiels sind zunächst als willkürlich zu verstehen, ihre Bedeutung zeigt sich erst später.

Fig. 6 wiederholt schematisch das Barrierensystem eines HAA-Endlagers und zeigt die Beziehung zwischen dem Inventar der eingelagerten Abfälle und der aus der potentiellen Freisetzung der radioaktiven Stoffe resultierenden Strahlenexposition:

- Das **Gesamtgewicht** der RAA wird durch **Q** bezeichnet. Im Falle eines HAA-Endlagers ist $Q = 3000 \text{ t HAA} = 3 \cdot 10^9 \text{ g HAA}$.
- Begrenzt durch die Barrierenwirkung der Glasauslaugung resp. -auflösung, der Diffusion durch Bentonit und der begrenzten Löslichkeit in der verfügbaren Wassermenge in der Lagerzone kann pro Jahr nur ein Bruchteil der gesamten Abfallmenge **Q** freigesetzt werden. Die **Freisetzungsrate** wird durch **R** (Teil pro Jahr) bezeichnet. Als Beispiel soll gelten $R = 10^{-8} \text{ a}^{-1}$.
- Die freigesetzten Stoffe gelangen in die Biosphäre nach einer **Verzögerungszeit T** die kumuliert durch die Behälterlebensdauer, die Bentonitdurchbruchzeit und die Migrationszeit der Nuklide durch die Geosphäre gegeben ist.
- Die Toxizität der Abfälle nach der Zeit **T** ist durch den **Dosis-konversionsfaktor F(T)** gegeben und beträgt z.B. nach $T = 2500 \text{ a}$ 1000 rem/g HAA .
- In der Biosphäre - zum Teil bereits in der Geosphäre - werden die freigesetzten radioaktiven Stoffe verdünnt. Das **Verdünnungsvolumen** soll durch **V** (Liter pro Jahr) bezeichnet werden. Eine Quelle der Schüttung von 3000 l/min hat z.B. $V = 1,5 \cdot 10^9 \text{ l/a}$.

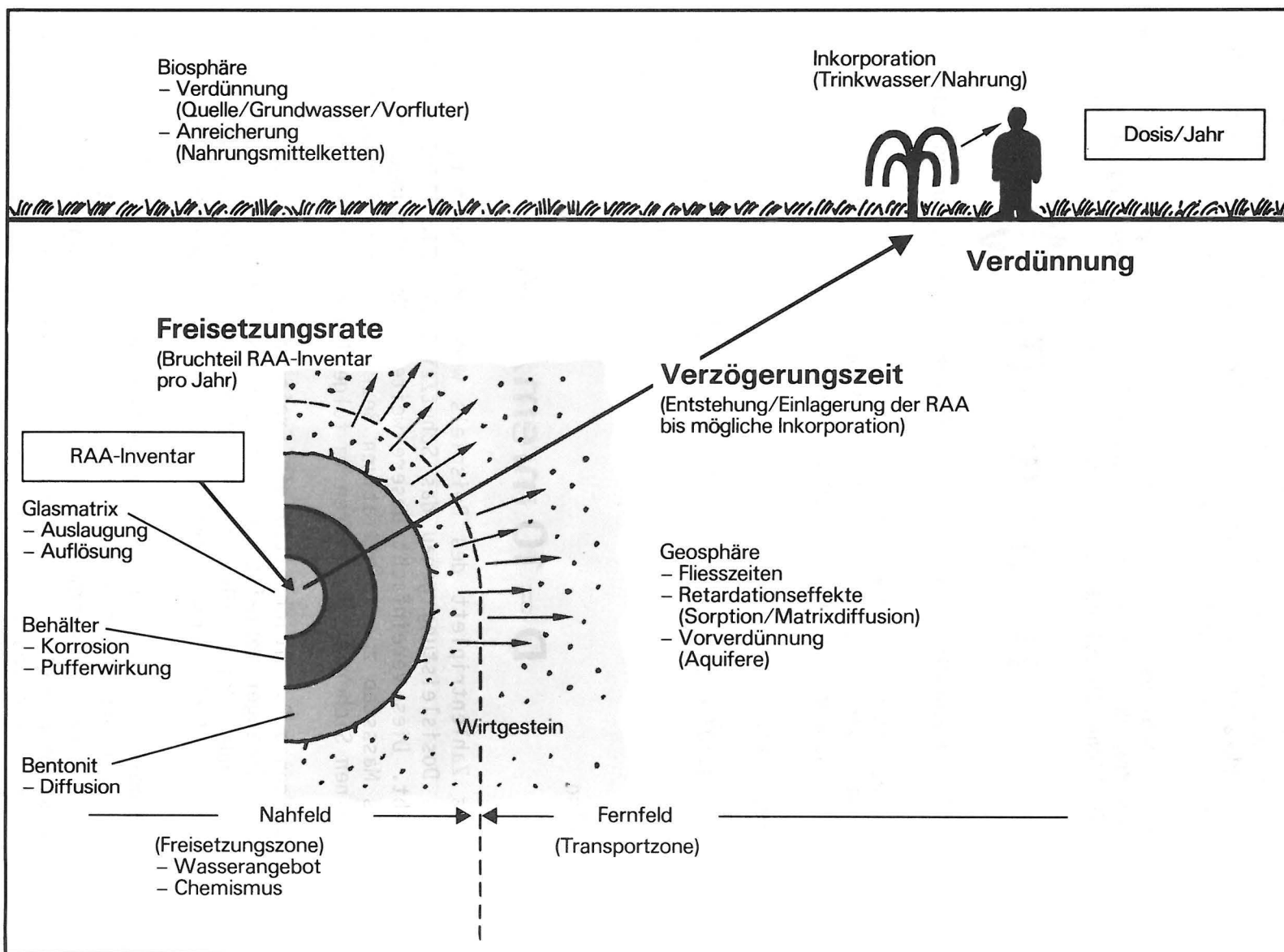


Fig. 6: Der Weg vom Inventar der radioaktiven Abfälle (RAA) in einem Endlager zur Strahlensexposition

- Ein Teil des kontaminierten Wassers wird über Nahrung und Trinkwasser vom Menschen aufgenommen. Der - z.T. indirekte - **Trinkwasserkonsum** (Liter pro Jahr) wird durch **W** bezeichnet und beträgt rund 500 l/a.

Damit schliesst sich der mögliche Freisetzungsweg vom Endlager zum Mensch. Mit den eingeführten Bezeichnungen ergibt sich die **jährliche Strahlendosis D** (rem pro Jahr) zu

$$D = Q \cdot R \cdot F(T) \cdot \frac{W}{V}$$

Mit den zunächst willkürlichen Werten des angeführten Beispiels

- o Freisetzungsrates $R = 10^{-8} \text{ a}^{-1}$
- o Verzögerungszeit $T = 2500 \text{ a}$ (gleich $F(T) = 1000 \text{ rem/g HAA}$)
- o Verdünnungsvolumen $V = 3000 \text{ l/min}$

resultiert

$$D = 3 \cdot 10^9 \text{ g} \cdot 10^{-8} \text{ a}^{-1} \cdot 10^3 \text{ rem/g} \cdot \frac{500 \text{ l/a}}{1,5 \cdot 10^9 \text{ l/a}} = 10^{-2} \text{ rem/a.}$$

also

$$D = 10 \text{ mrem/Jahr}$$

Das Zahlentriplett des Beispiels wurde so gewählt, dass sich als Dosisleistung genau das Schutzziel der Richtlinie R-21 ergibt. Dies vereinfacht unsere weiteren Ueberlegungen und dient als Massstab zur quantitativen Beurteilung der Eignung der einzelnen Sicherheitsbarrieren im folgenden Abschnitt 3.5.4:

Liegen z.B. gleichzeitig die Freisetzungsraten unter 10^{-8} a^{-1} , die Verzögerungszeiten über 2500 a und die zur Verdünnung beitragenden Wasserflüsse über 3000 l/min, so dürften die entsprechenden Isolationsmechanismen für unsere Zwecke geeignet sein.

(Bemerkung: Es soll nochmals betont werden, dass die diskutierte Berechnung der Dosisleistung nur einen indikativen Charakter hat. Die Freisetzungsraten, die Verzögerungszeiten und die Dosiskonversionsfaktoren sind von Nuklid zu Nuklid zum Teil stark verschieden, eine korrekte sicherheitsanalytische Modellrechnung muss deshalb nuklidspezifisch sein. Immerhin ist die Genauigkeit unserer Ueberschlagsrechnung überraschend gut und für die bezweckte Plausibilitätsbetrachtung ausreichend.)

3.5.4 Die Wirkung der einzelnen Sicherheitsbarrieren

Die sicherheitstechnisch relevanten Eigenschaften der Barrieren eines Endlagers für hochaktive Abfälle werden im NGB 85-04 ausführlich diskutiert (Zusammenfassung im Abschnitt 7 dieses Bandes). In diesem Abschnitt sollen typische Parameterwerte erarbeitet werden, die mit den "Eckdaten" des Beispiel-Zahlentriplets direkt verglichen werden können.

3.5.4.1 Glasmatrix

Die kalzinierten Abfälle aus der Wiederaufarbeitung werden im Verhältnis von etwa 1 Teil Abfälle mit 10 Teilen nichtaktiven glasbildenden Stoffen vermengt und zu Glas verschmolzen, und in 150 l Stahlzylinder gegossen, wo sie zu Blöcken erstarren. Die Radionuklide sind in der Glasmatrix molekular verteilt (ähnlich wie Metalloxide, die zwecks Färbung dem Flaschenglas beigemischt werden). Das Glas ist gegenüber Wasser weitgehend auslaugfest und langfristig stabil, was durch Laboruntersuchungen und durch historische und naturgeschichtliche Funde belegt werden kann.

Die **Auslaugraten** der Radionuklide aus der Glasmatrix in umgeben des Wasser hängen von der Nuklidart, vom Wasserchemismus und -Temperatur ab. Wenn die Nuklide mit gleicher Rate freigesetzt werden, wie die Glasmatrix (im wesentlichen Siliziumoxid SiO_2) aufgelöst wird, so spricht man von **kongruenter Auflösung**. Einige leichte Nuklide diffundieren zur Glasoberfläche und werden schneller freigesetzt, als man bei kongruenter Auflösung erwarten würde. Schwere Nuklide, insb. Aktinide, sind in der chemischen Form, wie sie im Glas vorliegen, im Wasser um Größenordnungen weniger löslich als SiO_2 , ihre Freisetzung ist gegenüber dem kongruenten Fall entsprechend verlangsamt.

Experimentelle Untersuchungen liefern für die Auslaugraten Werte zwischen etwa 10^{-5} und 10^{-10} $\text{g/cm}^2\cdot\text{d}$ (unter Berücksichtigung aller erwähnten Einflussfaktoren). In den Sicherheitsanalysen zum Projekt Gewähr 1985 rechnet die Nagra mit 10^{-7} $\text{g/cm}^2\cdot\text{d}$ (realistischer Datensatz) bis 10^{-5} $\text{g/cm}^2\cdot\text{d}$ (konservativer Datensatz).

Wenn eine fünffache Vergrösserung der Oberfläche des Glasblocks durch Sprünge in Rechnung gestellt wird, entspricht eine Auslaugrate von 10^{-7} g/cm².d bei kongruenter Auflösung der Freisetzung von rund 4 g verglaster HAA pro Zylinder und Jahr. Mit Zylindergewicht von 405 kg Glas bedeutet dies eine Freisetzungsrate R von 10^{-5} pro Jahr. Dies setzt einen genügend **grossen Wasserdurchfluss** voraus, damit Sättigungseffekte vermieden werden.

Bei **kleinem Wasserangebot** - wie es im Endlager zu erwarten ist - wird die Auflösung der Glasmatrix durch die Sättigungs-Löslichkeit von SiO₂ im Wasser begrenzt. Diese beträgt bei einer Temperatur **von 100 °C rund 400 ppm** (= 400 mg HAA-Glas pro Liter Wasser). Das Wasserangebot im Wirtgestein in der Lagerzone beträgt etwa $q = 1 \cdot 10^{-2}$ l/m².a (siehe Abschnitt 3.5.4.5), innerhalb der Bentonitverfüllung noch weniger. Mit $q = 1 \cdot 10^{-2}$ l/m².a steht bei der Querschnittsfläche eines Glaszylinders von rund 1 m² für die Matrixauflösung etwa $1 \cdot 10^{-2}$ l/a Wasser zur Verfügung. Auf 400 ppm gesättigt, transportiert diese Wassermenge $4 \cdot 10^{-3}$ g/a HAA vom $4 \cdot 10^5$ g schweren Glaszylinder weg. Die resultierende Freisetzungsrate beträgt grössenordnungsmässig

$$R = 1 \cdot 10^{-8} \text{ a}^{-1}.$$

3.5.4.2 Korrosionsfester Behälter

Nach dem Abklingen der Wärmeproduktion während einer insgesamt rund 40 Jahre dauernden Zwischenlagerung werden die Stahlzylinder mit verglasten HAA zur Endlagerung in korrosionsfeste dicke Behälter dicht eingeschweisst. Im Projekt Gewähr 1985 sind Stahlgussbehälter mit einer Wanddicke von 250 mm vorgesehen, wovon 200 mm für die mechanische Druckfestigkeit benötigt werden und die restlichen 50 mm als "Korrosionszuschlag" gelten. Experimentelle Untersuchungen am Stahlguss bei erhöhter Temperatur und in einem für potentielle Endlagerzonen typischen Tiefengundwasser haben zu Korrosionsraten unter 10^{-2} mm/a geführt.

Als Referenzwert für das Projekt Gewähr 1985 wählte die Nagra konservativ $2,9 \cdot 10^{-2}$ mm/a. Die Korrosion der 50 mm "Zuschlagschicht" erfordert bei dieser Korrosionsrate fast $2 \cdot 10^3$ Jahre. Mit einer weiteren Reserve wird die Dauer des vollständigen Einschlusses der HAA im Behälter auf $1 \cdot 10^3$ Jahre veranschlagt.

Die durch den Behälter bedingte Verzögerung der Freisetzung beträgt also

$$T = 1 \cdot 10^3 \text{ a} \quad \dots \text{ mehr}$$

3.5.4.3 Verfüllung mit Bentonit

Die Abfallbehälter werden axial in horizontale Endlagerstollen eingelagert, der Hohlraum wird mit hochverdichtetem Bentonit verfüllt. Die Dicke des zylindrischen Bentonitmantels beträgt rund 1,35 m.

Bentonit ist ein vorwiegend aus Montmorillonit bestehendes Tonmineral, das bei Temperaturen bis mindestens 100 °C über geologische Zeiträume hinweg stabil ist, dessen Eigenschaften sich also nicht ändern. Hochverdichteter Bentonit ist praktisch wasserundurchlässig (hydraulische Konduktivität um 10^{-14} m/s), bei Wasserzutritt quillt er auf und dichtet evtl. vorhandene Risse und Klüfte im Wirtgestein ab. Seine Plastizität schützt zudem den Abfallbehälter vor mechanischer Beanspruchung bei kleinen Felsdeformationen.

Weil der Wasserfluss durch die impermeable Bentonitschicht vernachlässigbar ist, erfolgt der Nuklidtransport nur durch Ionendiffusion im Porenwasser. Die **Diffusionskonstanten** insbesondere für schwere **Aktiniden-Ionen** sind klein (typisch 10^{-12} ... 10^{-14} m²/s; diese Zahlen berücksichtigen, dass bis zum Aufbau eines Gleichgewichtsprofils der Nuklidkonzentration in der Bentonitschicht die Ionendiffusion zusätzlich durch Sorption verlangsamt wird).

Die Lösung der Diffusion-Differentialgleichungen ergibt folgende Resultate:

- o Die Freisetzung ins umgebende Wirtgestein beginnt erst, wenn die Diffusionsfront die gesamte 1,35 m dicke Bentonitschicht durchquert hat.

Numerische Berechnungen dieser **Durchbruchzeit** für Aktiniden-Ionen (diese dominieren die Abfalltoxizität nach der tausendjährigen Lebensdauer des Stahlbehälters) liefern Werte von rund 10^5 Jahren. Weil ihre Halbwertszeiten kleiner sind als die Durchbruchzeit, bleiben so wichtige Radionuklide wie Am-241, Am-243, Pu-239 und Pu-240 vollständig am Endlagerort eingeschlossen: Sie zerfallen schneller, als sie zum Wirtgestein diffundieren könnten.

Für die Plausibilitätsbetrachtungen kann die diffusionsbedingte Verzögerungszeit als

$$T = 3 \cdot 10^4 \quad \dots \quad 3 \cdot 10^5 \text{ a}$$

veranschlagt werden.

- o Nach dem Beginn der Freisetzung ins umgebende Wirtgestein begrenzt die Diffusion die Freisetzungsraten der Aktinide* auf

$$R = 10^{-9} \quad \dots \quad 10^{-10} \text{ a}^{-1}$$

Der Bentonit erweist sich als eine äusserst wichtige und wirksame Sicherheitsbarriere. Die lange Durchbruchzeit sorgt dafür, dass mit Ausnahme der extrem langlebigen Nuklide Tc-99 sowie Np-237 und U-238 und ihrer Tochternuklide alle Radionuklide am Endlagerort eingeschlossen bleiben. Die langlebigen Nuklide ihrerseits weisen auf Grund physikalischer Gesetzmässigkeiten eine sehr kleine spezifische Aktivität auf.

Wichtig ist, dass die Bentonit-Barriere ihre Einschlussfunktion in hohem Grade **unabhängig** von der geologischen Situation der Umgebung erfüllt - sofern die mit Bentonit verfüllten Stollen durch die Anlage in einer stabilen Gesteinsscholle vor tektonischer Beanspruchung geschtzt sind und sofern die Wasserführung des Wirtgesteins nicht zu gross ist.

*) Hier muss die Plausibilitätsbetrachtung eine Konzession an die nuklid-spezifische Rechnung machen: Zu den betrachteten Zeiten von 10^5 a tragen nur noch die Aktinide zur Abfalltoxizität bei, deshalb sind ihre Freisetzungsraten von Bedeutung. Inzwischen bereits inaktiv gewordene leichtere Nuklide sowie die Glasmatrix können selbstverständlich wesentlich höhere Diffusionsraten haben.

3.5.4.4 Aktinidenlöslichkeiten im Nahfeld

Als Nahfeld wird die eigentliche Freisettingszone des Endlagers bezeichnet, also die mit Bentonit verfüllten Stollen sowie die ersten Meter des umgebenden Wirtgesteins.

Der Chemismus der Tiefengrundwässer im Nahfeld eines Endlagers in einer Granit-Scholle ist in der Regel günstig, weil im Kristallin reduzierende Bedingungen vorherrschen. Die Eisenmasse des Stahlbehälters sorgt auch nach dem Durchbruch des Behälters dafür, dass die reduzierenden Bedingungen trotz der möglichen Produktion von Oxidanten durch die Radiolyse im Nahfeld erhalten bleiben. Quantitative Berechnungen zeigen, dass die Redox-Front nur unwesentlich in die Bentonitschicht eindringt und das Wirtgestein nicht einmal erreicht.

In reduzierender Umgebung sind Aktinide nur wenig löslich. Typische Löslichkeiten liegen um 10^{-6} g/l. Diese Löslichkeitsgrenzen und der kleine Wasserfluss im Nahfeld-Wirtgestein von $q = 10^{-2}$ l/m².a und weniger begrenzen wirksam den Abtransport der Aktiniden. Ihre Freisettingsraten - bezogen auf das Anfangsinventar dieser Nuklide - können zu

$$R = 10^{-9} \dots 10^{-11} \text{ a}^{-1}$$

abgeschätzt werden. (Auch hier gilt sinngemäss die Fussnote zum Abschnitt 3.5.4.3: Nuklide mit höheren Löslichkeiten sind zum Zeitpunkt, wenn sie das Nahfeld erreichen, bereits inaktiv und spielen keine wesentliche Rolle.)

3.5.4.5 Das Wirtgestein in der Lagerzone

Wie bereits gesagt, wird die geologische Situation am Endlagerort so ausgesucht, dass

- einerseits die tektonische Struktur der Umgebung die Einbettung des Endlagers in eine stabile Wirtgesteinsscholle ermöglicht. Der Modell-Datensatz für das HAA-Endlager im Projekt Gewähr 1985 sieht die Anordnung der Lageranlagen in einer mehrere Kilometer breiten, stabilen Granitscholle zwischen zwei Verwerfungen erster Ordnung des Kristallinsockels vor. Die das Endlager weiträumig umgebenden Verwerfungen und die Schollenstruktur des Granit bieten willkommene Sicherheit gegen künftige mögliche tektonische Beanspruchung - diese würde sich in der Reaktivierung der bestehenden Bruchstrukturen auswirken, die Endlagerzone bliebe aber unbeanspruch.

- Andererseits wird das Wirtgestein im Hinblick auf kleine Wasserführung und kleine Permeabilität ausgesucht (sowie günstigen Grundwasserchemismus, siehe Abschnitt 3.5.4.4).

Die Wasserdurchlässigkeit (Permeabilität) eines Gesteins wird durch die **hydraulische Konduktivität** K (m/s) ausgedrückt. Zwischen dem **Wasserfluss** q (l/m².a) und der Konduktivität besteht der folgende Zusammenhang

$$q \text{ (l/m}^2\text{.a)} = 3 \cdot 10^{10} \cdot K \text{ (m/s)} \cdot i$$

wobei i der (dimensionslose) **hydraulische Gradient** ist - die räumliche Änderung des Grundwasserdrucks - und der Faktor $3 \cdot 10^{10}$ l.s/m³.a für die Umrechnung der Sekunden in Jahre und der m³ in Liter steht.

Der Modell-Datensatz im Projekt Gewähr 1985, der mit konkreten Messdaten der erdwissenschaftlichen Untersuchungen im Einklang steht, geht von Bereichen ungestörten Granits mit $K = 10^{-12}$ m/s aus, der durch kleine Risse durchsetzt ist und rund alle 75 m grössere durchlässigere Störzonen mit $K = 10^{-9} \dots 10^{-10}$ m/s aufweist. Als mittlere Konduktivität im Nahfeld-Gestein resultiert $K = 10^{-11}$ m/s. Der hydraulische Gradient im Kristallin liegt im Bereich von $i = 0,01 \dots 0,02$.

Als Zahlenbeispiel für die Wasserführung im Endlager-Nahfeld soll die Situation für $K = 10^{-11}$ m/s und $i = 0,03$ (konservativ) durchgerechnet werden. Der Wasserfluss ergibt sich dabei zu

$$q = 3 \cdot 10^{10} \cdot 10^{-11} \cdot 0,03 = 1 \cdot 10^{-2} \text{ l/m}^2\text{.a}$$

Dieser typische Wert wurde z.B. bei der Abschätzung der Begrenzung der Aktiniden-Freisetzung aus dem Nahfeld aufgrund ihrer Löslichkeitslimiten im Abschnitt 3.5.4.4 benutzt.

3.5.4.6 Migration durch die Geosphäre

Die geologische und hydrogeologische Gesamtsituation des Endlagers - d.h. seine grossräumige Anlage in einer Wirtgesteinscholle bezüglich potentiell wasserführender Kluftsyste-me, Verwerfungen, der Sedimentüberdeckung etc. wird nach dem Kriterium **möglichst langer Migrationszeiten** der Radionuklide durch die Geosphäre in die Biosphäre ausgesucht.

Beim Transport der im Grundwasser gelösten Radionuklide sind zwei Aspekte von Bedeutung: die **Wasserfliesszeiten** vom Endlager zur Erdoberfläche und die zusätzliche **Retardation** der gelösten Stoffe durch die Sorption und Matrixdiffusion.

Der Grundwasserfluss im geklüfteten Medium, wie es das Wirtgestein Granit ist, konzentriert sich auf die Gesteinsrisse und Klüfte, ganz allgemein auf Zonen höherer Permeabilität. Im Kristallin des Untergrundes der Nordschweiz können die Wasserfliesszeiten, bis zu einem Aquifer mit Biosphärenaustritt 1000 Jahre und mehr betragen. Allein der **Grundwasserfluss** führt also zu einer Verzögerung der Freisetzung von

$$T = 1.10^3 \text{ a.}$$

Durch die **Sorption** der gelösten Ionen an den Oberflächen der wasserführenden Gesteinsrisse, also durch die Ausfällung der gelösten Stoffe und ihre verzögerte Wiederauflösung, erfolgt der Nuklidtransport im allgemeinen langsamer als der Wassertransport. Die Verzögerungsfaktoren (Retardationsfaktoren, Retentionsfaktoren) hängen von der Nuklidart, ihrer chemischen Form, von der Oberflächenbeschaffenheit der Wasserwege und vom herrschenden Chemismus ab. Experimentelle Messungen und erdwissenschaftliche Evidenz ergeben für sorbierende Ionen Retardationsfaktoren von $10 \dots 10^5$ und mehr. Mit Wasserfliesszeiten von 10^3 a resultieren somit Verzögerungszeiten von

$$T = 1.10^4 \dots 1.10^8 \text{ a.}$$

Die Retardation wird durch einen weiteren, äusserst effektiven Rückhaltemechanismus verstärkt, durch die sogenannte **Matrix-Diffusion**. Das Gestein in den wasserführenden Störungszonen, aber auch der kompakte Gesteinskörper enthalten verbundene Poren-räume, in denen keine konvektive Wasserzirkulation stattfinden kann, in welche aber die Wassermoleküle und die gelösten Nuklidionen hineindiffundieren können. Für sorbierende Nuklide wird so die zur Verfügung stehende Oberfläche des Gesteins wesentlich erhöht.

Auch für die nichtsorbierenden Nuklide wird aber die Verweilzeit in der Geosphäre verlängert. Je nach der Eindringtiefe in die Gesteinsmatrix ergeben sich Retardationsfaktoren von 10^3 ... 10^6 . Mit den Wasserfliesszeiten von 10^3 a resultieren dann Verzögerungszeiten von

$$T = 1 \cdot 10^6 \dots 1 \cdot 10^9 \text{ a.}$$

3.5.4.7 Verdünnung

Die Verdünnung in der Biosphäre bildet keine eigentliche Sicherheitsbarriere. Sie geht aber in die Bestimmung der potentiell resultierenden Strahlendosis ein (siehe Abschnitt 3.5.3) und soll hier ebenfalls quantifiziert werden.

Das kontaminierte Tiefengrundwasser kann bereits in unterirdischen Aquiferen - also noch im Bereich der Geosphäre - vorverdünnt werden. Sein Austritt in die Biosphäre kann über Quellen, oberflächennahes Grundwasser oder sogenannte Vorfluter (Seen, Flüsse) erfolgen. Den ungünstigsten, konservativsten Fall stellt die Exfiltration in eine einzige Quelle kleiner Schüttung dar, wozu allerdings eine hydrogeologisch unwahrscheinliche Situation einer Art trichterförmiger Zusammenfassung der Fliesslinien von der räumlich ausgedehnten Endlagerzone in einen Punkt der Erdoberfläche nötig wäre.

Für die Wasserflüsse, die für die Verdünnung zur Verfügung stehen, ergeben sich je nach dem Exfiltrationspfad folgende typische Werte:

Quelle	$V = 10^3 \text{ l/min,}$
Grundwasser	$V = 10^4 \text{ l/min und mehr,}$
Vorfluter	$V = 10^5 \text{ l/min und mehr.}$

Das Verdünnungsvolumen in unterirdischen Aquiferen beträgt (sofern solche durchquert werden und das Wirtgestein nicht direkt zur Oberfläche entwässert) typischerweise mehr als 10^4 l/min.

3.5.5 Zusammenfassung der Barrierenwirkung, Kommentar

Die im Abschnitt 3.5.4 diskutierten Parameterwerte sind in Fig. 7 in einem übersichtlichen Schema aufgetragen. Die drei Achsen der graphischen Darstellung entsprechen der Freisetzungsrate R, der Verzögerungszeit T und der Verdünnung V.

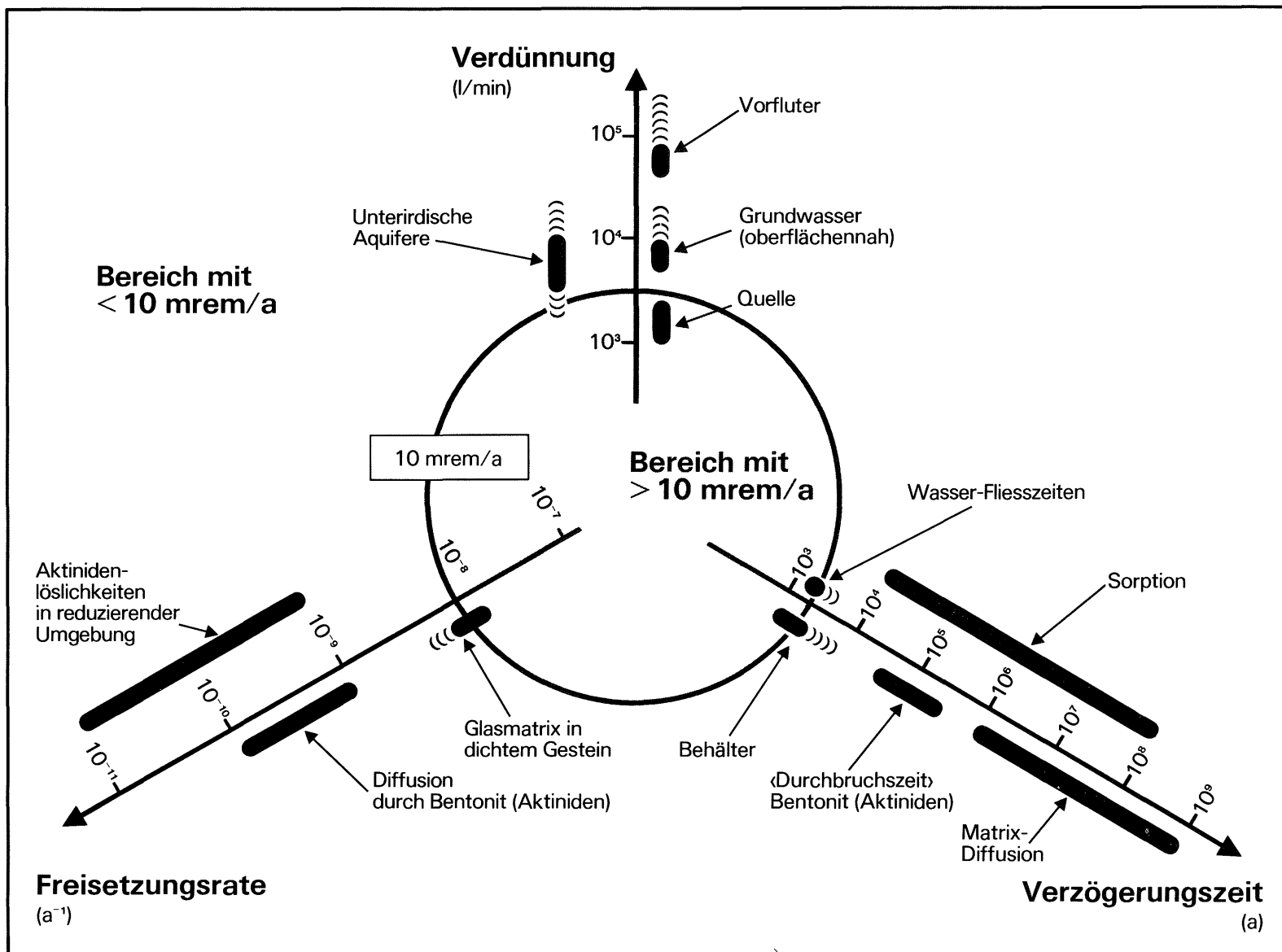


Fig. 7: Übersicht über die Wirkung der einzelnen Sicherheitsbarrieren für den HAA-Einschluss.

Das Zahlentriplett $R = 10^{-8} \text{ a}^{-1}$, $T = 2500 \text{ a}$ und $V = 3000 \text{ l/min}$, das gemäss der Berechnung im Abschnitt 3.5.3 zur Strahlendosis von 10 mrem/a führt, ist durch einen Kreis verbunden. Zahlentriplets, die innerhalb der Kreisfläche liegen, bedeuten höhere Jahresdosen als es das Schutzziel R-21 erlauben würde. Parameterwerte ausserhalb des Kreisbereichs liegen auf der sicheren Seite. Man ersieht unmittelbar, dass das gewählte Konzept des HAA-Einschlusses in einem Endlager wirksam sein und einiges an Sicherheitsreserve bieten dürfte.

Es soll nochmals betont werden, dass die angestellten Betrachtungen nur eine indikative Bedeutung haben. Die mögliche Strahlenexposition und ihre Grenzwerte müssen vielmehr durch detailliertere Modellrechnungen ermittelt werden, und zwar aus folgenden Gründen:

- Die einfachen Rechnungen vernachlässigen verschiedene Effekte (Temperatureffekte und Radiolyse im Nahfeld, Nuklidtransport durch Kolloidteilchen, etc. etc.), deren möglicher Beitrag zur Freisetzung genau untersucht werden muss, wenn man belastbare Angaben machen will.
- Alle Rechnungen müssen nuklidspezifisch angelegt sein und allfällige Tochternuklide berücksichtigen - was bei Ueberschlagsrechnungen unmöglich ist.
- Auch bei konservativen Annahmen sollte man den Grad der Konservativität kennen, also den Unterschied zwischen dem Erwartungswert und dem ungünstigsten Fall, was bei einer einfachen Rechnung nicht möglich ist.
- Die einzelnen Rückhaltemechanismen sind zwar hintereinander geschaltet, ihre Rückhaltewirksamkeiten sind aber voneinander abhängig und können nicht immer multiplikativ oder additiv verknüpft werden; zum Teil wirken sie subsidiär (die Begrenzung der Freisetzung durch den Diffusionswiderstand der Bentonitschicht spielt z.B. keine Rolle, wenn die Begrenzung durch die tiefen Aktiniden-Löslichkeiten im Grundwasser dominiert, u.ä.). Die gegenseitige Wechselwirkung der Barrieren kann nur in einem integralen Modell berücksichtigt werden.

Immerhin belegen die Ueberschlagsrechnungen, dass von den detaillierten Modellrechnungen keine das Konzept grundsätzlich in Frage stellenden Ergebnisse zu erwarten sind.

Folgende Schlussfolgerungen - die durch die eingehenden Sicherheitsanalysen des NGB 85-05 (Resümee im Abschnitt 7) bestätigt werden - erscheinen bereits aufgrund der grobquantitativen Betrachtungen der Barrierenwirkung angebracht:

- Der **vollständige Einschluss** während der ersten Phase der Lebensdauer der noch stark toxischen hochaktiven Abfälle kann für mindestens 1000 Jahre durch den **korrosionsfesten Stahlbehälter** gewährleistet werden.
- Die **Bentonitverfüllung** erweist sich als eine **besonders wirksame Einschlussmassnahme**, welche die vollständige Isolation der Radionuklide am Lagerort über hunderttausend Jahre und mehr gewährleistet. Bedingt durch den radioaktiven Zerfall bedeutet dies, dass viele Radionuklide - darunter so langlebige Isotope wie Plutonium 239 - das Nahfeld des Endlagers nicht verlassen, und nicht nur von der Biosphäre, sondern schon von der Geosphäre ausgeschlossen bleiben.
- Die **Wirksamkeit der Nahfeld-Barrieren ist von der geologischen und hydrogeologischen Situation** insofern **entkoppelt**, als auf das Wirtgestein in der engeren Endlagerzone keine schwer zu erfüllenden Anforderungen gestellt werden müssen. Bereits eine nur moderate Wasserundurchlässigkeit genügt zur Sicherstellung der Wirkung der Bentonitschicht. Der **Schwerpunkt** der Anforderungen verschiebt sich in die Richtung der **tektonischen Stabilität** der Lagerumgebung über Zeiträume von mindestens 1 Million Jahre, die dank der **Schollenstruktur** des kristallinen Untergrundes mit vorgezeichneten, reaktivierbaren Schwächezonen (grössere Verwerfungen) gegeben ist.
- Wirtgesteinsbereiche mit sehr **kleinen Permeabilitäten**, entsprechend **kleinem Wasserangebot** und mit reduzierenden Grundwasserbedingungen bieten willkommene zusätzliche Nahfeld-Sicherheit dadurch, dass darin dank kleiner Sättigungslöslichkeiten der Abtransport der Aktinide nach der Diffusions-Durchbruchzeit der Bentonitschicht wirksam begrenzt wird.
- Die geologische und hydrogeologische Situation beeinflusst also die Langzeitsicherheit der Endlagerung bezüglich der Restfreisetzung nach dem Diffusionsdurchbruch der Bentonitschicht und betrifft vor allem langlebige Nuklide wie Uran, Neptunium und Technetium 99. Die Rückhaltemechanismen der Sorption und der Matrix-Diffusion sind für diese Nuklide genügend wirksam, so dass bereits wenige hundert Meter Wasserfließweg im geeigneten Gestein eine effiziente Migrationsbarriere darstellen.

3.6 Natürliche Analoga der Endlager-Systeme

Wie schon die Plausibilitätsbetrachtungen im Abschnitt 3.5 zeigen, gehen in die Sicherheitsanalysen als Parameter zahlreiche Eigenschaften der natürlichen und technischen Sicherheitsbarrieren ein. Die Parameterwerte müssen aus Versuchen im Labor oder in situ quantitativ abgeleitet werden. So müssen in ausgedehnten Untersuchungsreihen die Auslaug- und Auflösungsraten von Glas, die Korrosionsraten der Behältermaterialien, die Diffusionskonstanten der Nuklide im Bentonit, die Nuklidlöslichkeiten im Wasser bei interessierenden pH- und Eh-Werten unter zu erwartenden Temperaturbedingungen, die Sorptionseigenschaften der involvierten Nuklide in den Wirtgesteinen etc. etc. gemessen werden.

Labor- und in situ Untersuchungen sind notwendigerweise zeitlich begrenzt. Auch Langzeitversuche müssen in einigen Jahren abgewickelt werden. Bei den Vorhersagen der Langzeitsicherheit der Endlager müssen aber Zeiträume von Tausenden von Jahren (Behälter-Lebensdauer), ja Millionen von Jahren (Wirksamkeit der Bentonitverfüllung und der natürlichen Rückhaltemechanismen) betrachtet werden. Die Uebertragung der im Versuch gewonnenen Erkenntnisse auf diese langen Zeiträume bildet eine potentielle Schwachstelle eines jeden Sicherheitsnachweises und muss durch zusätzliche Evidenz abgesichert werden. Diese Evidenz bietet die Auswertung naturgeschichtlicher Erkenntnisse und - für kürzere Zeiträume, wie sie für rein technische Einschlussmassnahmen typisch sind - auch archäologischer Funde. In der Natur laufen seit Millionen und Milliarden von Jahren geochemische Prozesse ab, die der Freisetzung von Radionukliden aus einem verschlossenen Endlager ähnlich oder gar gleich sind. Weil bei vielen dieser Prozesse die zugrundeliegende Ausgangssituation ermittelt werden kann, ergibt die Kenntnis des heutigen Zustandes quantitative Hinweise auf den Langzeitverlauf des möglichen Freisetzungsvorgangs resp. auf das Langzeitverhalten eines Einschlussmechanismus, die mit den Versuchsergebnissen korreliert werden und diese bestätigen oder relativieren können. Andererseits zeigen archäologische Metall- oder Glasfunde, unter welchen Bedingungen welche Materialien über kulturhistorische Zeiträume von einigen tausend Jahren erhalten bleiben, auch wenn sie - wie etwa Glas - theoretisch nicht thermodynamisch stabil sind.

Das Studium der **natürlichen Analoga** von Endlager-Systemen bildet einen wichtigen Teil der weltweiten Bemühungen um die Realisierung einer sicheren Endlagerung radioaktiver Abfälle. Die Nagra hat den gegenwärtigen Stand der Arbeiten im Bericht NTB 84-41 zusammenfassend dargestellt.

Ein Endlager ist ein komplexes und unter dem Gesichtspunkt einer natürlichen Situation unwahrscheinliches System. Deshalb ist nicht zu erwarten, dass man in der Natur exakte Analoga von **kompletten Endlager-Systemen** findet, mit genauer Entsprechung für eine hierarchisch aufgebaute Sequenz von hintereinander geschalteten Sicherheitsbarrieren. Immerhin gibt es auch in der Natur Situationen, die einem Endlager nahe kommen, so etwa räumlich begrenzte Vorkommen von Erzen hoher Uran- oder Thorium-Konzentration, bei welchen man das Auslaugen der Radionuklide und ihre Migration durch die Geosphäre direkt beobachten kann, mit Analogieschlüssen auf chemisch verwandte Nuklide der radioaktiven Abfälle.

Als Beispiel kann das Thoriumerz-Vorkommen in Morro do Ferro in Brasilien angeführt werden, das infolge einer günstigen Situation hydrologisch mit einem einzigen kleinen Vorfluter (Bach) in Kontakt steht. Aus der Thorium-Konzentration im Bachwasser können die Freisetzungsraten des Thoriums aus dem Erz ermittelt werden. Für die Freisetzungsraten durch Auflösung wurde z.B. der Wert von $R = 7,5 \cdot 10^{-10} \text{ a}^{-1}$ gefunden - der direkt zur Bestätigung der Ueberlegungen über die Aktinidenlöslichkeiten im Nahfeld im Abschnitt 3.5.4.4 dienen kann (für Literaturhinweise sei auf den Bericht NTB 84-41 verwiesen).

Die Rechenmodelle der Sicherheitsanalysen von NGB 85-05 können bezüglich des gleichen Freisetzungsmechanismus validiert werden, wenn man ihre aufgrund der bekannten Uran-Konzentrationen der geologischen Formationen gemachten Vorhersagen mit den gemessenen Konzentrationen von Uran und Tochternuklid Radium in den Oberflächengrundwässern vergleicht.

Ein anderes Beispiel mögen die gammaspektrometrischen Untersuchungen der Nagra in der Tiefbohrung Weiach ZH bieten, wo in der Sedimentfolge des Permokarbondrogens in der Nachbarschaft der Kohleflöze dünne Schichten mit anomal hoher Urankonzentration vorgefunden wurden. Obwohl diese Schichten seit rund 250 Millionen Jahren bestehen, sind die vorgefundenen Konzentrationssprünge scharf begrenzt, was auf eine hohe Immobilität der Uranverbindungen hinweist.

Die zum Radionuklidinventar eines Endlagers ähnlichste Analog-situation findet sich in den Uranerzvorkommen in Oklo (Republik Gabun, Afrika). Vor etwa 2 Milliarden Jahren bildeten sich dort durch Sedimentationsprozesse an mehreren Orten kritische Massen von Natururan, wobei es unter Neutronenmoderierung durch Grundwasser zu Kettenreaktionen kam. (Die damalige Isotopenzusammensetzung des Natururans wies rund 3% U-235 auf, entsprechend dem heute in Leichtwasserreaktoren verwendeten angereicherten Uran.)

Die "natürlichen Kernreaktoren" waren einige hunderttausend Jahre aktiv, wobei etwa 30 Gwa thermischer Energie erzeugt, etwa 12 Tonnen Uran 235 gespalten, eine entsprechende Menge Spaltprodukte und etwa 4 Tonnen Plutonium produziert wurde. Die Rückhaltung und Migration der einzelnen Radionuklide können dort über wahrlich geologische Zeiträume verfolgt werden.

Typische Freisetzungsraten für die Gesamtheit der Radionuklide liegen dabei um 10^{-9} a^{-1} , wobei die Aktinide und viele Spaltprodukte nur einige zehn Meter weit von der eigentlichen Reaktorzone wegtransportiert wurden. Für Neptunium 237, ein für die Sicherheitsanalysen des Endlagers wichtiges Aktinid, konnte allerdings keine Migrationsdistanz ermittelt werden.

Wiewohl solche Untersuchungen interessante Aufschlüsse über einen Teil des Gesamtsystems der Sicherheitsbarrieren erlauben, eignen sie sich nur bedingt für die Bestätigung der Ergebnisse von Sicherheitsanalysen realer Endlagerprojekte, weil die nicht identischen geologischen und hydrogeologischen Verhältnisse eine direkte Uebertragung der Schlussfolgerungen nicht erlauben. Vom wissenschaftlichen Standpunkt ergiebiger und korrekter ist es, den Einschluss resp. den Freisetzungsvorgang in klar definierte Schritte zu unterteilen - ähnlich wie im Abschnitt 3.5.4 geschehen - und für jeden dieser Schritte mögliche Naturanaloga zu suchen und zu analysieren.

Dabei kann eine wesentlich bessere Uebereinstimmung der Randbedingungen zwischen der Endlager- und der Analogon-Situation erzielt werden und die gewonnenen Aussagen können in kontrollierbarer Weise übertragen werden.

So kann beispielsweise die Langzeitstabilität des Verfüllmaterials Bentonit untersucht werden, seine Diffusions-Parameter, die Löslichkeit und Speziation verschiedener Nuklide, Korrosionseigenschaften des Behältermaterials etc. Tabelle 4 (nach NTB 84-41) zeigt übersichtlich einzelne geochemische Prozesse und die zu ihrem Verständnis untersuchten Naturanaloga.

Tabelle 4: Für die Endlagerung relevante geochemische Prozesse und die zu ihrem Verständnis untersuchten Naturanaloge

[illegible]

4 ENTSORGUNGSSCHRITTE, DEREN SICHERHEIT UND MACHBARKEIT DURCH DEN STAND DER TECHNIK ERWIESEN IST

Im Abschnitt 3.2 wurden anhand einer schematischen Darstellung der nuklearen Entsorgung die einzelnen Entsorgungsschritte summarisch beschrieben. Tabelle 5 vermittelt eine etwas ausführlichere, systematische Uebersicht.

Von den in der Tabelle 5 dargestellten Entsorgungsaktivitäten laufen verschiedene bereits seit Jahren routinemässig und ohne nennenswerte Störungen. Es handelt sich insbesondere um

- die Zwischenlagerung abgebrannter Brennelemente in den Kernkraftwerken sowie um ihren Abtransport zu den Wiederaufarbeitungsanlagen, und um
- einzelne Schritte der Entsorgungskette für schwach- und mittelaktive Abfälle (Konditionierung am Entstehungsort und im Eidgenössischen Institut für Reaktorforschung; Einsammlung der Abfälle aus Industrie, Forschung und Medizin; Zwischenlagerung und Tiefseeverseunkungs-Kampagnen).

Auf dem Gebiet der Stilllegung von Reaktoren wurden an den Versuchsreaktoren DIORIT (EIR) und Lucens konkrete Arbeiten geleistet. Für die in Betrieb oder Bau befindlichen Kernkraftwerke wurden Stilllegungs-Studien ausgearbeitet. Das Projekt für ein zentrales Zwischenlager CEL für abgebrannte Brennelemente, verglaste hochaktive Abfälle und verfestigte schwach- und mittelaktive Abfälle aus der Wiederaufarbeitung hat die Rahmenbewilligungsreife erlangt, ein entsprechendes Gesuch steht vor der Einreichung.

Die gegenwärtig praktizierten sowie durch den Stand der Technik als machbar und sicher erwiesenen Entsorgungsschritte sollen in den folgenden Abschnitten beschrieben werden.

Tabelle 5: Entsorgungsschritte

Entstehungsort der Abfälle	Abfall-Kategorie	Verarbeitung am Entstehungsort 1	Aufbewahrung am Entstehungsort 2	Verarbeitung als Vorbereitung zur Zwischenlagerung 3	Zwischenlagerung 4	Verarbeitung als Vorbereitung zur Endlagerung 5	Endlagerung 6
Isotopenanwendung in Medizin, Industrie und Forschung	SAA	Vorbehandlung, Einfüllen in 100-l-Sammel-fässer	bis zur Einsamm-lung durch BAG	Veraschung und/oder Konditionierung im EIR	im EIR, Stapelkapazität für einige Jahres-produktionen	Kontrolle, Verfüllen in EL-Container	EL-B (evtl. EL-A, Tiefseever-senkung)
Betrieb der Kernkraftwerke	veraschbare SAA	Vorbehandlung, Einfüllen in 100-l-Sammel-fässer	bis zum Abtransport in EIR	Veraschung und Konditionierung im EIR	Rückgabe zur Zwischenlagerung im KKW, Kapazität 10–20 a	Kontrolle, Verfüllen in EL-Container	EL-B (evtl. EL-A, Tiefseever-senkung)
	übrige SAA + MAA	Konditionierung (Zement, Bitumen) im KKW in end-lagerfähige Form	→		im KKW, Kapazität für 10–20 a	Kontrolle, Verfüllen in EL-Container	EL-B (evtl. z.T. EL-A, Tiefseever-senkung)
Wiederauf-arbeitung des Kernbrennstoffes	HAA	Verglasung und Einschluss in Edelstahlkokillen bei WA	Mehrjährige Zwischenlagerung bei WA	Einschluss in Transportbehälter	im Zentralen ZL CEL (total 40 a)	Kontrolle, Verkapselung in Korrosionsfeste EL-Behälter	EL-C
	SAA + MAA	Konditionierung (Zement, Bitumen) in der WA in end-lagerfähige Form	Mehrjährige Zwischenlagerung bei WA	→	bevor EL bereit: im Zentralen ZL CEL	Kontrolle, zum Teil Verfüllen in EL-Container	EL-B (z.T. EL-C)
Stilllegung und Abbruch der Kernkraftwerke	SAA + MAA	Verfüllen in endlagerfähige Container, z.T. Fässer	auf KKW-Gelände bis zum Abtransport	→	→	Kontrolle, Fässer in EL-Container verfüllen	EL-B (evtl. grossteils EL-A)

Legende: EIR Eidgenössisches Institut für Reaktorforschung.
 BAG Bundesamt für Gesundheitswesen.
 WA Wiederaufbereitungs-Anlage.
 ZL Zwischenlager (CEL = Consortium d'Etudes Lucens)
 EL Endlager

4.1 Zwischenlagerung der abgebrannten Brennelemente bei den Kernkraftwerken

Von den heute in der Schweiz in Betrieb stehenden Kernkraftwerken Beznau I + II, Mühleberg, Gösgen und Leibstadt fallen jährlich abgebrannte Brennelemente mit rund 90 tU (Tonnen Uran) an. Bis Mitte 1984 waren es insgesamt etwa 480 tU, von denen bisher an die 295 tU zur Wiederaufarbeitung abtransportiert wurden.

Vor dem Abtransport müssen die abgebrannten Brennelemente in den Kernkraftwerken zwischengelagert werden, damit ihre Radioaktivität und Wärmeproduktion vor dem nächsten Entsorgungsschritt genügend abklingen kann. Die Zwischenlager der Kernkraftwerke haben ferner auch die Funktion eines Pufferlagers gegenüber den Wiederaufarbeitungsanlagen. Die Zwischenlagerung erfolgt in allen schweizerischen Kernkraftwerken in wassergefüllten Lagerbecken.

Die folgende Tabelle 6 gibt eine Uebersicht über die Kapazitäten der Zwischenlager der in Betrieb stehenden Kernkraftwerke sowie des vor der Aufnahme des kommerziellen Betriebs stehenden KKW Leibstadt.

Die sog. Vollkernreserve (full core reserve, FCR) muss freigehalten werden, damit das Entladen des Reaktors jederzeit möglich ist.

Tabelle 6: Kapazitäten der Brennelemente-Zwischenlager bei den Kraftwerken

KKW	A Kapazität Total (tU)	B Vollkern- reserve (FCR) (tU)	(A-B) Verfügbare Netto- Kapazität (tU)	C Jährliche Nachladung (tU)	(A-B):C Verfügbare Kapazität (Jahre)
Beznau I+II	367	80	287	20,3	14
Mühleberg	123	44	79	12,4	6
Gösgen	265	73	192	24	8
Leibstadt	368	118	250	31	8
Total	1123	315	808	87,7	—

Die verfügbare Netto-Kapazität der KKW-Zwischenlager war Mitte 1984 mit rund 185 tU eingelagerter Brennelemente zu etwa einem Drittel belegt (ohne KKW Leibstadt, das erst Ende 1984 den Betrieb voll aufnahm). Mit den ausländischen Wiederaufarbeitungsanlagen bestanden per Mitte 1984 Verträge über die Aufarbeitung von insgesamt rund 1000 tU. Die Zwischenlagerkapazitäten der Kernkraftwerke sind unter der Annahme einer fortwährenden Erneuerung der Wiederaufarbeitungsverträge ausgelegt worden. Fig. 8 zeigt die Situation bei Nichterneuerung der bestehenden Verträge. Man ersieht, dass die Kapazität der KKW-Zwischenlager in diesem Falle bis gegen Ende der neunziger Jahre genügt. Selbst für den unwahrscheinlichen Fall, dass der Abtransport der Brennelemente im Rahmen der bestehenden Verträge aus irgendwelchen Gründen unterbunden wäre, zeigen sich erste Engpässe erst nach 1990. Für 1992 ist die Inbetriebnahme eines zentralen Zwischenlagers vorgesehen (Abschnitt 4.5). Für die Zwischenlagerung der Brennelemente aus dem Forschungsreaktor Diorit verfügt das Eidg. Institut für Reaktorforschung über einen eigenen CASTOR-Behälter.

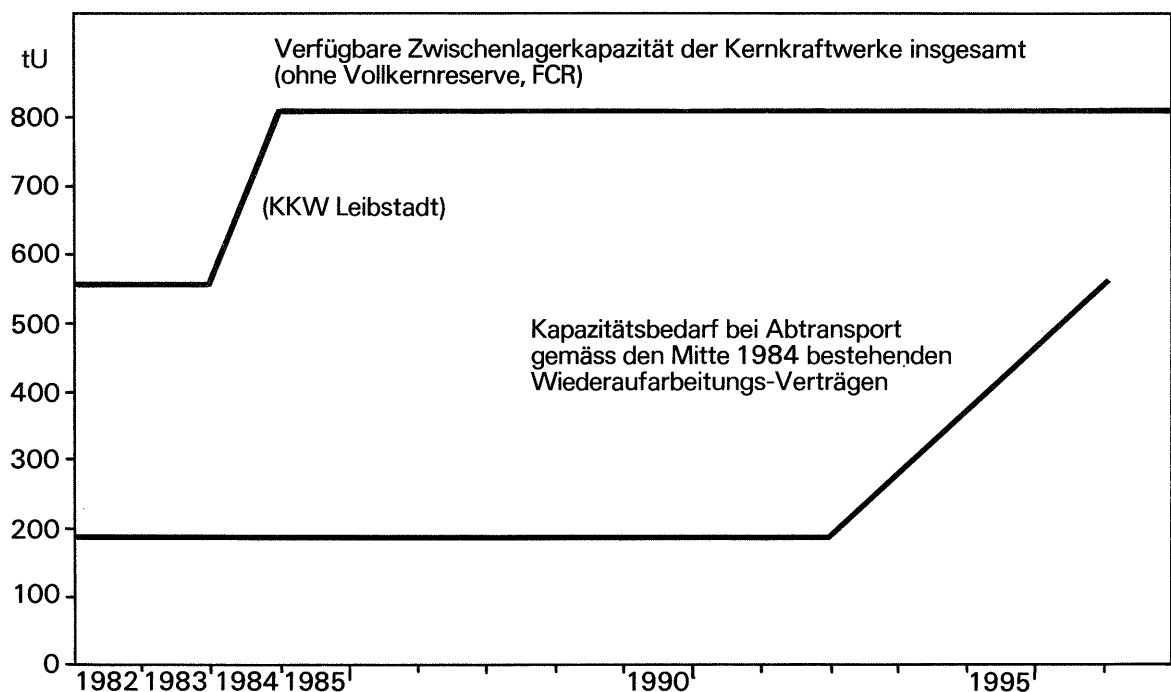


Fig. 8: Kapazität der Zwischenlager für abgebrannte Brennelemente bei den Schweizer Kernkraftwerken und der Kapazitätsbedarf ohne Erneuerung der Mitte 1984 bestehenden Wiederaufarbeitungsverträge (ungefähre Werte).

4.2 Konditionierung und Zwischenlagerung schwach- und mittelradioaktiver Abfälle aus den Kernkraftwerken

Gemäss Entsorgungsschema in Fig. 2 liegt die Konditionierung und Zwischenlagerung der SAA + MAA aus dem KKW-Betrieb im Verantwortungsbereich der Kernkraftwerke. Brennbare Abfälle aus den Kernkraftwerken werden zentral im Eidgenössischen Institut für Reaktorforschung (EIR) verascht und verfestigt. Das EIR verfestigt ausserdem auch die Abfälle aus Forschung, Industrie und Medizin (jährliche Sammelaktionen, Abschnitt 4.3). Ein Teil der verfestigten Abfälle konnte bisher durch die Tiefseever-senkung (Abschnitt 4.4) beseitigt werden. Vor dem Abtransport zur Tiefseever-senkung resp. später in das Endlager Typ B der Nagra werden die Abfälle bei den Kernkraftwerken zwischenge-lagert. Das EIR hat einen Stapelplatz als Pufferlager, ein eigentliches Zwischenlager steht in Vorbereitung.

In der Regel verfügen die Kernkraftwerke über Anlagen zur Abfallverfestigung mit Zement in Stahlblechfässern (Standard-grösse 200 l), das KKW Gösgen verfestigt zudem seine Ionentau-scherharze mit Bitumen. Das EIR verfügt über eine Veraschungs-an-lage, in der die Volumina brennbarer Abfälle rund um einen Faktor 50 reduziert werden. Die Asche wird in Stahlblechfässern mit Zement verfestigt.

Veraschte und verfestigte KKW-Abfälle werden vom EIR zur Zwischenlagerung an die Kernkraftwerke zurückgegeben, falls sie nicht innert nützlicher Frist endgelagert oder in die Tiefsee versenkt werden können. 1982 wurde im EIR eine neue Bereitstel-lungshalle für nicht konditionierte Abfälle (Umschlags-Kapazi-tät: 2000 Fässer pro Jahr), eine Endkonditionierungshalle für Chargen bis zu 50 Fässern und eine Bereitstellungshalle für kon-ditionierte Abfälle (Lager-Kapazität: 1500 Fässer) in Betrieb genommen.

Die Tabelle 7 vermittelt eine Uebersicht über den jährlichen Anfall der schwach- und mittelaktiven Abfälle aus den einzelnen Kernkraftwerken und aus dem EIR sowie den Sammelaktionen und über die vorhandenen Zwischenlagerkapazitäten. Man ersieht, dass die Kapazitäten der Kernkraftwerke für die Zeit bis zur Inbetriebnahme eines Endlagers Typ B der Nagra im wesentlichen ausreichen würden, auch wenn man sich entschliessen würde, die Tiefseever-senkung nicht fortzuführen.

Tabelle 7: Produktion und Zwischenlagerkapazität für schwach- und mittelradioaktive Abfälle bei den Kernkraftwerken und im EIR
(ohne KKW Leibstadt)

Anlage	Abfall-Kategorie	Jahresproduktion der SAA + MAA bei normalem Betrieb (Anzahl 200-l-Fässer, nach Endkonditionierung und Veraschung des brennbaren Anteils im EIR)	Kapazität des Zwischenlagers (Anzahl Fässer)	Belegung des Zwischenlagers Mitte 1984* (Anzahl Fässer)	Noch verfügbare Kapazität des Zwischenlagers, falls <u>kein</u> Abtransport zur Tiefseeversenkung stattfindet (Jahre)
KKW Beznau I + II	SAA	200	1760	650	~ 5
	MAA	130 (Spezialfässer zu 100 l)	3240	1480	~ 12
KKW Mühleberg	SAA	130	2000 (nach Vol্লাusbau)	320 (+ 48 konditioniert für Tiefseeversenkung)	~ 12
	MAA	230	6000 (nach Vol্লাusbau)	1030 (vor Endkonditionierung)	≥ 15
KKW Gösgen	SAA	60	4100	231 + 15 Betoncontainer	≥ 15
	MAA	15	616	19	≥ 15
EIR (nur eigene Abfälle sowie aus Sammelaktionen BAG)	SAA	500	1500** (Kurzzeit-Pufferlager)	1200 (zum Teil konditioniert für Tiefseeversenkung)	~ 1**

Alle Zahlenangaben sind als Richtwerte zu verstehen.

* Die effektive Belegung per Mitte 1984 wurde umgerechnet unter Einschluss der Entlastung um Fässer mit Abfällen, die noch im EIR verascht werden, und der Belastung durch evtl. Rücknahme der verfestigten veraschten Abfälle aus EIR und durch Abfälle, die zur Zeit in den Konditionierungsanlagen der Kernkraftwerke in Verarbeitung sind.

** Zusätzliches Zwischenlager in Vorbereitung.

Für die schwachaktiven Abfälle aus den Sammelaktionen des BAG und aus dem EIR muss in diesem Falle im EIR allerdings eine Zwischenlagerlösung getroffen werden, wofür die notwendigen Schritte bereits eingeleitet sind. Eine Zwischenlagerung der schwachaktiven Fässer ist ohne technische Probleme möglich.

4.3 Sammlung und Behandlung radioaktiver Abfälle aus Medizin, Industrie und Forschung

Die Strahlenschutzverordnung verpflichtet das Eidgenössische Departement des Innern, die radioaktiven Abfälle aus Medizin, Industrie und Forschung zu sammeln und sachgerecht zu beseitigen. Diese Aufgabe wurde dem Bundesamt für Gesundheitswesen übertragen, das jährliche Sammelaktionen durchführt. Die Einzelheiten über das Einsammeln, die Ablieferungspflicht und die vorherige Behandlung der Abfälle sind in der Verordnung über die Sammlung und Ablieferung radioaktiver Abfälle vom 18. März 1977 /3/ geregelt. Die eingesammelten Abfälle werden dem EIR zur weiteren Verarbeitung und Beseitigung übergeben.

Die Sammlung erfolgt in verzinkten 100-Liter-Eisenfässern. Die Abfälle sind im ablieferungspflichtigen Betrieb zu sortieren insbesondere nach den Kategorien radiumhaltig, andere Alphastrahler, tritium- oder C-14-haltig und andere Beta- und Gammastrahler. Sie müssen am Entstehungsort vorbehandelt sein: Flüssige Abfälle sind in feste Form zu überführen, C-14- oder tritiumhaltige Tierkadaver sind zu veraschen oder zu mumifizieren, usw. Die Tabelle 8 gibt eine Uebersicht über die Sammelaktionen des BAG in den Jahren 1974 bis 1984.

Tabelle 8: Radioaktive Abfälle aus den Sammelaktionen des Bundesamtes für Gesundheitswesen (nach Angaben des BAG, Angaben 1984 provisorisch)

Jahr	Lieferanten	Gebinde	Volumen (m³)	Aktivitäten in Ci				
				Beta-/Gamma-Strahler ohne Tritium	Tritium	Alpha-Strahler ohne Radium	Radium	Total
1974	16	129	14	22	440	–	0,038	462
1975	23	210	24	62	415	3	0,966	481
1976	30	186	20	9	355	2	0,245	366
1977	38	311	30	19	390	9	1,519	420
1978	45	229	24	15	1 586	6	0,964	1 608
1979	43	257	27	3	476	0,1	0,506	480
1980	43	378	36	7	84 491	5,5	3,441	84 507
1981	38	294	32	16	13 044	3,5	0,241	13 064
1982	32	211	23	4	12 463	16,6	0,243	12 484
1983	53	234	26	21	10 352	8,2	0,139	10 331
1984	45	224	25	8	16 196	6,6	0,171	16 211

Tabelle 9: In den Jahren 1969 bis 1982 aus der Schweiz in die Tiefsee versenkte radioaktive Abfälle
(nach Angaben des EIR, keine Versenkung in den Jahren 1983/84)

Jahr	Anzahl		Gewicht (t)	Herkunft in Gewichtsprozent			Aktivitäten in Ci		
	Fässer	Typ B Container		EIR	Forschung Industrie Medizin	KKW	Beta- und Gamma-Strahler ohne Tritium	Alpha-Strahler	Tritium
1969	–	100	243	100	–	–	341	–	–
1971	150	128	375	100	–	–	355	1,6	–
1972	1075	45	508	80	17	3	402	7	192
1974	587	121	509	31	68	1	298	16,3	1 822
1975	200	55	202	78	13	9	725	22	425
1976	541	59	349	59	10	31	253	15,3	473
1977	630	82	456	21	5	74	579	8,6	366
1978	801	165	733	38	6	56	4072	27	390
1979	571	44	408	20	3	77	136	–	–
1980	594	10	301	19	32	49	747	1,6	50 711
1981	671	39	404	9	22	69	1974	14,5	36 003
1982	883	152	847	25	14	61	3976	8	13 498

4.4 Tiefseeverseunkung

Durch Tiefseeverseunkung können vorwiegend radioaktive Abfälle aus Medizin, Industrie und Forschung sowie die versenkbaaren Abfälle aus dem Betrieb der Kernkraftwerke beseitigt werden. Die Verseunkung wird durch die Londoner Konvention /4/ geregelt und durch die Kernenergie-Agentur der OECD (Nuclear Energy Agency - NEA) überwacht. In der Londoner Konvention sind das Bewilligungsverfahren und die maximal pro Jahr für eine Verseunkungsstelle zulässigen Mengen der radioaktiven Abfälle festgelegt. Die NEA erstellte insbesondere Richtlinien für die Auswahl der Verseunkungsstellen und für die Verpackung der Abfälle. Die Schweiz beteiligte sich in den Jahren 1969 bis 1982 an gemeinsamen Verseunkungsaktionen zusammen mit Belgien und Holland. Das Verseunkungsgebiet lag rund 900 km süd-westlich der Südspitze Englands. Der Atlantik ist dort über 4000 m tief.

Die Bereitstellung der Abfälle für die Tiefseeverseunkung, die Schlusskonditionierung und die Durchführung der notwendigen Transporte obliegt dem EIR.

In der Tabelle 9 sind die 12 seit 1969 durchgeführten Tiefseeverseunkungen zusammenfassend dargestellt. Die versenkten Abfälle sind mit Zement verfestigt. Die insgesamt im Rahmen der internationalen Aktionen versenkten Mengen radioaktiver Abfälle lagen stets um mehr als zwei Grössenordnungen unter den zugelassenen Werten.

Die Schweiz beteiligt sich durch ein von der Nagra finanziertes Projekt PROSPER (vgl. NTB 81-15 und 84-36) an einem internationalen Forschungsprogramm, das von der Kernenergie-Agentur der OECD koordiniert wird. Es hat zum Ziel, die Kenntnisse der Ozeane insbesondere an der Verseunkungsstelle im Nordostatlantik noch weiter zu vermehren und die natürliche und künstliche Radioaktivität des Wassers, der Sedimente und der Lebewesen zu überwachen. Nach den bisherigen Sicherheitsanalysen, die periodisch überprüft werden, ist die Ausbreitung allfällig freigesetzter radioaktiver Stoffe vom Meeresboden so langsam, dass sie kein Sicherheitsrisiko mehr darstellen, wenn sie organismenreiche oberflächennahe Wasserschichten erreichen.

Trotz des positiven Ausgangs der Sicherheitsanalysen steht die Weiterführung der Versenkungsaktionen wegen politisch motiviertem Widerstand in Frage. 1983 verzichteten die Niederlande (als bisher durchführende Nation der Versenkungsaktionen NL-B-CH) auf die Versenkung. Die Ausweichmöglichkeit einer Versenkung zusammen mit Grossbritannien musste ebenfalls aufgegeben werden. Die Schweiz ist an der Versenkungs-Option nach wie vor interessiert, insbesondere für tritiumhaltige Abfälle, für welche die Tiefseeverenkung vom sicherheitstechnischen Standpunkt besonders vorteilhaft ist.

4.5 Zentrale Zwischenlagerung der abgebrannten Brennelemente und der Abfälle aus der Wiederaufarbeitung

Das Konzept der nuklearen Entsorgung Schweiz (vgl. Fig. 2 dieses Berichtsbandes sowie NTB 83-02) sieht ein zentrales Zwischenlager für abgebrannte Brennelemente, hochradioaktive Abfälle und schwach- und mittelradioaktive Abfälle aus der Wiederaufarbeitung und evtl. aus dem Betrieb der schweizerischen Kernkraftwerke vor. Für die überwachte Zwischenlagerung stehen heute im In- und Ausland bewährte, technisch ausgereifte Verfahren mit hohem Sicherheitsstandard zur Verfügung.

In diesem Abschnitt soll die Situation der Realisierung eines zentralen Zwischenlagers in der Schweiz rekapituliert und die Realisierungsvariante eines sog. Trockenlagers am Beispiel des CEL-Vorprojekts /10/ summarisch dargestellt werden.

4.5.1 Gründe für ein zentrales Zwischenlager

Für die Errichtung eines zentralen Zwischenlagers sprechen verschiedene Gründe:

- Die abgebrannten Brennelemente werden vor ihrem Abtransport in die ausländischen Wiederaufarbeitungsanlagen heute dezentral bei den Kernkraftwerken zwischengelagert (siehe Abschnitt 4.1). Die vorhandene und evtl. noch ausbaubare Kapazität genügt, sofern über die bestehende Vertragsdauer hinaus neue Wiederaufbehandlungsverträge abgeschlossen werden können. Falls solche Verträge nicht zustandekommen, so wird die Zwischenlager-Kapazität der Kernkraftwerke gegen Ende der neunziger Jahre nicht mehr ausreichen, und ein zusätzliches, zentrales Zwischenlager drängt sich auf.

- Eine genügende Zwischenlager-Kapazität für abgebrannte Brennelemente ist von Vorteil, weil sie die Position der Schweizer Kernkraftwerke bei den Verhandlungen über die Bedingungen neuer Wiederaufarbeitungsverträge, über die Spezifikationen der zurückzunehmenden Abfälle etc. wesentlich stärkt.
- Bei der Entsorgungsoption ohne Wiederaufarbeitung, also bei der direkten Endlagerung abgebrannter Brennelemente, müssen diese etwa 40 Jahre lang zwischengelagert werden, bevor sie genügend abgekühlt sind und in speziellen Behältern ins Endlager eingelagert werden können. Auch hier drängt sich ein zentrales Zwischenlager auf.
- Gemäss bestehenden Wiederaufarbeitungsverträgen z.B. mit der COGEMA ist die Schweiz verpflichtet, frühestens ab 1992 die verglasten und in Edelstahlzylindern eingeschlossenen hochradioaktiven Abfälle aus der Wiederaufarbeitung zurückzunehmen. Diese müssen noch etwa 30 Jahre lang zwischengelagert werden, bevor sie endgelagert werden können. (Gesamtzeit der Zwischenlagerung = 40 Jahre).
- Gemäss den gleichen Wiederaufarbeitungsverträgen können auch die schwach- und mittelaktiven Abfälle aus der Wiederaufarbeitung ab 1992 in die Schweiz zurückgeschickt werden. Diese sind vorwiegend zur Einlagerung im Endlager Typ B bestimmt, ein Teil im Endlager Typ C. Alle diese Abfälle könnten zwar direkt endgelagert werden, da keine Abkühlung nötig ist. Weil aber die beiden Endlagertypen erst später bereit stehen werden, sind einige Jahre Zwischenlagerung erforderlich, wozu zweckmässigerweise die Infrastruktur eines zentralen Zwischenlagers verwendet wird. Später - nachdem die Endlager betriebsbereit sein werden - kann das Zwischenlager eine allfällig nötige Pufferfunktion übernehmen.
- Das zentrale Zwischenlager könnte auch eine Entlastungsfunktion bei anderen Sorten von schwach- und mittelaktiven Abfällen übernehmen, falls man sich entschliessen würde, die Tiefseeversenkung nicht fortzuführen, und die Kapazität der Zwischenlager bei den Kernkraftwerken und im EIR bis zur Inbetriebnahme des Endlagers Typ B nicht ausreichen sollte.

4.5.2 Das Konsortium CEL und sein Aufgabenbereich

Die Verantwortung für die zentrale Zwischenlagerung liegt nicht im Verantwortungsbereich der Nagra (vgl. Abschnitt 3). Die Aktivitäten im Zusammenhang mit der Zwischenlagerung wurden dem "Consortium d'études Lucens" - abgekürzt CEL - übertragen, zu dem sich 1979 die Ueberlandwerke zusammengeschlossen haben (Aare Tessin Elektrizitätsgesellschaft - ATEL; Bernische Kraftwerke AG - BKW; Centralschweizerische Kraftwerke AG - CKW; Elektrizitätsgesellschaft Laufenburg - EGL; SA l'Energie de l'Ouest-Suisse - EOS; Nordostschweizerische Kraftwerke AG - NOK).

Das CEL führt Projektierungsarbeiten für ein nationales zentrales Zwischenlager durch und hat die Erarbeitung eines Rahmenbewilligungsgesuchs für ein konkretes Bauprojekt an die Hand genommen. Die Einreichung des Rahmenbewilligungsgesuchs und der spätere Bau und Betrieb des Zwischenlagers werden einer noch zu gründenden Betriebsgesellschaft obliegen. Die Vorbereitungsarbeiten sind auf das Ziel der Inbetriebnahme des zentralen Zwischenlagers im Jahre 1992 ausgerichtet.

Die bisherigen Arbeiten des CEL hatten in einer ersten Etappe die Evaluation verschiedener Zwischenlager-Konzepte zum Ziel (Nasslagerung und Trockenlagerung in Transportbehältern). In einer zweiten Etappe wurde für die Trockenlager-Variante ein Vorprojekt /10/ für den möglichen Standort Lucens ausgearbeitet.

Die Bildung einer Nachfolgegesellschaft für das CEL und die Einreichung des Rahmenbewilligungsgesuchs ist ab 1985 vorgesehen.

4.5.3 Konzeptionelle Aspekte

Bei der Evaluation der Zwischenlager-Konzepte konnte sich das CEL auf bewährte Verfahren stützen. Zwei Varianten bieten sich an:

- die **Nasslagerung**, und
- die **Trockenlagerung**.

Die Technik der **Kompakt-Nasslagerung** in wassergefüllten Lagerbecken ist in den schweizerischen Kernkraftwerken seit einiger Zeit in Anwendung, sie kann als eine Standard-Technik bezeichnet werden. Die gleiche Methode wird auch im schwedischen Zwischenlager für abgebrannte Brennelemente "CLAB" angewandt. Das zirkulierende Wasser dient gleichzeitig der Abkühlung des Lagerguts und der radiologischen Abschirmung.

Bei der **Trockenlagerung** steht die Lagerung **in Transportbehältern** im Vordergrund. Für kleine Mengen von Abfallgebinden oder Brennelementen ist sie eine der vorteilhaftesten Methoden. Bei grösseren Mengen an gleichartigem Lagergut könnten auch andere, jedoch weniger ausgereifte Systeme vorzuziehen sein, so z.B. die Lagerung in Betonblöcken oder die modulare Lagerung in Silos (sog. Modrex-Verfahren). Diese beiden Varianten, bei denen die Kühlung des Lagerguts ebenfalls durch natürliche Luftzirkulation vorgesehen ist, wurden deshalb durch das CEL im Sinne von Konzept- und Wirtschaftlichkeitsstudien untersucht. Es besteht somit die Möglichkeit, ein solches System in späteren Ausbauphasen einzusetzen, auch wenn das Lager zunächst für Transportbehälter konzipiert wird.

Für den aus dem schweizerischen Kernenergieprogramm resultierenden Kapazitätsbedarf eines zentralen Zwischenlagers erscheint die Trockenlagerung in Transportbehältern als die vorteilhafteste Lösung. Die wichtigsten Gründe für diese Feststellung sind die mit dem System eng verbundene Sicherheit, seine operationelle Einfachheit, seine Kosten und seine problemlose Anpassung an den tatsächlichen Bedarf, gegebenenfalls in mehreren Ausbaustufen des Zwischenlagers. In der Schweiz besteht Erfahrung mit trockener Zwischenlagerung im EIR, wo seit Anfang 1983 Brennelemente aus dem Forschungsreaktor DIORIT in einem CASTOR-Behälter zwischengelagert werden. Ein Zwischenlager mit Trockenlagerung in Transportbehältern ist 1984 in Gorleben in der Bundesrepublik Deutschland in Betrieb genommen worden, ein zweites wird in Ahaus (ebenfalls BRD) gegenwärtig gebaut.

Ein Zwischenlager mit Trockenlagerung besteht grundsätzlich aus einer (oder mehreren) oberirdischen Hallen, in der normale Transportbehälter abgestellt werden. Die Transportbehälter z.B. des Typs CASTOR dienen sowohl der radiologischen Abschirmung der hochradioaktiven Abfälle oder der Brennelemente als auch dem sicheren und dichten Einschluss der radioaktiven Stoffe. Die Restwärme der Radionuklide wird über die Aussenfläche der Transportbehälter an die umgebende Luft abgegeben und im offenen Luftkreislauf abgeführt. Üblich ist Zirkulation durch natürlichen Auftrieb, d.h. ohne Ventilatoren. Die erwärmte Luft verlässt die Lagerhalle durch Oeffnungen im Dach, kühle Luft strömt durch Oeffnungen in den Seitenwänden nach. Zur Ein- und Auslagerung der schweren Transportbehälter ist die Halle mit einer geeigneten Krananlage ausgerüstet. An den Standort eines Zwischenlagers werden keine speziellen Anforderungen bezüglich der geologischen oder hydrogeologischen Situation gestellt (dies im Gegensatz zu einem Endlager in geologischen Formationen). Die Benützungsdauer des Zwischenlagers ist von der gleichen Grössenordnung wie diejenige von Kernkraftwerken (einige Jahrzehnte).

4.5.4 Das Vorprojekt Lucens des CEL

Im Jahre 1984 stellte das CEL als Ergebnis seiner Arbeiten ein Vorprojekt /10/ für den möglichen Standort Lucens vor, das durch folgende Punkte charakterisiert ist:

- Vorgesehen ist Trockenlagerung der Brennelemente bzw. der HAA in Transportbehältern des Typs CASTOR in einer oberirdischen Halle.
- Schwach- und mittelaktive Abfälle werden in separaten oberirdischen Hallen gelagert.
- Die Lagerkapazität ist für eine Zwischenlagerung der abgebrannten Brennelemente und der HAA von 30 bis 50 Jahren ausgelegt.
- Der Lagerausbau erfolgt etappenweise. Eine erste Ausbaustufe berücksichtigt den Kapazitätsbedarf der nächsten 15 bis 20 Jahre, und zwar für ein konservatives Szenarium (keine neuen Wiederaufarbeitungsverträge, Rücknahme der Wiederaufarbeitungsabfälle ab 1992). Immerhin wird angenommen, dass die Zwischenlagerkapazitäten der KKW voll ausgenützt werden.
- Als Standort des Zwischenlagers wird das Gelände des ehemaligen Versuchsreaktors Lucens angenommen.
- Im Endausbau enthält das Zwischenlager gemäss Vorprojekt:
 - eine Halle für die Aufnahme von 184 Transportbehältern, beladen mit der HAA-Menge aus 4968 tU wiederaufgearbeitetem Kernbrennstoff (rund 550 m³ HAA Netto-Volumen) oder mit 1555 tU von nicht wiederaufgearbeiteten Brennelementen. Bei der Option mit Wiederaufarbeitung ist der Kapazitätsbedarf bis über das Jahr 2020 hinaus gedeckt, ohne Wiederaufarbeitung etwa bis zum Jahr 2005,
 - eine Halle für die Aufnahme von konditionierten und verpackten schwachaktiven Abfällen (Platzangebot für 4000 m³ SAA),

- eine Halle für die Aufnahme von konditionierten und verpackten mittelaktiven Abfällen (Platzangebot für 1000 m³ MAA),
- alle notwendigen Anlagen und Einrichtungen für das Umladen und die Kontrolle der Abfälle, administrative Infrastruktur etc.

Fig. 9 zeigt einen Schnitt durch die Transportbehälter-Halle der im Vorprojekt beschriebenen Zwischenlager-Anlage.

4.6 Stilllegung ausgedienter Reaktoren

Die Kernkraftwerke sind für eine Betriebsdauer von rund 40 Jahren ausgelegt. Obwohl für die schweizerischen Kernkraftwerke erst ein Bruchteil dieser Zeit vorbei ist, wurden entsprechend den gesetzlichen Anforderungen für alle Reaktoren detaillierte und von den Behörden anerkannte Stilllegungs- und Abbruch-Studien ausgearbeitet. Zwei Versuchsreaktoren boten der schweizerischen Elektrizitätswirtschaft ausserdem Anlass, um konkrete Stilllegungs-Erfahrungen zu sammeln:

Im Jahre 1977 wurde der 30 MW(th) Forschungsreaktor DIORIT im EIR abgeschaltet und ausser Betrieb genommen. Der Reaktor ist gegenwärtig stillgelegt, d.h. die Brennelemente sind ausgebaut, und die Kühl- und Hilfskreisläufe sind entleert. Die Anlage ist in einem für die Umgebung sicheren Zustand, der im entsprechenden Sicherheitsbericht zu Händen der Aufsichtsbehörde HSK (Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen) festgehalten ist. Der Abbruch und die Demontage des eigentlichen Reaktorblocks kann durchgeführt werden, sobald entschieden ist, wie die anfallenden Abfälle beseitigt werden (Endlager Nagra oder Tiefseeversenkung).

Im Jahre 1969 ging der 6 MW(e) Versuchsreaktor Lucens nach einem Unfall ausser Betrieb. Der Unfall-Hergang und die anschliessenden Ermittlungsarbeiten sind im Schlussbericht der vom Bundesrat eingesetzten Untersuchungskommission im Juni 1979 /5/ beschrieben worden. In der Folge wurde der Reaktor stillgelegt und abgebrochen. 235 Tonnen schwachradioaktiver Anlage-teile sind in dichten Behältern auf dem Reaktorgelände trocken zwischengelagert. Einige wenig kontaminierte Teile wurden einbetoniert und befinden sich noch an Ort und Stelle innerhalb der Kavernen. Ergebnisse der Stilllegung wurden in entsprechenden Sicherheitsberichten an die HSK festgehalten. Ebenfalls werden über die laufende Ueberwachung der zwischengelagerten Abfälle periodisch Berichte eingereicht.

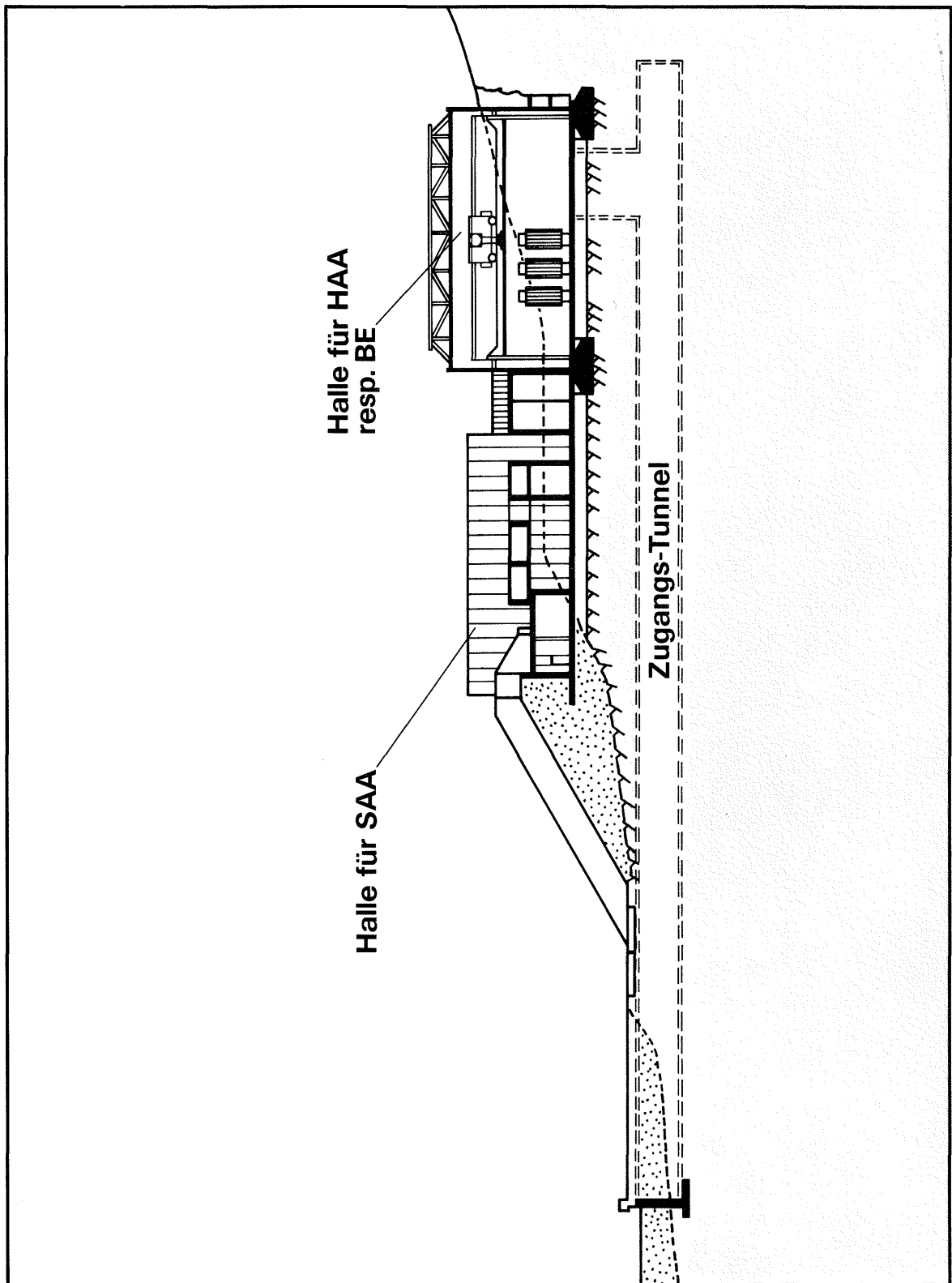


Fig. 9: Zentrales Zwischenlager gemäss Vorprojekt CEL /10/. Die Halle für Transportbehälter mit hochaktiven Abfällen oder mit BE ist im Schnitt gezeigt, die Halle für MAA ist verdeckt.

TEIL II - UEBERSICHT UEBER DAS PROJEKT GEWAEHR 19855 GEGENSTAND, UMFANG UND BEARBEITUNGSTIEFE DES PROJEKTS GEWAEHR 1985

Das Projekt Gewähr 1985 hat grundsätzlich zum Ziel, die technische Machbarkeit und die Langzeitsicherheit der Endlager für radioaktive Abfälle nachzuweisen, im Rahmen der in der Einleitung (Abschnitt 1.1) besprochenen rechtlichen und technischen Randbedingungen.

Der Gegenstand, Umfang und die Bearbeitungstiefe des Projekts Gewähr 1985 sind aus den behördlichen Anforderungen abgeleitet, die in diesem Abschnitt zusammen mit ergänzenden Ueberlegungen der Nagra resümiert werden.

5.1 Behördliche Anforderungen an das Projekt Gewähr 1985

Die Anforderungen an das Projekt Gewähr 1985 wurden im Jahresbericht 1981 der Arbeitsgruppe des Bundes für die nukleare Entsorgung (AGNEB) festgehalten. Der Wortlaut der Projektdefinition ist im Anhang C wiedergegeben. Wesentlicher Bestandteil des Projekts ist der Sicherheitsbericht, welcher aufzeigen soll, wie die Schutzziele der Richtlinie R-21 der KSA/HSK eingehalten werden können. Der Entsorgungsnachweis soll alle Arten der radioaktiven Abfälle umfassen; das Schwergewicht liegt auf dem Projekt zur Endlagerung hochaktiver Abfälle. Neben der Endlagerung von Rückständen aus der Wiederaufarbeitung ist als Option auch die Entsorgung ohne Wiederaufarbeitung darzulegen.

Weil das Projekt Gewähr 1985 zeitlich viel früher eingereicht werden muss, als die später zu erstellenden Ausführungsprojekte, wird nicht verlangt, dass es bereits wie ein ausführungsfähiges Projekt alle Details der Endlagerung beschreibt und z.B. die genauen Standorte der Endlager enthält. Es soll vielmehr anhand eines Modellbeispiels gangbare Lösungswege aufzeigen.

Für das Projekt Gewähr 1985 sind wo nötig vorläufige, auf der sicheren Seite liegende Annahmen zu treffen, welche bei der späteren Ausarbeitung der konkreten Rahmenbewilligungsprojekte dem dannzumal weiter entwickelten Kenntnisstand angepasst werden. Die Anpassungen betreffen hauptsächlich die Standortwahl und damit die Konfiguration und die Eigenschaften der natürlichen, geologisch gegebenen Sicherheitsbarrieren. Das kann bedeuten, dass das Zusammenwirken der Barrieren bei den künftigen Ausführungsprojekten zu überdenken ist. So könnten angetroffene bessere natürliche Barrieren die Funktion aufwendiger technischer Massnahmen übernehmen und umgekehrt könnten nicht erwartete lokale Defekte des Wirtgesteins durch technische Vorkehrungen kompensiert werden.

5.2 Hauptaufgaben des Projekts Gewähr 1985

Die aus den behördlichen Anforderungen abgeleitete Hauptaufgabe des Projekts Gewähr 1985 kann durch drei Punkte umschrieben werden:

- Projekte mit dem notwendigen Detaillierungsgrad sollen die technische Machbarkeit der Endlager in der Schweiz belegen.
- Durch Sicherheitsanalysen soll quantitativ gezeigt werden, dass bereits aufgrund der heutigen Kenntnisse und der verfügbaren Technologie die Endlagerung aller Kategorien der radioaktiven Abfälle realisiert werden kann, ohne die Bevölkerung unzumutbaren Strahlenrisiken auszusetzen (Nachweis der Langzeitsicherheit).
- Die Werte der geologischen, hydrogeologischen und materialtechnischen Parameter sowie die Verhaltensweisen der Radionuklide in der Geo- und Biosphäre, die durch ihre physikalischen und chemischen Eigenschaften gegeben sind und in die Sicherheitsanalyse eingehen, sollten durch die Ergebnisse von eigenen oder fremden Untersuchungen untermauert sein oder sonstwie dem Kenntnisstand der Technik und Wissenschaft entsprechen.

5.3 Langzeitsicherheit und technische Realisierbarkeit

Die Aspekte der Langzeitsicherheit und der technischen Realisierbarkeit sind eng miteinander verknüpft. Alle als Grundlage für die Sicherheitsbetrachtungen dienenden Ausführungsvarianten müssen auch technisch-organisatorisch realisierbar sein.

Im Projekt Gewähr 1985 stehen jedoch die Aspekte der Langzeitsicherheit im Vordergrund. Aussagen über die Langzeitsicherheit und die Präsentation der sie betreffenden Untersuchungsergebnisse bilden den entscheidenden, neuen Bestandteil des Projekts. Der Nachweis der technischen Realisierbarkeit wird dadurch erbracht, dass man nur heute verfügbare Technologien vorsieht. Eine technisch-wirtschaftliche Optimierung bleibt der Phase der Ausarbeitung konkreter, standortbezogener Ausführungsprojekte vorbehalten.

5.4 Sicherheitstechnische Optimierung

Beim Projekt Gewähr 1985 muss die **genügende Eignung** des vorgesehenen Endlager-Konzepts nachgewiesen werden. Obwohl eine gut geeignete Lösung gesucht wird, und bei quantifizierbaren Unterschieden in der Wirksamkeit der Sicherheitsmassnahmen stets die besseren berücksichtigt werden, meidet das Projekt bewusst den Begriff der **Optimierung**. Dies deshalb, weil für ein Endlager bei der Würdigung der geologischen Gegebenheiten und der im Normalfall vollkommen vernachlässigbaren Freisetzungsrate eine wissenschaftlich saubere Optimierung streng genommen nicht durchführbar ist. (Diese Aussage trifft nicht nur für das Projekt Gewähr zu, auch bei der künftigen Standortwahl für ein tatsächliches Endlager wird es grundsätzlich nicht möglich sein, vom "bestgeeigneten" Standort zu sprechen.)

In diesem Sinne - und weil im Projekt Gewähr die Standortwahl ohnehin nicht diskutiert wird - wird der im Abschnitt 5.6 eingeführte Modell-Datensatz nicht im Sinne einer "bestgeeigneten" Wahl begründet. Entscheidend ist die Einhaltung der Schutzziele mit genügender Sicherheitsreserve. Ebenso wenig wird die Wahl bestimmter technischer Sicherheitsbarrieren im Sinne der Optimierung begründet. Entscheidend ist ihre genügende sicherheitstechnische Eignung und technische Machbarkeit.

5.5 Umfang des Projekts Gewähr 1985

Der Gegenstand des Projekts Gewähr ist die Gewährleistung der "dauernden, sicheren Entsorgung und Endlagerung", im Prinzip also der gesamte Komplex der nuklearen Entsorgung. Wie aber im Abschnitt 4 gezeigt wurde, bestehen viele Glieder der Entsorgungskette aus technisch erprobten Aktivitäten, die bereits mit der erforderlichen Sicherheit und zum Teil routinemässig erledigt werden.

Das Projekt Gewähr hat sich mit noch offenen Fragen der Entsorgung zu befassen. Es behandelt deshalb

- Endlagerung aller Arten der radioaktiven Abfälle, mit den Phasen Bau / Betrieb / Verschluss / Nachbetriebsphase.
- Vorbereitung der Abfälle für die Endlagerung, Endkonditionierung (z.B. Zusatzumhüllung) und Spezifikationskontrolle der radioaktiven Abfälle.

Sonstige Entsorgungsschritte - z.B. die Verfestigung schwach- und mittelaktiver Abfällen mit Zement, die Verglasung der hochaktiven Abfälle - werden insofern betrachtet, als sie die Abfallcharakterisierung und die sicherheitsrelevanten Abfalleigenschaften bestimmen und beeinflussen.

5.6 Modellcharakter des Projekts Gewähr 1985

Die Wahl der Standorte für künftig zu bauende Endlager kann erst nach Abschluss der laufenden Untersuchungsprogramme getroffen werden und ist nicht Gegenstand des Projekts Gewähr 1985.

Der Konkretisierung der bautechnischen Studien und der Sicherheitsanalysen werden im Projekt Gewähr Modell-Datensätze zugrunde gelegt, die für denkbare künftige Standorte als repräsentativ gelten können. Sie präjudizieren die spätere Ausführung konkreter Lagerprojekte und die Standortwahl in keiner Weise.

Als eine Nebenauswirkung des geographisch nicht aussagefähigen Modellcharakters des Projekts Gewähr 1985 ergibt sich, dass nichtnukleare Auslegungskriterien (AGNEB-Tätigkeitsbericht vom April 1983 /6/) im Projekt nicht oder nur am Rande diskutiert werden können. Die Hauptaufgabe des Projekts - der Nachweis der Langzeitsicherheit - wird dadurch nicht berührt.

5.7 Bemerkungen zur Bearbeitungstiefe des Projekts

Die AGNEB (Anhang C) bezeichnet die Bearbeitungstiefe des Projekts Gewähr 1985 als "zwischen der eines Konzepts und der eines Rahmenbewilligungsprojekts" liegend. Bei der Ausarbeitung des Projekts wurde ganz allgemein angestrebt, alle sicherheitstechnisch relevanten Teile detaillierter zu bearbeiten und darzustellen, als diejenigen, welche die technische Realisierbarkeit zum Thema haben.

Die Bearbeitungstiefe einzelner Projektpunkte kann wie folgt kommentiert werden:

Allgemein

- Vertieft angegangen werden Unsicherheiten und potentielle Schwachstellen der Endlager-Projekte, welche die Gesamtsicherheit beeinträchtigen könnten.
- Auf Punkte, die dem heutigen Stand der konventionellen Technik entsprechen (z.B. Belüftungssysteme, Krananlagen), wird nur am Rande eingetreten.
- Lösungen werden nicht technisch-wirtschaftlich optimiert, sie werden aber detailliert dargestellt und auf ihre Sicherheit hin ausgewertet.

Sicherheitsanalyse

- Eine detaillierte Sicherheitsanalyse erfolgt nur für die Nachbetriebphase. Das kritische Problem ist die Langzeitsicherheit eines verschlossenen und versiegelten Endlagers, das keiner Ueberwachung und Wartung mehr bedarf.
- Für die Betriebsphase werden summarische Sicherheitsbetrachtungen durchgeführt.
- Störfälle während der Betriebsphase werden in der Regel nur diskutiert, sofern und soweit sie radiologische Auswirkungen haben könnten.

Endlager Typ C:

- Ausführlich dargestellt und sicherheitstechnisch ausgewertet wird anhand eines geologischen Modell-Datensatzes das Projekt für ein Endlager für hochaktive und einen Teil der mittelaktiven Abfälle aus der Wiederaufarbeitung, im kristallinen Untergrund der Nordschweiz. Die Option der Endlagerung von nicht wiederaufgearbeiteten abgebrannten Brennelementen wird mit kleinerer Bearbeitungstiefe dargestellt, sowohl bezüglich der Sicherheits-Analyse, als auch der technischen Machbarkeit.

Endlager Typ B:

- Das Projekt wird am Beispiel eines Modell-Datensatzes bautechnisch konzipiert und sicherheitstechnisch analysiert, dem die konkreten Verhältnisse der geologischen Situation an einem der drei Sondierstandorte der Nagra zugrundeliegen (Wirtgestein Valanginien-Mergel, vgl. Abschnitt 8.1.3). Die geologisch wie geometrisch abweichenden Verhältnisse an den übrigen zwei Sondierstandorten (Anhydrit, Kristallin) werden im Projekt Gewähr 1985 nicht ausgewertet.

6 RADIOAKTIVE ABFAELLE, IHRE EIGENSCHAFTEN UND IHRE ZUTEILUNG AUF DIE ENDLAGERTYPEN

Dieser Abschnitt stellt die Zusammenfassung des Berichtsbandes NGB 85-02 dar, in dem

- das Aktivitätsinventar der zu beseitigenden radioaktiven Abfälle, unterteilt nach ihrer Herkunft,
- das Mengengerüst der Abfälle,
- das Konzept der Abfallsorten, ihrer Zusammenfassung zu übergeordneten Kategorien und ihrer Zuteilung auf die verschiedenen Endlagertypen, und schliesslich
- die Kontrollmassnahmen, die zur Einhaltung der Spezifikationen der einzulagernden Abfälle getroffen werden,

beschrieben sind.

6.1 Der Kapazitätsplanung der Endlager zugrundeliegendes Kern-energieszenarium Schweiz

Zur Abschätzung der **maximalen** Mengen der radioaktiven Abfälle als Randbedingung des Entsorgungs-Konzepts Schweiz wird vom folgenden Kernenergie-Szenarium ausgegangen:

- Total installierte elektrische Leistung der KKW: 6000 MW
- Anzahl der Kernkraftwerke: 8
- Mittlere Betriebsdauer der KKW bis zu deren Abbruch: 40 Jahre
- Lastfaktor: 0,8
- Total verbrauchter Kernbrennstoff: 7860 tU

Die insgesamt produzierte Elektrizitätsmenge beträgt (unter Vernachlässigung des Lastfaktors) $6000 \text{ MW(e)} \times 40 \text{ Jahre} = \mathbf{240 \text{ GWa}}$, zur Abkürzung wird im folgenden das hier dargestellte Szenarium deshalb auch als das "240 GWa Szenarium" bezeichnet. Für die übrigen, ausserhalb der Kernenergienutzung im gleichen Zeitraum anfallenden Abfälle wird die folgende Annahme gemacht:

- Sammelperiode für radioaktive Abfälle aus Medizin, Forschung und Industrie: 70 Jahre

Die angenommene Leistung von 6 GW(e) verteilt sich wie folgt auf bestehende und projektierte Anlagen:

Tabelle 10: Kernenergieszenarium 240 Gwa

KKW (Abkürzung)	Reaktortyp	Jahr der Inbetriebnahme	Leistung MW(e)
Bestehend:			
- Beznau I (KKB-I)	DWR	1969	350
- Beznau II (KKB-II)	DWR	1972	350
- Mühleberg (KKM)	SWR	1972	306
- Gösgen (KKG)	DWR	1979	920
- Leibstadt (KKL)	SWR	1984	940
Total			2866 = 3 GW(e)
Projektiert:			
- Kaiseraugst (KWK)	SWR	1989 (?)	925
- Graben (KWG)	SWR	1992 (?)	1140
- CH-1 (KCH)	SWR	1997 (?)	1140
Total			3205 = 3 GW(e)
Gesamtleistung			6 GW(e)

Die Inbetriebnahme-Angaben für die projektierten KKW haben nur Modellcharakter; sie werden der Berechnung der zeitlichen Kadenz des Anfalls der Abfälle zugrunde gelegt.

Das Kernenergieszenarium von 240 Gwa geht von einer Verdoppelung der 1984 installierten KKW-Leistung aus. Die abgeleiteten Abfallmengen und daraus resultierende Endlager-Kapazitäten berücksichtigen mit einer genügenden Reserve den Entsorgungs-Bedarf bis weit in das 21. Jahrhundert, also für die gesamte laufende technologische Phase des Energie-Versorgungs-Zyklus. Die über diesen Zeitraum hinausgehende Entwicklung des Entsorgungs-Bedarfs kann heute nicht vorausgesagt werden. Dieser wird durch die mögliche Erschliessung neuer Primärenergiequellen und die künftigen Technologien der Energiegewinnung bestimmt werden. Sollte die Kernenergie in der heutigen technologischen Form auch über den hier betrachteten Zeitraum hinaus eine wesentliche Basis der Energieversorgung bleiben, so werden in der zweiten Hälfte des 21. Jahrhunderts weitere Endlager benötigt.

Eine grundsätzliche Aenderung des bestehenden Entsorgungskonzepts ist dabei nicht zu erwarten.

Es soll ausserdem auf den Umstand hingewiesen werden, dass die für einen **störungsfreien Betrieb** der Kernkraftwerke aus dem 240 Gwa Szenarium abgeleiteten Abfallmengen und -aktivitäten, die im NGB 85-02 und im folgenden Abschnitt 6.3 angegeben werden, insgesamt eine obere Grenze darstellen, die auch im Falle eines KKW-Unfalls nicht überschritten wird. Die Gesamtmenge der produzierten Spaltprodukte und Aktinide ist in physikalisch zwingender Weise durch den Gesamtbrand des Kernbrennstoffs gegeben und kann durch einen nuklearen Unfall nicht vermehrt werden. Möglich ist, dass sich die relativen Anteile der einzelnen Abfallsorten verändern, indem z.B. grössere Mengen von Betriebsabfällen aus der Dekontamination der betroffenen KKW-Bereiche anfallen. Das gesamte Aktivitätsinventar der Abfälle entspricht aber der insgesamt produzierten Energiemenge und wird durch eine Störung nicht verändert.

6.2 Abfallsorten und ihre Zuteilung auf die Endlagertypen

Die zur Strahlenexposition des Menschen führende potentielle Freisetzung radioaktiver Stoffe aus einem Endlager ist für jedes Radionuklid verschieden, weil die Auslaugraten aus der Abfallmatrix, die Transportraten durch die Geosphäre, die Ausbreitung in der Biosphäre und die Radiotoxizität stets nuklid-spezifisch sind. Zur Berechnung der potentiellen Strahlenexposition müsste man somit das Lager-Inventar an radioaktiven Stoffen kennen, gegeben als Verzeichnis aller enthaltenen Radionuklide und ihrer Aktivitäten. Da die Prozesse, welche die Freisetzung der Radionuklide aus einem Endlager beeinflussen, auch von den physikalischen und chemischen Eigenschaften der Abfälle abhängen, benötigt man darüber hinaus Angaben über diese Parameter, also z.B. über die Art der Konditionierungsmatrix, über die chemischen Verbindungen der eingeschlossenen Radionuklide etc. Diese Angaben gehen - im erforderlichen Detaillierungsgrad - in die Sicherheitsanalysen der Bände NGB 85-05 und 85-08 ein.

Für konzeptionelle Ueberlegungen, für die Planung und für die Betriebsphase der Endlager ist es aber zweckmässig, den Abfall nach praktischen Gesichtspunkten der Herkunft und der Konditionierung in geeignet spezifizierte **Abfallsorten** zu unterteilen, die ihrerseits zu einigen wenigen übergeordneten Abfallkategorien zusammengefasst werden.

International gebräuchlich ist die Unterteilung der Abfälle in die Kategorien hoch-, mittel- und schwachaktiv, wobei die Konzentrationen der lang- und kurzlebigen Radionuklide im Abfallgut, die Wärmeentwicklung und die unterschiedliche Manipulierbarkeit der Abfälle (mit oder ohne spezielle Abschirmung und Kühlung) als Kriterien genommen werden. Diese Unterteilung wurde z.B. von der Internationalen Atomenergie-Agentur (IAEA) eingeführt, sie ist in /7/ beschrieben.

In der Schweiz unterteilt die Nagra die radioaktiven Abfälle unter Anlehnung an die Definition der IAEA ebenfalls in drei Kategorien. Sie werden aber vom Standpunkt der Endlagerung aus, d.h. im Hinblick auf die für verschiedene Lagertypen zulässigen Grenzkonzentrationen definiert. Das Projekt Gewähr 1985 geht von zwei Endlagertypen aus (Typ C und B), das allgemeine Entsorgungskonzept lässt noch die Option eines Endlagers Typ A für ausschliesslich schwachaktive Abfälle offen. Um den Grundgedanken der Abfallkategorisierung klar darzustellen soll in diesem Abschnitt das umfassendere Konzept aller **drei** Endlagertypen betrachtet werden.

Um zu bestimmen, welche Abfälle zu welchen Abfallsorten zusammengefasst werden können und welche Abfallsorten den drei Abfallkategorien und damit Endlager-Typen zugeordnet werden sollen, wird ein Verfahren angewendet, das in den Fig. 10 und 11 schematisch dargestellt und im folgenden beschrieben wird. Das Verfahren erlaubt gleichzeitig, die einzelnen Endlager-Typen gegeneinander eindeutig abzugrenzen. Die Abgrenzung erfolgt durch die Angabe von zulässigen Grenzkonzentrationen für wichtige Leitnuklide in den einzelnen Abfallsorten. Der Gedanken- und Arbeitsgang lässt sich für die angestrebte vereinfachte Beschreibung in mehrere Schritte unterteilen (die Numerierung bezieht sich auf Fig. 10):

- 1) Ausgehend vom Kernenergie-Szenarium Schweiz (Abschnitt 6.1) wird ein Gesamtinventar der zu erwartenden radioaktiven Abfälle erstellt.
- 2) Das Gesamtinventar wird nach praktischen Gesichtspunkten insbesondere der Herkunft und Konditionierung in eine begrenzte Anzahl von Abfallsorten unterteilt. Jede Sorte wird durch ein Konzentrationsprofil der Radionuklide (in Ci/m^3) charakterisiert, welche für die Sicherheit der Endlagerung signifikant sind ("Leitnuklide"). Eine erste Zuteilung der Sorten zu den drei Lagertypen wird vorgenommen.

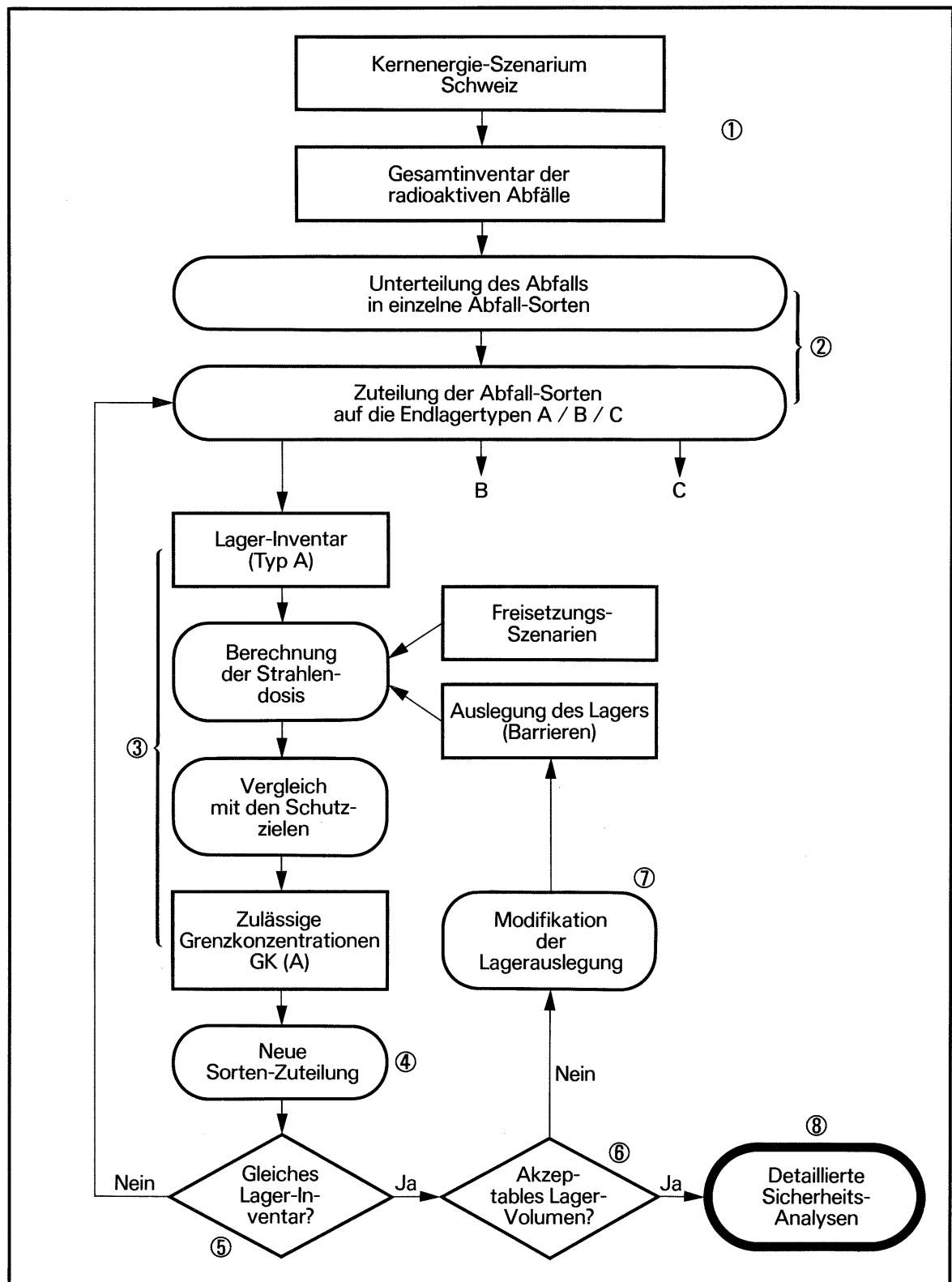


Fig. 10: Das Vorgehen bei der Zuteilung der verschiedenen Abfallsorten auf drei Endlagertypen des Entsorgungskonzepts

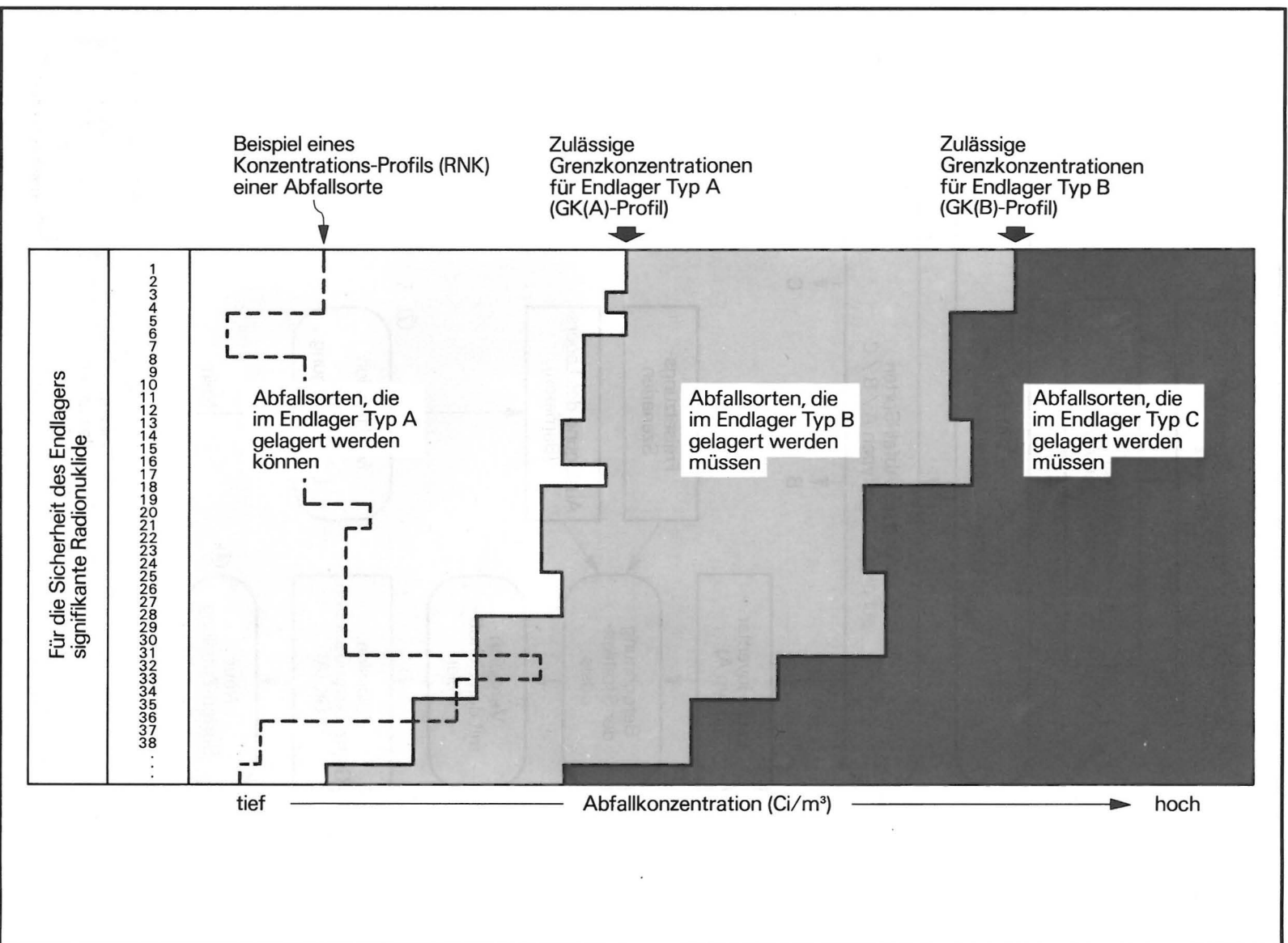


Fig. 11: Zur Darstellung der Begriffe der zulässigen Grenzkonzentrationen der Radionuklide in einem Endlager und des Konzentrationsprofils RNK einer Abfallsorte.

- 3) Die konkrete Auslegung der drei Endlagertypen, also die vorgesehenen technischen und die durch Standortwahl gegebenen natürlichen Barrieren, führen über vorläufige Modellrechnungen zur Bestimmung der zulässigen Grenzkonzentrationen GK (in Ci/m^3) für jedes der Leitnuklide. Die GK sind diejenigen Konzentrationen der Radionuklide, welche für keines der angenommenen Freisetzungsszenarien zu einer Dosis von mehr als 10 mrem pro Jahr führen.
- 4) Nun kann durch einen einfachen Vergleich der Radionuklid-Konzentrationsprofile der Abfallsorten (RNK) mit den GK-Profilen der Endlagertypen die Zuteilung der Sorten auf die Endlagertypen neu vorgenommen werden (Fig. 11): die Nuklidkonzentrationen (RNK) müssen (über das Nuklidinventar der Sorte gemittelt) unter den GK-Werten des fraglichen Lagertyps liegen (die genaue Zuteilungsbedingung ist im Abschnitt 5 von NGB 85-02 abgeleitet).
- 5) Wenn die resultierende neue Sorten-Zuteilung gegenüber der ursprünglichen keine Änderung ergibt, müssen die Modellrechnungen nicht wiederholt werden. Die für jeden Lagertyp festgelegten Inventare erlauben gesamthaft die Einhaltung der Schutzziele.
- 6) Betrachtet man die Sorten-Zuteilung und damit die Lager-Inventare aus bestimmten, z.B. wirtschaftlichen Gründen, als nicht optimal,
- 7) so kann man durch eine Modifikation der Lagerauslegung (Wirksamkeit der Sicherheitsbarrieren!) eine Änderung der Lager-Grenzkonzentrationen und eine günstigere Sorten-Zuteilung anstreben. Die Modellrechnungen sind für die neue Lager-Auslegung zu wiederholen.
- 8) Schliesslich erreicht man eine auch vom praktischen und wirtschaftlichen Standpunkt akzeptable Sorten-Zuteilung, welche den gestellten Sicherheitsanforderungen genügen sollte. Für diese Sorten-Zuteilung werden dann detaillierte Sicherheitsanalysen durchgeführt, für konkrete Endlagerprojekte, mit vollständigen Rechenmodellen und einem umfassenden Datenmaterial.

Die Abfallsorten sind nicht nur durch ihre Radionuklidkonzentrationen, sondern auch durch die Konditionierung und Verpackung des Abfallguts gekennzeichnet. Da die Konditionierung und Verpackung spezifische Sicherheitsbarrieren darstellen, sind die GK-Profile der Endlager-Typen noch von diesen Parametern abhängig und somit für verschiedene Abfallsorten unterschiedlich. Diese Abhängigkeit wurde aus Gründen einer einfachen Darstellung in Fig. 11 vernachlässigt.

Das in Fig. 10 und 11 beschriebene Zuteilungsverfahren bezieht sich auf die Planungs- und Auslegungsphase der Endlager. In der Betriebsphase, vor der Einlagerung der Abfälle in den einzelnen Endlagertypen, werden die angelieferten Abfälle noch auf die Einhaltung der Spezifikationen geprüft, so dass sich insgesamt ein Ablaufschema gemäss Fig. 12 ergibt.

Durch das vorgesehene Verfahren wird eine Flexibilität der Zuteilung erreicht, die aus folgendem Grunde notwendig ist: Heute sind erst wenige Prozent der zur Endlagerung vorgesehenen Abfälle produziert, im Jahre 2000 werden es knapp 25 % sein. Das gesamte Radionuklidinventar der Abfälle aus dem 240 Gwa Szenarium kann aufgrund physikalischer Gesetze vorausberechnet werden; die genaue Aufteilung der Nuklidmengen auf die verschiedenen Abfallsorten kann sich aber ändern, weil sie von den künftig anzuwendenden Dekontaminations-, Abtrennungs- und Konditionierungs-Verfahren abhängt, die - wie alle technischen Verfahren - laufend verbessert werden. Die eingeführten Grenzkonzentrationen erlauben es, jederzeit schnell zu beurteilen, ob eine Abfallsorte mit veränderten Spezifikationen im bestimmten Endlagertyp sicher beseitigt werden kann.

Andererseits soll betont werden, dass die Grenzkonzentrationen nur ein **Hilfsmittel** zur praktischen Durchführung der Zuteilung sind. Die potentielle Freisetzung der Radionuklide aus einem Endlager in die Biosphäre hängt weniger von ihren Konzentrationen ab, als vielmehr von ihrer Gesamtmenge im Endlager - noch dazu meist nicht linear (vgl. die Begrenzung durch die Löslichkeit der Nuklide im Tiefengrundwasser!). Diese Gedankengänge sind im NGB 85-02 detaillierter dargestellt.

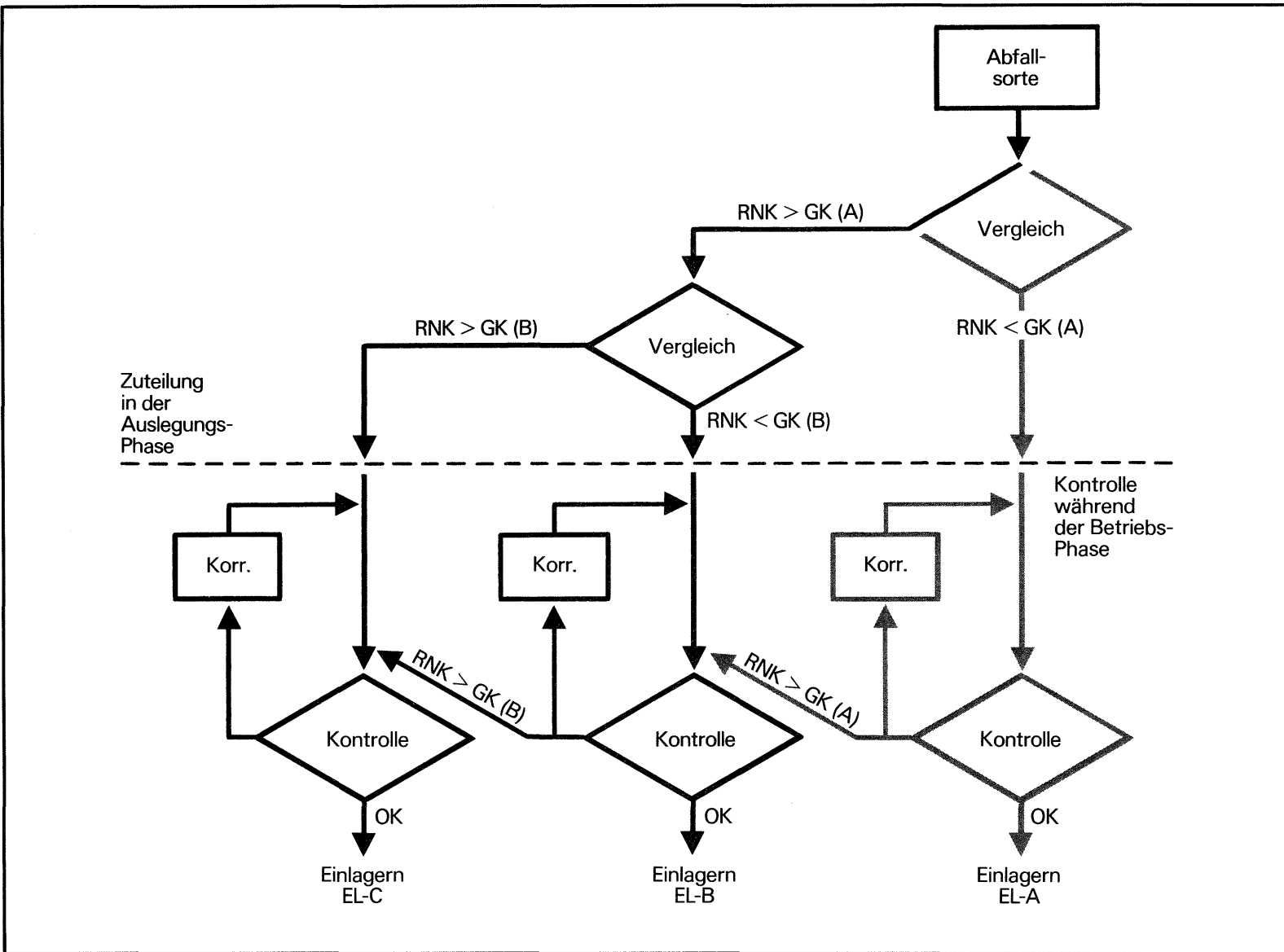


Fig. 12: Zuteilung der Abfallsorten auf die Endlagertypen und die Spezifikationskontrolle vor der Einlagerung.

6.3 Herkunft der Abfälle, Uebersicht über die Abfallsorten

6.3.1 Beschreibung der Abfälle nach ihrer Herkunft

Entsprechend ihrem Entstehungsort können die radioaktiven Abfälle wie folgt unterteilt werden:

- Abfälle aus der Wiederaufarbeitung abgebrannter Brennelemente (**Wiederaufarbeitungsabfälle, WA**)
- Abfälle aus dem Betrieb der Kernkraftwerke (**Betriebsabfälle, BA**)
- Abfälle aus der Stilllegung und dem Abbruch der Kernkraftwerke (**Stilllegungsabfälle, SA**)
- Abfälle aus Medizin, Industrie und Forschung (**MIF-Abfälle**)

Als Option fallen bei Verzicht auf die Wiederaufarbeitung als hochaktive Abfälle die nichtaufgearbeiteten abgebrannten Brennelemente an.

6.3.1.1 Wiederaufarbeitungsabfälle

Das Ziel der Wiederaufarbeitung ist es, aus dem verbrauchten Kernbrennstoff das noch vorhandene Uran und das neu erzeugte Plutonium - beides wertvolle Brennstoffe - zurückzugewinnen. Bei diesem Prozess werden die während der Kettenreaktion im Reaktor gebildeten Spaltprodukte, Aktinide und Aktivierungsprodukte abgetrennt und fallen als Abfall an.

Die Wiederaufarbeitung beginnt mit dem Zerschneiden der Brennstäbe in Stücke von einigen Zentimetern Länge. Danach löst man den Brennstoff mit Säure heraus. Die nicht gelösten, kontaminierten und aktivierten Teile der zerschnittenen Brennstoffhülsen fallen als Abfall an ("Hülsen und Endstücke").

Aus der Kernbrennstofflösung werden Uran und Plutonium chemisch abgetrennt. In der Lösung bleiben Spaltprodukte und Aktinide sowie Reste vom nicht extrahierten Uran und Plutonium. Diese Abfalllösung wird eingedampft, kalziniert, mit glasbildenden Stoffen vermischt und zu Glas verfestigt, das in flüssiger Form in Edelstahl-Kokillen eingegossen wird und in diesen zu kompakten Blöcken erstarrt. Der so entstandene hochaktive Abfall enthält über 99 % des Aktivitätsinventars der Brennstoffabfälle.

Aus dem Betrieb der Wiederaufarbeitungsanlage (Filter, Ionentauscherharze, Lösungsmittel, Reinigungsmittel etc.) fallen ausserdem weitere, aktive Abfälle an.

6.3.1.2 Betriebsabfälle

Die Abgabe der radioaktiven Stoffe aus einem Kernkraftwerk an die Umwelt muss unter den behördlich vorgeschriebenen, restriktiv angesetzten Grenzwerten bleiben (die effektive Aktivitätsabgabe ist mit einer resultierenden Strahlendosis von rund 1 mrem/Jahr weit unter der natürlichen Strahlenexposition). Dazu müssen alle Kreisläufe, die mit der Umwelt in Kontakt stehen, also insbesondere Abwässer und die Abluft, von unzulässigen Aktivitäten frei gehalten werden. Aus den Rückhaltemassnahmen resultieren radioaktive Rückstände, wie Luftfilter, Ionentauscherharze, Verdampferkonzentrate etc. Labor-, Unterhalts- und Reinigungsarbeiten können ebenfalls zu radioaktiven Abfällen führen (Reinigungsmittel, Schutzkleider, Werkzeuge, ersetzte defekte Teile etc.).

Die Abfälle werden komprimiert und evtl. verascht, mit Zement, teilweise mit Bitumen oder Kunststoff verfestigt und in transportfähige Gebinde eingefüllt.

6.3.1.3 Stilllegungsabfälle

Nach Ablauf der Betriebsperiode von etwa 40 Jahren (Annahme im Projekt Gewähr 1985) werden die Kernkraftwerke stillgelegt. Ein stillgelegtes KKW enthält auch nach der Entfernung von abgebrannten Brennelementen noch aktivierte oder kontaminierte Komponenten und Bauteile, welche radioaktive Abfälle darstellen und entsorgt werden müssen.

Nur ein kleiner Bruchteil der ausgedienten KKW ist aktiv, beim KKW Gösgen beispielsweise wird der Stilllegungsabfall rund 1 % des gesamten Abbruchvolumens betragen (siehe NGB 85-02). Der grösste Teil der Aktivität der Stilllegungsabfälle (über 99 %) ist darüber hinaus auf bestimmte Teile und Einbauten des Reaktordruckbehälters konzentriert. Diese Komponenten müssen sorgfältig zerlegt, konditioniert und verpackt werden. Die Verfestigung erfolgt mit Zement in Grosscontainern der Abmessungen 2,18 m x 2,08 m x 4,78 m (Breite x Höhe x Länge) mit 10 cm dicken Betonwänden.

6.3.1.4 MIF-Abfälle

Abfälle aus Medizin, Industrie und Forschung entstehen in der Nuklearmedizin und der Radiotherapie, bei den Fabrikationsprüfungen in der Industrie, aus Rauchdetektoren, Bestrahlungsanlagen zur Sterilisation und Konservierung, bei der Anwendung von Radioindikatoren und Teilchenbeschleunigern und aus weiteren technischen und wissenschaftlichen Aktivitäten.

Die MIF-Abfälle fallen laufend an und werden routinemässig eingesammelt und konditioniert (vgl. Abschnitt 4.3).

6.3.2 Übersicht über die Abfallsorten

Entsprechend ihrer Herkunft wurden die Abfälle nach praktischen Gesichtspunkten zu einer Anzahl Sorten zusammengefasst, deren Eigenschaften und Mengen in den folgenden Tabellen summarisch wiedergegeben sind. Die hier erwähnten Sorten müssen für Detailberechnungen der Aktivitätsinventare und ganz allgemein für eine detailliertere Charakterisierung des Abfalls noch weiter unterteilt werden - worauf in dieser Zusammenfassung nicht eingegangen wird.

6.3.2.1 Sorten der Wiederaufarbeitungsabfälle

Die WA-Sorten sind in der Tabelle 11 aufgelistet. Die Sorte WA-1 stellt die verglasten hochaktiven Abfälle (HAA) dar. Von Bedeutung für sicherheitstechnische Überlegungen sind auch einige weitere WA-Sorten, die namhafte Mengen von langlebigen Alpha-Strahlern enthalten und je nach konkreten Einschlussbedingungen dem Endlager Typ B zugewiesen werden können oder im Endlager C eingelagert werden müssen.

Ein Gebinde der Abfallsorte WA-1 (= HAA) hat folgende Eigenschaften:

- Netto-Volumen der verglasten HAA	150	l
- Netto-Gewicht der verglasten HAA	405	kg
- Gewicht des Kernbrennstoffs, dessen Abfallproduktion in 150 l HAA-Glas enthalten ist		1,33 tU

Die in der Tabelle 11 angegebene insgesamt zu beseitigende Anzahl von 5895 HAA-Gebinden entspricht total 7860 tU abgebrannten Kernbrennstoffs.

Tabelle 11: Wiederaufarbeitungsabfälle

Abfall-sorte	Art der Abfälle	Verfestigungs-Matrix	Gebinde	Brutto-Volumen (l)	Mittlere Aktivität pro Gebinde Ci/Gebinde (Referenzabfallalter)	Anzahl Gebinde für das 240 GWa KE-Szenarium	Brutto-Volumen Total (m³)
WA-1	verglaste hochaktive Abfälle	Glas	Edelstahlkokille (150 l)	190	$\beta/\gamma: 1,9 \cdot 10^5$ $\alpha: 1,6 \cdot 10^3$ (40a)	5 895	1 120
WA-2	Fällungen und Konzentrate	Bitumen	Edelstahlfass (200 l)	220	$\beta/\gamma: 210$ $\alpha: 0,82$ (3a)	19 650	4 320
WA-3	Ionentauscherharze für Lagerbecken	Zement	Asbestzement- Container CAC 1.1	1100	$\beta/\gamma: 390$ $\alpha: 3,8 \cdot 10^{-3}$ (5a)	786	860
WA-4	Brennelementhülsen und Endstücke	Zement	Stahl-Container (1400 l)	1430	$\beta/\gamma: 2,0 \cdot 10^3$ $\alpha: 8,8$ (40a)	3 930	5 600
WA-5	Technologischer Abfall (low α)	Zement	Asbestzement- Container CAC 0.68	680	$\beta/\gamma: 3,5$ $\alpha: 0,11$ (4a)	40 872	27 800
WA-6	Technologischer Abfall (medium α)	Zement	Asbestzement- Container CAC 1.2	1180	$\beta/\gamma: 120$ $\alpha: 4,7$ (4a)	11 790	13 900
Total Sorten WA-2, WA-3, WA-5 und WA-6						73 098	~ 47 000
Total Sorten WA-2 bis WA-6 (SAA + MAA)						77 028	~ 52 500

Tabelle 12: Betriebsabfälle

Abfall- sorte	Art der Abfälle	Verfestigungs- Matrix	Gebinde	Brutto- Volumen (l)	Höchste mittlere Aktivität pro Gebinde Ci/Gebinde (Referenzalter 2a resp. 5a für BA-7)	Anzahl Gebinde für das 240 GWa KE-Szenarium	Brutto- Volumen Total (m³)
BA-1	Ionentauscherharze	Zement, Kunststoff	Stahlfass (200l) (z.T. <100l)	220 (110)	$\beta/\gamma: 39$ $\alpha: 3,7 \cdot 10^{-5}$	166 170 (inkl. 4217 <100l)	35 100
BA-2	Konzentrate, Schlämme	Zement, Bitumen	Stahlfass (200l)	220	$\beta/\gamma: 0,44$ $\alpha: 3,0 \cdot 10^{-7}$	5 361	1 150
BA-3	Filterkerzen	Zement	Stahlfass (200l)	220	$\beta/\gamma: 9,7$ $\alpha: 8,1 \cdot 10^{-4}$	480	100
BA-4	Abluftfilter	Zement	Stahlfass (200l)	220	$\beta/\gamma: 2,7 \cdot 10^{-2}$ $\alpha: 1,7 \cdot 10^{-10}$	680	150
BA-5	nichtbrennbare feste Abfälle	Zement	Stahlfass (200l)	220	$\beta/\gamma: 4,2 \cdot 10^{-2}$ $\alpha: 3,1 \cdot 10^{-8}$	25 352	5 430
BA-6	veraschte brennbare Abfälle	Zement	Stahlfass (200l)	220	$\beta/\gamma: 0,81$ $\alpha: 1,7 \cdot 10^{-6}$	2 608	560
BA-7	Brennelementkästen	Zement	Stahlfass (200l)	220	$\beta/\gamma: 190$ $\alpha: 6,8 \cdot 10^{-4}$	8 160	1 750
Total Betriebsabfälle						208 811 (inkl. 4217 <100l)	~ 44 000

6.3.2.2 Sorten der Betriebsabfälle

Die BA-Sorten sind in der Tabelle 12 dargestellt. Bei der Ableitung der Mengen, Aktivitäten etc. wurde von der heutigen Praxis in den schweizerischen KKW ausgegangen. Neue Technologien, die sich noch in Entwicklung befinden, wurden nicht berücksichtigt.

6.3.2.3 Sorten der Stilllegungsabfälle

Die SA-Sorten zeigt die Tabelle 13. Die für die Erfassung dieser Abfälle notwendige Basisinformation wurde aus den Stilllegungsstudien der schweizerischen Kernkraftwerksbetreiber entnommen, welche Ende 1980 den Sicherheitsbehörden eingereicht wurden.

6.3.2.4 Sorten der MIF-Abfälle

Die Abfallsorten, die aus der Isotopenanwendung in Medizin, Industrie und Forschung sowie aus anderen kerntechnischen Aktivitäten resultieren, sind in der Tabelle 14 aufgelistet. Im Gegensatz zu den Abfallsorten aus der Kernenergienutzung können die MIF-Abfälle über eine Periode von 70 Jahren nicht abschliessend charakterisiert werden, weil die Entwicklung der Nukleartechnik nicht genau prognostiziert werden kann. Die benützten Sortendefinitionen erscheinen aber auch in der Zukunft sinnvoll (Trennung der Alpha- und Beta-/Gamma-Strahler etc.). Der jährliche Anfall sowie die Nuklidinventare werden allerdings schwanken, was angesichts der kleinen Mengen der MIF-Abfälle für die Endlagerplanung ohne Belang ist.

6.3.2.5 Sonderabfälle

In der Sorten-Systematik der Abschnitte 6.3.2.1 bis 6.3.2.4 nicht berücksichtigt sind besondere Abfälle, die nicht regelmässig anfallen oder nur ungenau prognostiziert werden können, z.B. Stilllegungsabfälle von Teilen nuklearer Forschungsanlagen des Eidgenössischen Instituts für Reaktorforschung (EIR) oder des Schweizerischen Instituts für Nuklearforschung (SIN), kontaminierte Anlagenteile, Brennelemente aus Forschungsreaktoren etc.

Abfall- sorte	Art der Abfälle	Verfestigungs- Matrix	Gebinde	Brutto- Volumen (l)	Höchste mittlere Aktivität pro Gebinde Ci/Gebinde (Referenzalter 2a)	Anzahl Gebinde für das 240 GWa KE-Szenarium	Brutto- Volumen Total (m³)
SA-1	Mittelaktive, aktivierte Primär-Abfälle (Stahl)	Zement	Grosscontainer 2,08 m × 2,18 m × 4,78 m	21,7 m³	$\beta/\gamma: 1,1 \cdot 10^6$ $\alpha: 3,4 \cdot 10^{-4}$ (1a)	437	9 480
SA-2	Mittelaktive, aktivierte Primär-Abfälle (Beton)				$\beta/\gamma: 59$ $\alpha: 0$	66	1 440
SA-3	Schwachaktive, aktivierte Primärabfälle (Stahl)				$\beta/\gamma: 84$ $\alpha: 3,5 \cdot 10^{-4}$	272	5 910
SA-4	Schwachaktive, aktivierte und kontaminierte Primär-Abfälle (Beton)				$\beta/\gamma: 16$ $\alpha: 0$	461	10 010
SA-5	Mittelaktive, kontaminierte Primär-Abfälle (Stahl)				$\beta/\gamma: 2,2$ $\alpha: 2,3 \cdot 10^{-3}$	471	10 220
SA-6	Schwachaktive, kontaminierte Primär-Abfälle (Stahl)				$\beta/\gamma: 5,2 \cdot 10^{-2}$ $\alpha: 2,5 \cdot 10^{-5}$	1837	39 870
SA-7	Schwachaktive, kontaminierte Primär- und Sekundär-Abfälle				$\beta/\gamma: 0,22$ $\alpha: 2,2 \cdot 10^{-4}$	346	7 510
SA-8	Kontaminierte Sekundär-Abfälle (Harze, Konzentrate usw.)				$\beta/\gamma: 180$ $\alpha: 0,18$	583	12 660
Total Stilllegungsabfälle						4473	~97 000

NAGRA NGB 85-01

- 93 -

Mengenmässig sind diese Abfälle - verglichen mit jenen aus der kommerziellen Kernenergienutzung - relativ unbedeutend. Sie unterscheiden sich auch nicht grundsätzlich von den bereits definierten Abfallsorten. Für die Planung der Endlagerauslegung und -kapazität können sie im Projekt Gewähr 1985 vernachlässigt werden.

6.3.2.6 Nicht wiederaufgearbeitete Brennelemente

Als Variante zur Endlagerung der HAA und der SAA/MAA aus der Wiederaufarbeitung könnten die abgebrannten Brennelemente direkt endgelagert werden. Die relevanten Daten (bezogen auf einen Zeitpunkt 40 Jahre nach der Entladung) und das Mengengerüst für das 240 Gwa Kernenergieszenarium sind:

SWR-Modell-Brennelemente (Typ KKL)

Gesamtgewicht eines BE	271 kg
Aktivitätsinhalt eines BE	
- Beta/Gamma	25 060 Ci
- Alpha	1 210 Ci
Wärmeproduktion	101 W
Gesamte zu beseitigende Menge	32 394 Elemente
- entsprechendes Gewicht des bestrahlten Urans	5 928 tU
- entsprechendes Bruttovolumen	2 760 m ³

DWR-Modell-Brennelemente (Typ KKG)

Gesamtgewicht eines BE	640 kg
Aktivitätsinhalt eines BE	
- Beta/Gamma	65 200 Ci
- Alpha	2 820 Ci
Wärmeproduktion	254 W
Gesamte zu beseitigende Menge	4 760 Elemente
- entsprechendes Gewicht des bestrahlten Urans	1 928 tU
- entsprechendes Bruttovolumen	940 m ³

Insgesamt würden bei der Option ohne Wiederaufarbeitung anstatt 1120 m³ verglaste HAA und ca. 53'000 m³ der Abfallsorten WA-2 bis WA-6 (vgl. Tabelle 11) neu 2760 + 940 = 3700 m³ Bruttovolumen Brennelemente als hochaktiver Abfall anfallen. Nach der Verkapselung der Brennelemente in den Endlagerbehältern erhöht sich das Bruttovolumen der endlagerbereiten Abfälle auf rund 15'000 m³ (dieser Wert ist im Entsorgungskonzept NTB 83-02, Tabelle 3 angegeben).

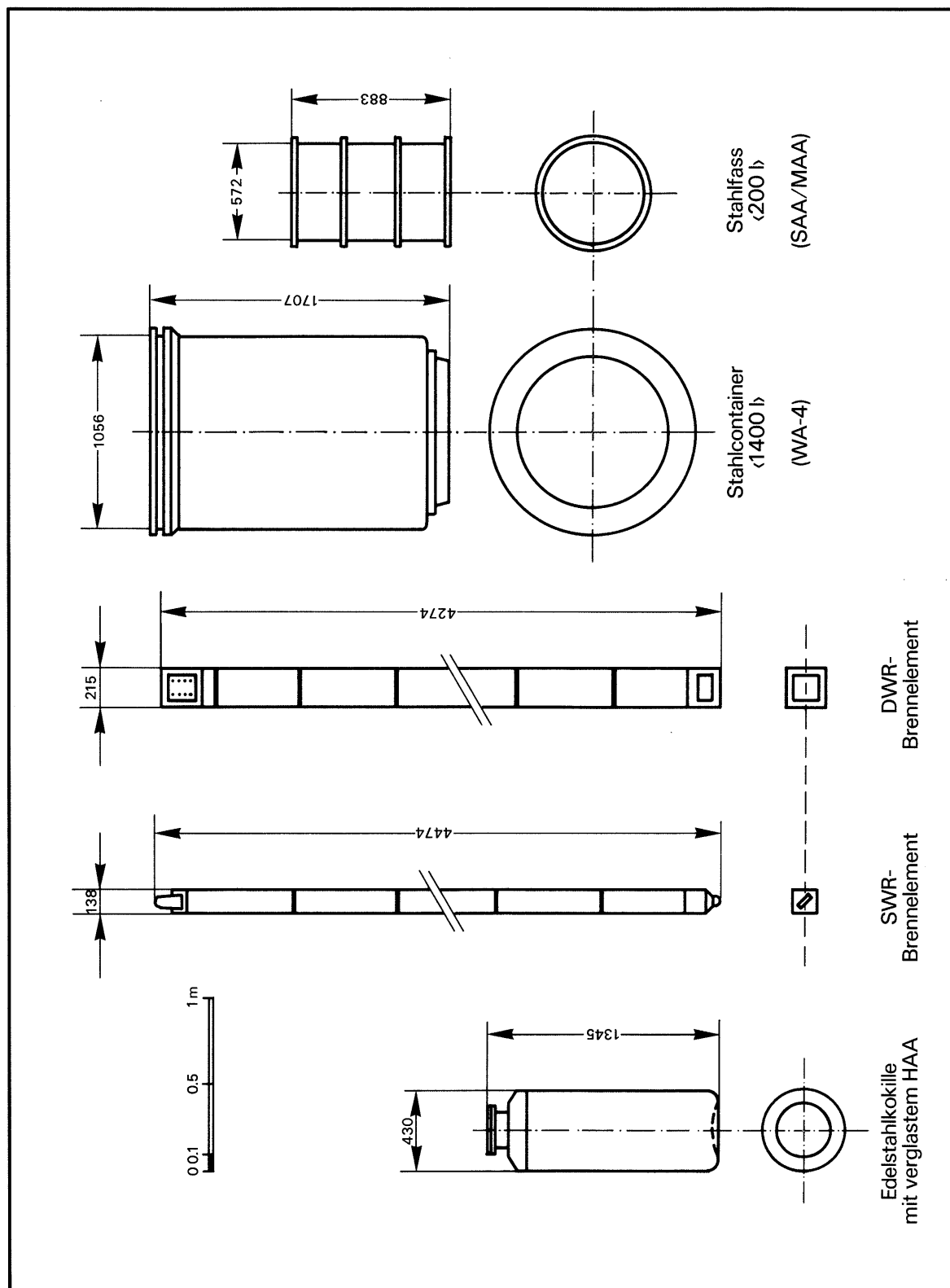


Fig. 13: Abmessungen einiger wichtiger Abfall-Gebindetypen

6.3.3 Gebindetypen

Die Abmessungen einiger wichtiger Gebindetypen, wie sie zum Endlager - z.T. in entsprechenden Transportabschirmungen - angeliefert werden, sind in Fig. 13 angegeben.

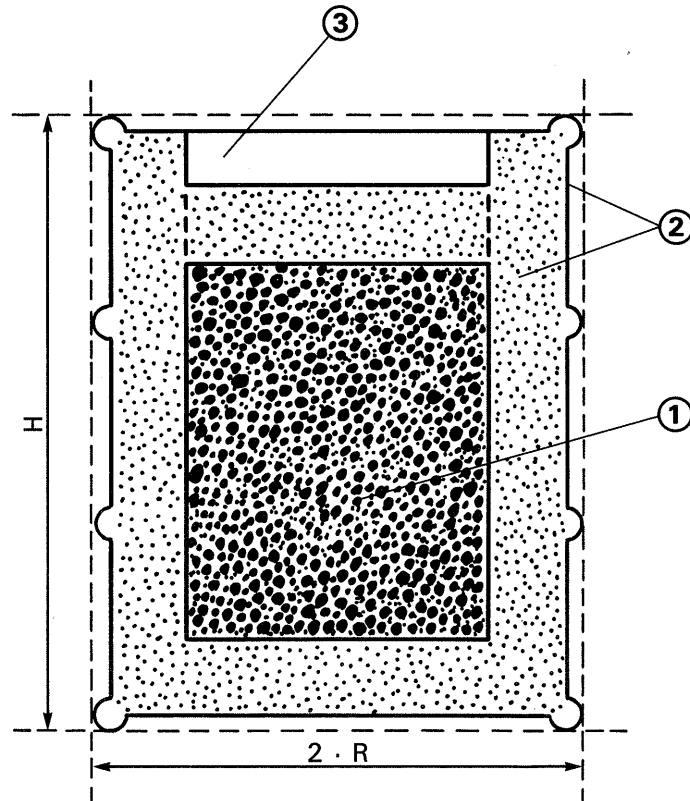
Bei den Angaben über die einzulagernden Abfälle wird zwischen dem effektiven (netto) Volumen der mit Glas, Zement etc. verfestigten Abfälle und dem Brutto-Volumen der in Gebinden verpackten Abfälle zu unterscheiden sein. Fig. 14 zeigt den Zusammenhang zwischen beiden Begriffen.

6.3.4 Abschliessende Bemerkung

Die Unterteilung der radioaktiven Abfälle in wohl spezifizierbare Sorten und die Abschätzung der zu beseitigenden Mengen spiegelt den heutigen Stand der Technik wieder. Es ist anzunehmen, dass die Zukunft neue, verbesserte Konditionierungsverfahren bringen wird, so dass sich die Definition und Spezifikation einzelner Abfallsorten und ihre Nuklidinventare verändern können. Das gesamte Radionuklidinventar der Abfälle aus der Kernenergienutzung ist aber eine feste, durch die insgesamt produzierte Energiemenge gegebene Grösse und somit von der künftigen Entwicklung z.B. der Konditionierungstechnologie unabhängig. Das beschriebene Sortenzuteilungsverfahren - Vergleich der Radionuklidkonzentrationen mit den Endlagergrenzkonzentrationen - sorgt dafür, dass auch bei möglichen künftigen relativen Verschiebungen der Aktivitätsinventare jede Abfallsorte in dem geeigneten Endlagertyp beseitigt werden kann. Um die Flexibilität auch von der Kapazitätsseite her zu gewährleisten, sind die Bauprojekte mit Kapazitätsreserven versehen: Das Endlager Typ C ist neben HAA und WA-4 auch für die Sorte WA-2 dimensioniert, und das Endlager Typ B ist für insgesamt 200'000 m³ SAA/MAA ausgelegt. Für die Sicherheitsanalysen sind relative Verschiebungen der Sortenaktivitäten innerhalb eines Endlagers ohne Belang.

6.4 Abnahme der Aktivität und der Wärmeproduktion der Abfälle mit der Zeit

Die Abnahme der Radioaktivität der Abfälle mit der Zeit nach vorausberechenbaren physikalischen Gesetzmässigkeiten ist eine ihrer wesentlichen Eigenschaften, welche ihre Endlagerung begünstigt (vgl. Abschnitt 2.2).



- ① **Verfestigter Abfall (= Abfall + Matrix)**
- ② **Behälter evtl. mit Auskleidung und Füllmaterial**
- ③ **evtl. Leerraum**

Netto-Volumen des Abfalls = ①

Brutto-Volumen des Abfalls = ① + ② + ③

Als Brutto-Volumen wird bisweilen auch das umhüllende Volumen (für einen Zylinder also z.B. $\pi \cdot R^2 \cdot H$) angegeben, d.h. der Raumbedarf des Gebindes.

Fig. 14: Zur Definition der Begriffe Brutto- und Netto-Volumen der Abfälle.

Tabelle 15: Aktivität ausgewählter Radionuklide im verglasten hochaktiven Abfall (WA-1, HAA) (in Ci/Gebinde)

Radionuklid	Zeitpunkt nach der Entladung der Brennelemente (Jahre)							
	10	40	100	10 ³	10 ⁴	10 ⁵	10 ⁶	10 ⁷
C-14	1.281 E-03	1.276 E-03	1.267 E-03	1.136 E-03	3.824 E-04	7.138 E-09	0.	0.
Cl-36	0.	0.	0.	0.	0.	0.	0.	0.
Ni-59	4.868 E-02	4.867 E-02	4.864 E-02	4.827 E-02	4.465 E-02	2.047 E-02	8.405 E-06	0.
Se-79	5.470 E-01	5.468 E-01	5.465 E-01	5.413 E-01	4.917 E-01	1.882 E-01	1.271 E-05	0.
Sr-90	7.846 E 04	3.842 E 04	9.211 E 03	4.580 E-06	0.	0.	0.	0.
Zr-93	2.449 E 00	2.449 E 00	2.448 E 00	2.447 E 00	2.438 E 00	2.340 E 00	1.557 E 00	2.638 E-02
Tc-99	1.761 E 01	1.761 E 01	1.760 E 01	1.755 E 01	1.705 E 01	1.272 E 01	6.801 E-01	1.299 E-13
Pd-107	1.430 E-01	1.430 E-01	1.430 E-01	1.430 E-01	1.428 E-01	1.415 E-01	1.285 E-01	4.919 E-02
Sn-126	1.249 E 00	1.249 E 00	1.249 E 00	1.241 E 00	1.166 E 00	6.247 E-01	1.235 E-03	1.002 E-30
I-129	4.141 E-05	4.141 E-05	4.141 E-05	4.141 E-05	4.140 E-05	4.139 E-05	4.122 E-05	3.962 E-05
Cs-135	4.956 E-01	4.956 E-01	4.955 E-01	4.954 E-01	4.941 E-01	4.809 E-01	3.666 E-01	2.433 E-02
Cs-137	1.101 E 05	5.505 E 04	1.376 E 04	1.281 E-05	0.	0.	0.	0.
Ra-226	3.568 E-07	1.429 E-06	3.592 E-06	5.428 E-05	1.276 E-03	9.399 E-03	2.185 E-03	6.551 E-04
Ra-228	5.184 E-11	8.311 E-11	8.618 E-11	1.170 E-10	8.460 E-10	1.486 E-08	1.530 E-07	1.349 E-06
Th-228	5.046 E-04	2.087 E-05	1.430 E-05	5.733 E-06	5.429 E-06	3.170 E-06	1.670 E-07	1.349 E-06
Th-229	1.257 E-07	2.413 E-07	9.579 E-07	1.004 E-04	9.493 E-03	2.251 E-01	4.952 E-01	2.732 E-02
Th-230	8.290 E-05	8.399 E-05	8.771 E-05	2.278 E-04	1.619 E-03	9.383 E-03	2.185 E-03	6.551 E-04
Th-232	8.399 E-11	8.480 E-11	8.646 E-11	1.170 E-10	8.460 E-10	1.486 E-08	1.530 E-07	1.349 E-06
Pa-231	2.221 E-05	2.222 E-05	2.225 E-05	2.266 E-05	3.048 E-05	3.025 E-04	4.318 E-04	4.280 E-04
U-232	2.295 E-05	2.046 E-05	1.398 E-05	5.733 E-06	5.428 E-06	3.155 E-06	1.394 E-08	0.
U-233	1.356 E-05	6.919 E-05	1.855 E-04	2.317 E-03	2.706 E-02	2.242 E-01	4.950 E-01	2.730 E-02
U-234	2.997 E-03	5.163 E-03	8.582 E-03	1.823 E-02	1.789 E-02	1.400 E-02	1.680 E-03	6.378 E-04
U-235	4.253 E-05	4.262 E-05	4.281 E-05	4.587 E-05	9.153 E-05	4.067 E-04	4.318 E-04	4.280 E-04
U-236	5.455 E-04	5.516 E-04	5.672 E-04	8.034 E-04	2.253 E-03	3.153 E-03	3.070 E-03	2.352 E-03
U-238	6.369 E-04	6.369 E-04	6.369 E-04	6.369 E-04	6.370 E-04	6.372 E-04	6.384 E-04	6.378 E-04
Np-237	4.233 E-01	4.335 E-01	4.527 E-01	5.989 E-01	6.425 E-01	6.243 E-01	4.665 E-01	2.528 E-02
Pu-238	2.744 E 01	2.341 E 01	1.712 E 01	1.118 E-01	3.485 E-19	0.	0.	0.
Pu-239	3.137 E 00	3.166 E 00	3.209 E 00	3.687 E 00	6.007 E 00	7.456 E-01	7.067 E-08	4.738 E-08
Pu-240	5.115 E 00	7.999 E 00	9.157 E 00	8.447 E 00	3.253 E 00	2.333 E-04	4.388 E-09	4.137 E-09
Pu-241	9.837 E 02	2.322 E 02	1.308 E 01	1.456 E-01	6.988 E-02	4.534 E-05	0.	0.
Pu-242	2.007 E-02	2.016 E-02	2.031 E-02	2.080 E-02	2.071 E-02	1.770 E-02	3.529 E-03	3.510 E-10
Am-241	1.061 E 03	1.036 E 03	9.474 E 02	2.240 E 02	7.000 E-02	4.777 E-05	0.	0.
Am-242 m	1.078 E 01	9.404 E 00	7.153 E 00	1.181 E-01	1.774 E-19	0.	0.	0.
Am-243	2.292 E 01	2.286 E 01	2.273 E 01	2.089 E 01	8.969 E 00	1.913 E-03	7.067 E-08	4.738 E-08
Cm-244	1.536 E 03	4.872 E 02	4.902 E 01	4.475 E-13	3.948 E-13	4.038 E-13	4.394 E-13	4.143 E-13
Cm-245	1.576 E-01	1.572 E-01	1.564 E-01	1.453 E-01	6.976 E-02	4.526 E-05	0.	0.
Cm-246	3.004 E-02	2.991 E-02	2.964 E-02	2.598 E-02	6.950 E-03	1.304 E-08	3.335 E-32	0.
Total Aktivität	4.080 E 05	1.868 E 05	4.657 E 04	3.063 E 02	5.433 E 01	2.361 E 01	9.641 E 00	4.377 E-01

Tabelle 16: Aktivität der wichtigsten Radionuklide in der Abfallsorte WA-4 (Hülsen und Endstücke) (in Ci/Gebinde)

Radionuklide	Zeitpunkt nach der Entladung der Brennelemente (Jahre)							
	10	40	100	10 ³	10 ⁴	10 ⁵	10 ⁶	10 ⁷
C-14	1.409 E 00	1.405 E 00	1.395 E 00	1.251 E 00	4.211 E-01	7.861 E-06	0.	0.
Cl-36	6.360 E-07	6.359 E-07	6.359 E-07	6.345 E-07	6.215 E-07	5.052 E-07	6.359 E-08	6.348 E-17
Ni-59	1.549 E 01	1.548 E 01	1.547 E 01	1.535 E 01	1.420 E 01	6.512 E 00	2.674 E-03	3.641 E-37
Se-79	6.009 E-04	6.008 E-04	6.004 E-04	5.947 E-04	5.402 E-04	2.068 E-04	1.396 E-08	0.
Sr-90	1.107 E 02	5.425 E 01	1.301 E 01	6.468 E-09	0.	0.	0.	0.
Zr-93	3.238 E-01	3.238 E-01	3.238 E-01	3.237 E-01	3.223 E-01	3.095 E-01	2.058 E-01	3.488 E-03
Tc-99	2.749 E-02	2.749 E-02	2.748 E-02	2.740 E-02	2.661 E-02	1.985 E-02	1.062 E-03	2.027 E-16
Pd-107	7.626 E-04	7.626 E-04	7.626 E-04	7.625 E-04	7.618 E-04	7.545 E-04	6.854 E-04	2.624 E-04
Sn-126	1.412 E-03	1.412 E-03	1.411 E-03	1.402 E-03	1.317 E-03	7.060 E-04	1.397 E-06	1.134 E-33
I-129	4.550 E-05	4.550 E-05	4.550 E-05	4.550 E-05	4.548 E-05	4.530 E-05	4.353 E-05	2.926 E-05
Cs-135	5.444 E-04	5.444 E-04	5.444 E-04	5.443 E-04	5.428 E-04	5.283 E-04	4.028 E-04	2.674 E-05
Cs-137	1.208 E 02	6.048 E 01	1.512 E 01	1.407 E-08	0.	0.	0.	0.
Ra-226	3.372 E-10	5.461 E-09	3.680 E-08	4.583 E-06	1.892 E-04	1.490 E-03	6.643 E-04	4.517 E-04
Ra-228	6.262 E-14	5.513 E-13	1.663 E-12	1.838 E-11	2.116 E-10	2.493 E-09	2.497 E-08	2.196 E-07
Th-228	9.326 E-06	7.919 E-06	4.446 E-06	3.580 E-09	2.858 E-09	4.031 E-09	2.498 E-08	2.196 E-07
Th-229	7.749 E-11	2.071 E-10	7.620 E-10	1.358 E-07	2.124 E-05	5.266 E-04	1.161 E-03	6.406 E-05
Th-230	1.488 E-07	6.549 E-07	1.823 E-06	2.488 E-05	2.429 E-04	1.487 E-03	6.643 E-04	4.517 E-04
Th-232	1.705 E-13	7.275 E-13	1.843 E-12	1.888 E-11	2.116 E-10	2.493 E-09	2.497 E-08	2.196 E-07
Pa-231	1.517 E-08	3.378 E-08	7.100 E-08	6.271 E-07	5.961 E-06	3.561 E-05	4.330 E-05	4.292 E-05
U-232	9.932 E-06	7.709 E-06	4.328 E-06	3.540 E-09	2.646 E-09	1.538 E-09	6.801 E-12	0.
U-233	3.164 E-08	6.102 E-08	1.404 E-07	3.680 E-06	6.178 E-05	5.245 E-04	1.161 E-03	6.401 E-05
U-234	1.754 E-03	1.987 E-03	2.317 E-03	2.857 E-03	2.796 E-03	2.266 E-03	5.826 E-04	4.398 E-04
U-235	2.943 E-05	2.936 E-05	2.938 E-05	2.974 E-05	3.282 E-05	4.255 E-05	4.330 E-05	4.292 E-05
U-236	3.757 E-04	3.765 E-04	3.773 E-04	3.898 E-04	4.664 E-04	5.131 E-04	4.996 E-04	3.827 E-04
U-238	4.402 E-04	4.402 E-04	4.402 E-04	4.402 E-04	4.402 E-04	4.402 E-04	4.403 E-04	4.397 E-04
Np-237	2.078 E-04	2.483 E-04	3.582 E-04	1.239 E-03	1.507 E-03	1.464 E-03	1.094 E-03	5.927 E-05
Pu-238	3.074 E 00	2.437 E 00	1.518 E 00	1.288 E-03	1.702 E-22	0.	0.	0.
Pu-239	4.053 E-01	4.050 E-01	4.043 E-01	3.942 E-01	3.057 E-01	2.303 E-02	3.465 E-11	2.314 E-11
Pu-240	4.938 E-01	4.940 E-01	4.914 E-01	4.467 E-01	1.720 E-01	1.234 E-05	5.054 E-10	4.687 E-10
Pu-241	1.273 E 02	3.008 E 01	1.674 E 00	7.122 E-05	3.414 E-05	2.215 E-08	0.	0.
Pu-242	2.587 E-03	2.597 E-03	2.597 E-03	2.593 E-03	2.552 E-03	2.172 E-03	4.331 E-04	4.308 E-11
Am-241	2.201 E 00	5.250 E 00	5.652 E 00	1.348 E 00	3.486 E-05	2.334 E-08	0.	0.
Am-242 m	5.256 E-03	4.594 E-03	3.494 E-03	5.769 E-05	8.667 E-23	0.	0.	0.
Am-243	1.119 E-02	1.117 E-02	1.110 E-02	1.020 E-02	4.381 E-03	9.346 E-07	3.452 E-11	2.314 E-11
Cm-244	7.438 E-01	2.380 E-01	2.395 E-02	5.104 E-14	5.101 E-14	5.098 E-14	5.061 E-14	4.693 E-14
Cm-245	7.619 E-05	7.678 E-05	7.641 E-05	7.100 E-05	3.408 E-05	2.211 E-08	0.	0.
Cm-246	1.449 E-05	1.461 E-05	1.448 E-05	1.269 E-05	3.395 E-06	6.372 E-12	1.629 E-35	0.
Total Aktivität	9.744 E 03	2.012 E 03	1.064 E 03	2.324 E 01	1.766 E 01	7.277 E 00	4.288 E-01	1.495 E-02

Tabelle 17: Aktivität ausgewählter Radionuklide in der Abfallsorte WA-2 (bituminierte Fällungen und Konzentrate) (in Ci/Gebinde)

Radionuklide	Zeitpunkt nach der Entladung der Brennelemente (Jahre)							
	10	40	100	10 ³	10 ⁴	10 ⁵	10 ⁶	10 ⁷
C-14	4.477 E-04	4.460 E-04	4.428 E-04	3.971 E-04	1.337 E-04	2.496 E-09	0.	
Cl-36	9.118 E-06	9.117 E-06	9.116 E-06	9.097 E-06	8.910 E-06	7.243 E-06	9.116 E-07	
Ni-59	1.066 E-04	1.066 E-04	1.066 E-04	1.057 E-04	9.781 E-05	4.484 E-05	1.841 E-08	
Se-79	9.805 E-06	9.802 E-06	9.795 E-06	9.702 E-06	8.813 E-06	3.373 E-06	2.277 E-10	
Sr-90	1.406 E 00	6.886 E-01	1.651 E-01	8.210 E-11	0.	0.	0.	
Zr-93	1.609 E-02	1.609 E-02	1.609 E-02	1.608 E-02	1.602 E-02	1.538 E-02	1.023 E-02	
Tc-99	3.156 E-04	3.156 E-04	3.155 E-04	3.146 E-04	3.055 E-04	2.280 E-04	1.219 E-05	
Pd-107	7.688 E-05	7.688 E-05	7.688 E-05	7.687 E-05	7.680 E-05	7.606 E-05	6.910 E-05	
Sn-126	5.374 E-04	5.373 E-04	5.371 E-04	5.337 E-04	5.015 E-04	2.687 E-04	5.320 E-07	
I-129	4.453 E-06	4.453 E-06	4.453 E-06	4.453 E-06	4.451 E-06	4.433 E-06	4.261 E-06	
Cs-135	5.329 E-05	5.329 E-05	5.329 E-05	5.328 E-05	5.313 E-05	5.171 E-05	3.943 E-05	
Cs-137	1.184 E 01	5.920 E 00	1.480 E 00	1.378 E-09	0.	0.	0.	
Ra-226	1.024 E-10	1.200 E-09	7.445 E-09	8.834 E-07	3.634 E-05	2.861 E-04	1.276 E-04	
Ra-228	1.751 E-14	1.147 E-13	3.286 E-13	3.638 E-12	4.066 E-11	4.785 E-10	4.793 E-09	
Th-228	1.851 E-06	1.522 E-06	8.544 E-07	1.771 E-10	6.533 E-11	4.928 E-10	4.793 E-09	
Th-229	2.732 E-11	4.193 E-11	8.485 E-11	1.722 E-08	3.245 E-06	8.134 E-05	1.795 E-04	
Th-230	3.733 E-08	1.346 E-07	3.592 E-07	4.787 E-06	4.665 E-05	2.856 E-04	1.276 E-04	
Th-232	4.165 E-14	1.487 E-13	3.632 E-13	3.638 E-12	4.066 E-11	4.785 E-10	4.793 E-09	
Pa-231	5.256 E-09	8.834 E-09	1.599 E-08	1.229 E-07	1.148 E-06	6.828 E-06	8.296 E-06	
U-232	1.917 E-06	1.482 E-06	8.317 E-07	1.695 E-10	2.466 E-11	1.434 E-11	6.333 E-14	
U-233	4.920 E-09	5.606 E-09	1.051 E-08	5.020 E-07	9.486 E-06	8.103 E-05	1.794 E-04	
U-234	3.370 E-04	3.819 E-04	4.452 E-04	5.485 E-04	5.369 E-04	4.351 E-04	1.119 E-04	
U-235	5.642 E-06	5.644 E-06	5.649 E-06	5.717 E-06	6.308 E-06	8.154 E-06	8.297 E-06	
U-236	7.230 E-05	7.238 E-05	7.255 E-05	7.493 E-05	8.956 E-05	9.848 E-05	9.589 E-05	
U-238	8.453 E-05	8.453 E-05	8.453 E-05	8.453 E-05	8.453 E-05	8.454 E-05	8.456 E-05	
Np-237	2.313 E-06	9.106 E-06	2.856 E-05	1.852 E-04	2.330 E-04	2.263 E-04	1.691 E-04	
Pu-238	5.929 E-01	4.678 E-01	2.913 E-01	2.384 E-04	1.583 E-24	0.	0.	
Pu-239	7.783 E-02	7.776 E-02	7.763 E-02	7.565 E-02	5.839 E-02	4.371 E-03	3.452 E-13	
Pu-240	9.477 E-02	9.448 E-02	9.389 E-02	8.534 E-02	3.287 E-02	2.357 E-06	9.702 E-11	
Pu-241	2.448 E 01	5.776 E 00	3.215 E-01	6.615 E-07	3.175 E-07	2.060 E-10	0.	
Pu-242	4.987 E-04	4.987 E-04	4.987 E-04	4.979 E-04	4.899 E-04	4.169 E-04	8.315 E-05	
Am-241	3.296 E-01	9.190 E-01	1.004 E 00	2.398 E-01	4.468 E-07	2.171 E-10	0.	
Am-242 m	4.899 E-05	4.273 E-05	3.250 E-05	5.366 E-07	8.061 E-25	0.	0.	
Am-243	1.041 E-04	1.039 E-04	1.033 E-04	9.490 E-05	4.075 E-05	8.693 E-09	3.211 E-13	
Cm-244	6.980 E-03	2.214 E-03	2.227 E-04	9.797 E-15	9.796 E-15	9.788 E-15	9.715 E-15	
Cm-245	7.159 E-07	7.142 E-07	7.107 E-07	6.604 E-07	3.170 E-07	2.057 E-10	0.	
Cm-246	1.365 E-07	1.359 E-07	1.347 E-07	1.181 E-07	3.158 E-08	5.927 E-14	0.	
Total Aktivität	5.676 E 01	2.042 E 01	5.070 E 00	4.365 E-01	1.266 E-01	4.068 E-02	2.394 E-02	

**Tabelle 18: Aktivität der wichtigsten Radionuklide in allen Abfallsorten der SAA + MAA, ohne WA-4
(= Gesamtaktivität im Endlager Typ B, in Ci)**

Radionuklide	Zeitpunkt nach Endlagerverschluss (Jahre)						
	0	10 ²	10 ³	10 ⁴	10 ⁵	10 ⁶	10 ⁷
C-14	5.3E+3	5.2E+3	4.7E+3	1.5E+3	2.9E-2	0.	0.
Cl-36	3.0E-1	3.0E-5	3.0E-1	3.0E-1	2.4E-1	3.0E-2	3.0E-11
Ni-59	4.5E+4	4.5E+4	4.5E+4	4.2E+4	1.9E+4	7.9E+0	1.0E-33
Se-79	4.0E-1	4.0E-1	4.0E-1	3.6E-1	1.3E-1	9.4E-06	0.
Sr-90	2.4E+4	2.3E+3	1.1E-6	0.	0.	0.	0.
Zr-93	7.7E+2	7.7E+2	7.7E+2	7.6E+2	7.3E+2	4.9E+2	8.3E+0
Tc-99	2.2E+1	2.2E+1	2.2E+1	2.1E+1	1.6E+1	8.5E-01	1.6E-13
Pd107	1.5E+0	1.5E+0	1.5E+0	1.5E+0	1.5E+0	1.3E+0	5.2E-1
Sn-126	1.0E+1	1.0E+1	1.0E+1	1.0E+1	5.4E+0	1.0E-2	8.7E-30
I-129	1.0E-1	1.0E-1	1.0E-1	1.0E-1	1.0E-1	1.0E-1	6.9E-2
Cs-135	1.3E+0	1.3E+0	1.3E+0	1.3E+0	1.2E+0	9.7E-1	6.4E-2
Cs-137	1.3E+5	1.3E+4	1.2E-5	0.	0.	0.	0.
Ra-226	6.4E+1	6.1E+1	4.1E+1	2.3E+0	1.1E+1	6.7E+0	5.1E+0
Ra-228	7.8E-9	2.9E-8	2.2E-7	2.4E-6	2.8E-5	2.8E-4	2.5E-3
Th-228	7.0E-2	2.8E-2	5.3E-6	2.4E-6	2.8E-5	2.8E-4	2.5E-3
Th-229	4.0E-6	2.2E-5	1.9E-3	2.5E-1	5.7E+0	1.3E+1	7.6E-1
Th-230	9.0E+3	2.8E-2	2.0E-1	1.8E+0	1.1E+1	6.7E+0	5.1E+0
Th-232	9.8E-9	3.1E-8	2.2E-7	2.4E-6	2.8E-5	2.8E-4	2.5E-3
Pa-231	5.4E-4	1.2E-3	7.6E-3	6.8E-2	4.0E-1	4.9E-1	4.9E-1
U-232	7.2E-2	2.7E-2	4.9E-6	0.	0.	0.	0.
U-233	9.7E-4	3.0E-3	4.8E-2	7.3E-1	6.2E+0	1.3E+1	7.6E-1
U-234	2.2E+1	2.2E+1	2.2E+1	2.1E+1	1.7E+1	6.0E+0	5.0E+0
U-235	3.3E-1	3.3E-1	3.4E-1	3.7E-1	4.8E-1	4.9E-1	4.9E-1
U-236	4.3E+0	4.3E+0	4.4E+0	5.3E+0	5.8E+0	5.7E+0	4.3E+0
U-238	5.0E+0	5.0E+0	5.0E+0	5.0E+0	5.0E+0	5.0E+0	5.0E+0
Np-237	3.7E+0	5.8E+0	1.5E+1	1.8E+1	1.7E+1	1.3E+1	7.1E-1
Pu-238	5.0E+1	4.8E+1	1.4E+0	2.2E-18	0.	0.	0.
Pu-239	4.6E+3	4.6E+3	4.5E+3	3.5E+3	2.6E+2	1.4E-9	0.
Pu-240	5.6E+3	5.6E+3	5.0E+3	1.9E+3	1.4E-1	5.8E-6	5.3E-6
Pu-241	3.1E+5	2.5E+3	1.1E+0	5.6E-1	3.6E-4	0.	0.
Pu-242	2.9E+1	2.9E+1	2.9E+1	2.9E+1	2.5E+1	4.9E+0	4.9E-7
Am-241	6.0E+4	6.0E+4	1.4E+4	5.7E-1	3.6E-4	0.	0.
Am-242 m	7.3E+1	4.6E+1	7.7E-1	1.1E-18	0.	0.	0.
Am-243	1.8E+2	1.8E+2	1.6E+2	7.2E+1	1.5E-2	0.	0.
Cm-244	3.5E+3	7.6E+1	5.8E-10	5.8E-10	5.8E-10	5.8E-10	5.3E-10
Cm-245	1.2E+0	1.2E+0	1.1E-0	5.6E-1	3.6E-4	0.	0.
Cm-246	2.4E-1	2.3E-1	2.0E-1	5.5E-2	1.0E-7	0.	0.
Total Aktivität	5.5E+6	2.2E+6	7.9E+4	5.1E+4	2.1E+4	1.2E+3	1.0E+2

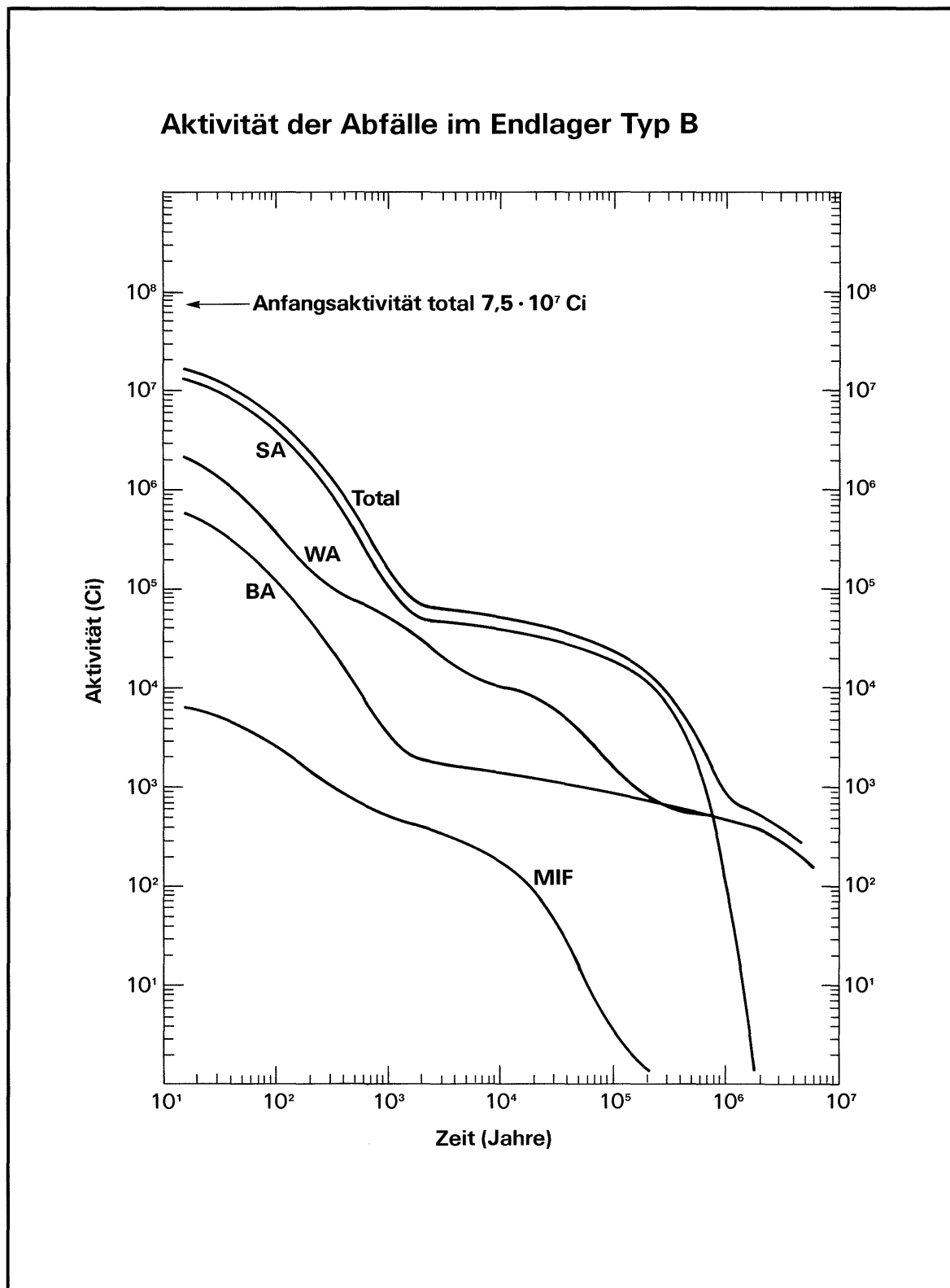


Fig. 15: Gesamtaktivität der schwach- und mittelaktiven Abfälle im Endlager Typ B.

Die Tabellen 15 bis 17 zeigen die Radionuklidinventare pro Gebinde der hochaktiven Abfälle und der Abfallsorten WA-4 sowie WA-2, und ihre Veränderung zwischen 10 und 10^7 Jahren nach der Brennelemententladung resp. nach der Entstehung der Abfälle.

Fig. 15 zeigt die Gesamtaktivität der schwach- und mittelaktiven Abfälle im Endlager Typ B, unterteilt nach den einzelnen Herkunftskategorien der Abfälle (WA, BA, SA und MIF).

Fig. 16 gibt die Wärmeproduktion pro Gebinde der hochaktiven Abfälle und der mittelaktiven Abfallsorten WA-2 und WA-4 als Funktion der Zeit an.

Bei der Berechnung der Gesamtaktivität des Endlagers für die Darstellung in Fig. 15 - gleich wie bei der Ermittlung der Toxizitätsindizes im folgenden Abschnitt - wurde die konservative Annahme gemacht, dass alle Abfälle zu gleicher Zeit in das Endlager eingebracht werden. Der Umstand, dass die Aktivität der zuerst eingelagerten Abfälle bis zur Einbringung der letzten Abfalltranchen nach einigen zehn Jahren Einlagerungsbetrieb bereits durch radioaktiven Zerfall recht stark abgenommen hat, wird ausser Acht gelassen. Die im Endlager zu irgendeiner Zeit der Einlagerungsphase effektiv vorhandene Aktivität liegt wesentlich unter der hier angegebenen "Anfangsaktivität". (Aus diesem Grunde wird die Zeitskala bei den graphischen Darstellungen nicht unter 10 Jahre ausgedehnt.)

In der Tabelle 18 ist schliesslich das gesamte Aktivitätsinventar des Endlagers Typ B für schwach- und mittelaktive Abfälle zu verschiedenen Zeiten nach dem Lagerverschluss angegeben. Im Gegensatz zur Fig. 15 wurde in der Tabelle 18 die Einlagerungskadenz der Abfälle und die anteilige Aktivitätsabnahme durch radioaktiven Zerfall bis zum Endlagerverschluss korrekterweise berücksichtigt. Die Anfangsaktivität des Endlagers ($5,5 \cdot 10^6$ Ci) erscheint deshalb um mehr als den Faktor 10 kleiner, als bei der unkorrigierten Addition aller Aktivitätsbeiträge **ohne** die Berücksichtigung des Zerfalls ($7,5 \cdot 10^7$ Ci in Fig. 15). Für längerlebige Aktivitäten ist der Additionsmodus selbstverständlich irrelevant - für Zeiten über etwa 10^3 Jahre entspricht die Fig. 15 der Tabelle 18.

6.5 Toxizität der Abfälle und ihre Abnahme mit der Zeit

In der Fig. 17 und 18 sind die Toxizitätsindizes ARI (W,10) für HAA und die übrigen SAA + MAA als Funktion der Zeit aufgezeichnet, jeweils für die gesamte Abfallmenge entsprechend dem 240 GWe Szenarium. Der Index ARI (W,10) ist ein Mass für die

Abnahme der Wärmeproduktion einiger Abfallsorten mit der Zeit

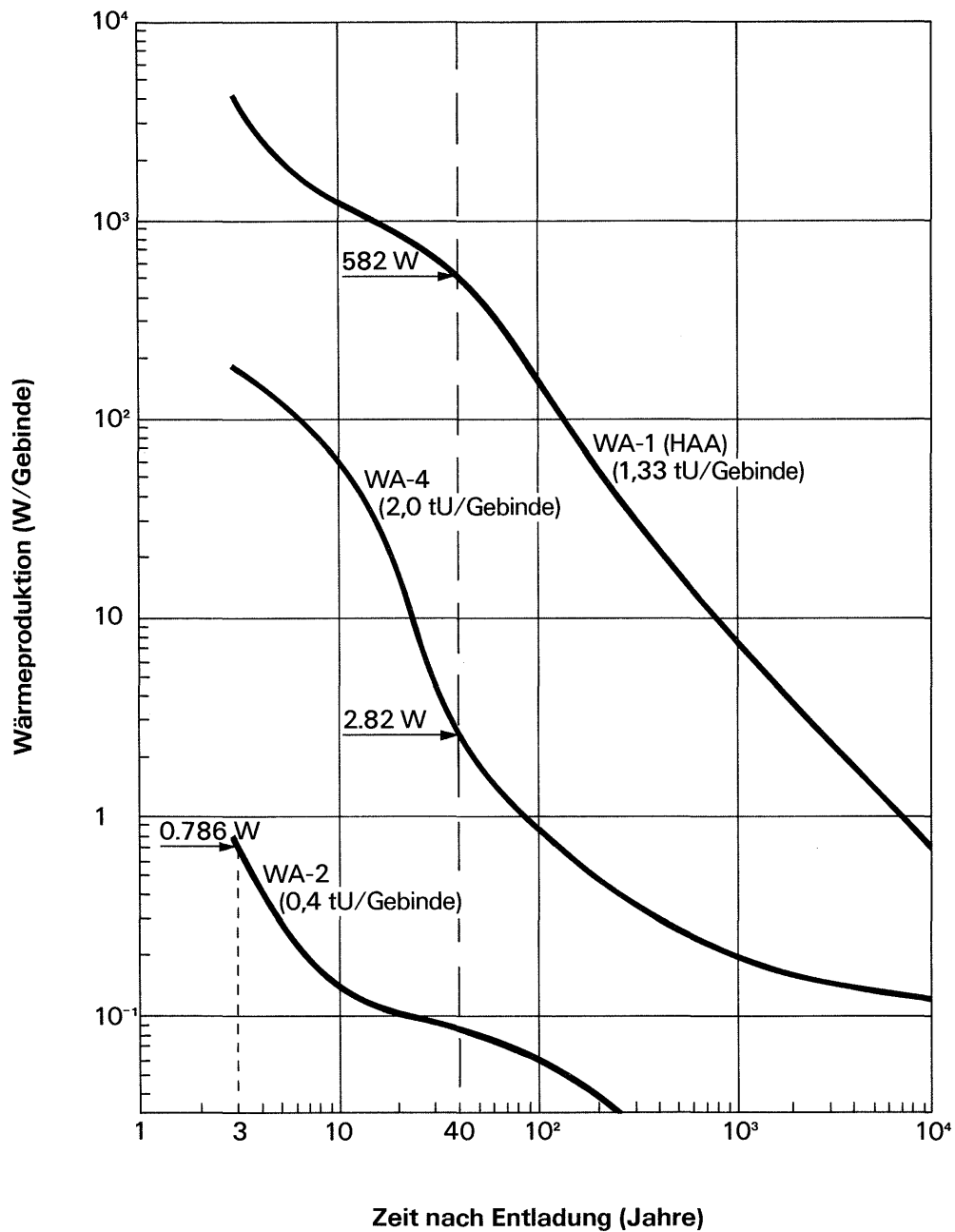


Fig. 16: Abnahme der Wärmeproduktion der Abfälle mit der Zeit. Ein WA-1 Gebinde enthält Abfälle aus der Wiederaufarbeitung von 1,33 tU Brennstoff (WA-2: 0,4 tU; WA-4: 2,0 tU).

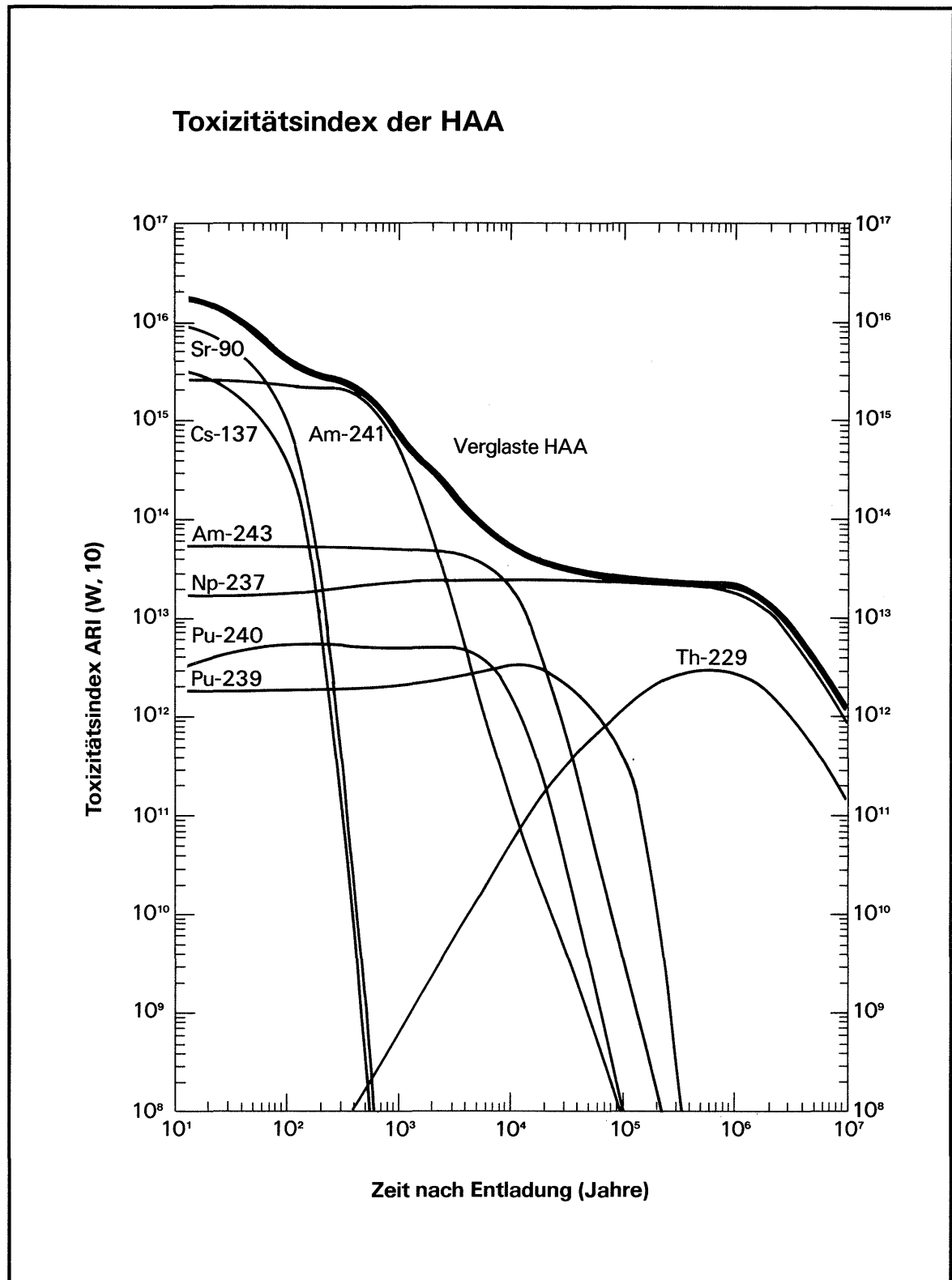


Fig. 17: Der Toxizitätsindex ARI (W,10) der Gesamtmenge der hochaktiven Abfälle, aufgeschlüsselt nach den wichtigsten Radionukliden.

Toxizitätsindex der Abfälle im Endlager Typ B

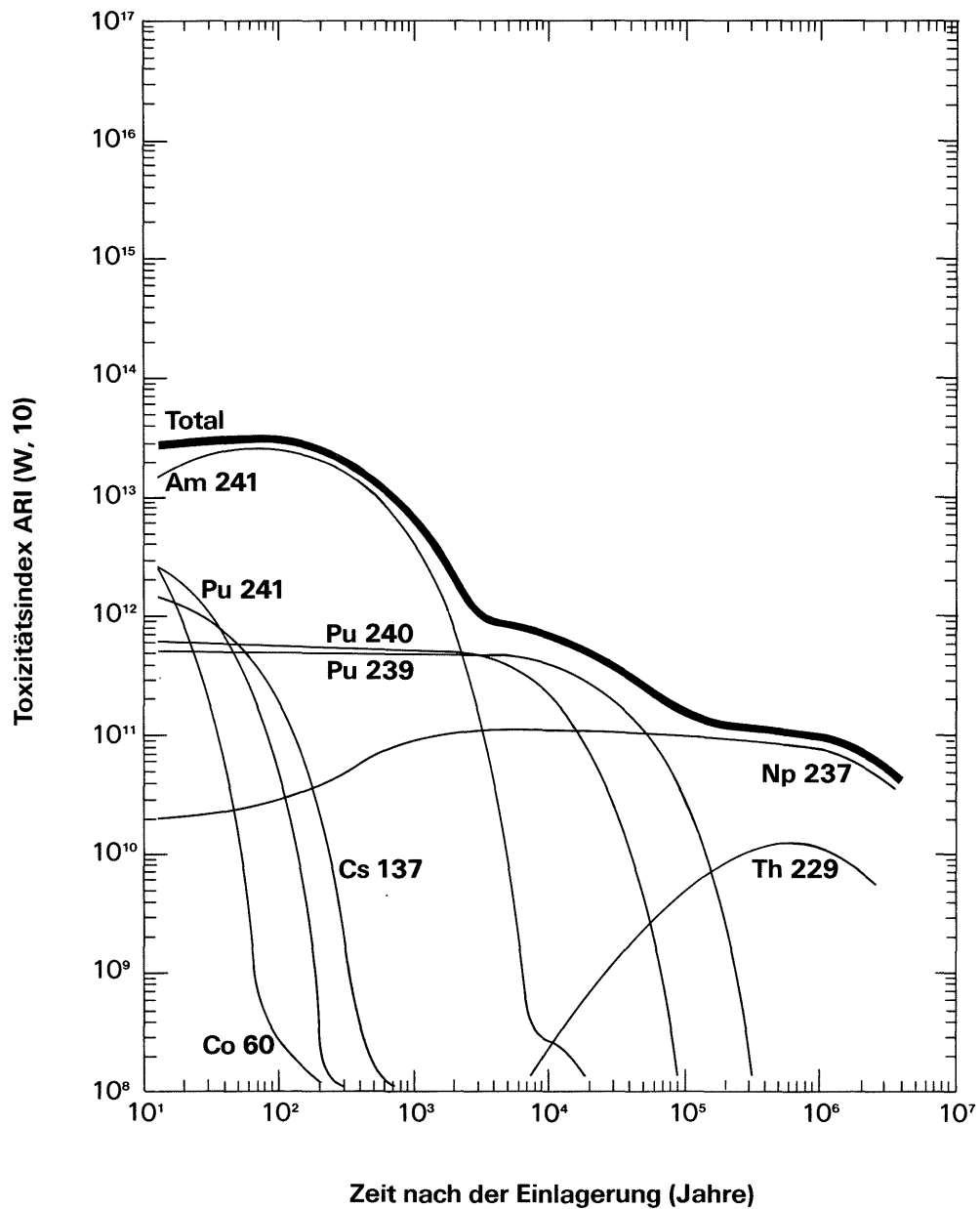


Fig. 18: Der Toxizitätsindex ARI (W,10) der Gesamtmenge der schwach- und mittelaktiven Abfälle als Funktion der Zeit.

biologische Toxizität des Abfalls. Er gibt an, für wieviel "Jahresportionen" die gesamte Abfallmenge der Endlager bei gleichmässiger Verteilung ausreichen würde, die jeweils eine Strahlendosis von 10 mrem/Jahr ergeben würden. Dabei wird willkürlich angenommen, dass der Abfall wasserlöslich sei und im Wasser vollständig aufgelöst und ingestiert wird.

Im Abschnitt 3.5.2 wurde darauf hingewiesen, dass der Toxizitätsindex keine Aussagen über das Risiko einer tatsächlichen Schädigung des Menschen erlaubt - weil er keine der getroffenen Schutzmassnahmen etc. berücksichtigt. Er soll hier nur als eine Relativgrösse eingeführt werden, einerseits zur Darstellung der zeitlichen Abnahme der Toxizität der Abfälle, andererseits zu Vergleichszwecken mit der Toxizität von natürlich radioaktiven Stoffen. Die genaue Definition des Indexes ARI (W,10) ist im Abschnitt 2.6 von NGB 85-02 gegeben.

In Fig. 19 werden die ARI-Kurven für die Gesamtmengen der Abfälle in den Endlagern Typ B und C mit einigen Bezugsgrössen verglichen, die sich auf natürlich radioaktive Stoffe beziehen. In der Natur kommt Uran 238 bisweilen hochkonzentriert vor (Pechblende mit 60 % Urangehalt!), aber auch so verbreitete Gesteine wie Granit, Kalk oder Mergel weisen nicht zu vernachlässigende Konzentrationen von Uran und Thorium (sowie ihrer Tochternuklide) auf. In den Mergeln und Kalken kann auch die Konzentration von Kalium 40 zur Radiotoxizität beitragen. Der Vergleich in Fig. 19 zeigt, dass ein Endlager keine radiologische "Singularität" darstellt - zumindest nicht nach einigen hundert Jahren: Das im Modell-Datensatz EL-B angenommene Gebirgsmassiv enthält z.B. gleichviel radiotoxische Stoffe wie das Endlager nach rund 1000 Jahren, wobei diese bis zur Erdoberfläche reichen und durch Erosion fortwährend "freigesetzt" werden.

6.6 Spezifikations- und Qualitätskontrolle, Monitoring

Das im Abschnitt 6.2 beschriebene Zuteilungsverfahren sichert konzeptionell die richtige Einweisung der einzelnen Abfallgebinde in das jeweils sicherheitstechnisch ausreichende Endlager. Während der Betriebsphase, d.h. bei der Anlieferung der Abfälle zum Endlager, muss zusätzlich durch geeignete Kontrollmassnahmen gewährleistet sein, dass die Abfallspezifikationen eingehalten und die den Sicherheitsanalysen zugrundeliegenden Grenzwerte nicht überschritten werden.

Die Qualitätskontrolle beinhaltet die Prüfung der mechanischen Unversehrtheit der Abfallmatrix, der Oberflächenkontamination etc.

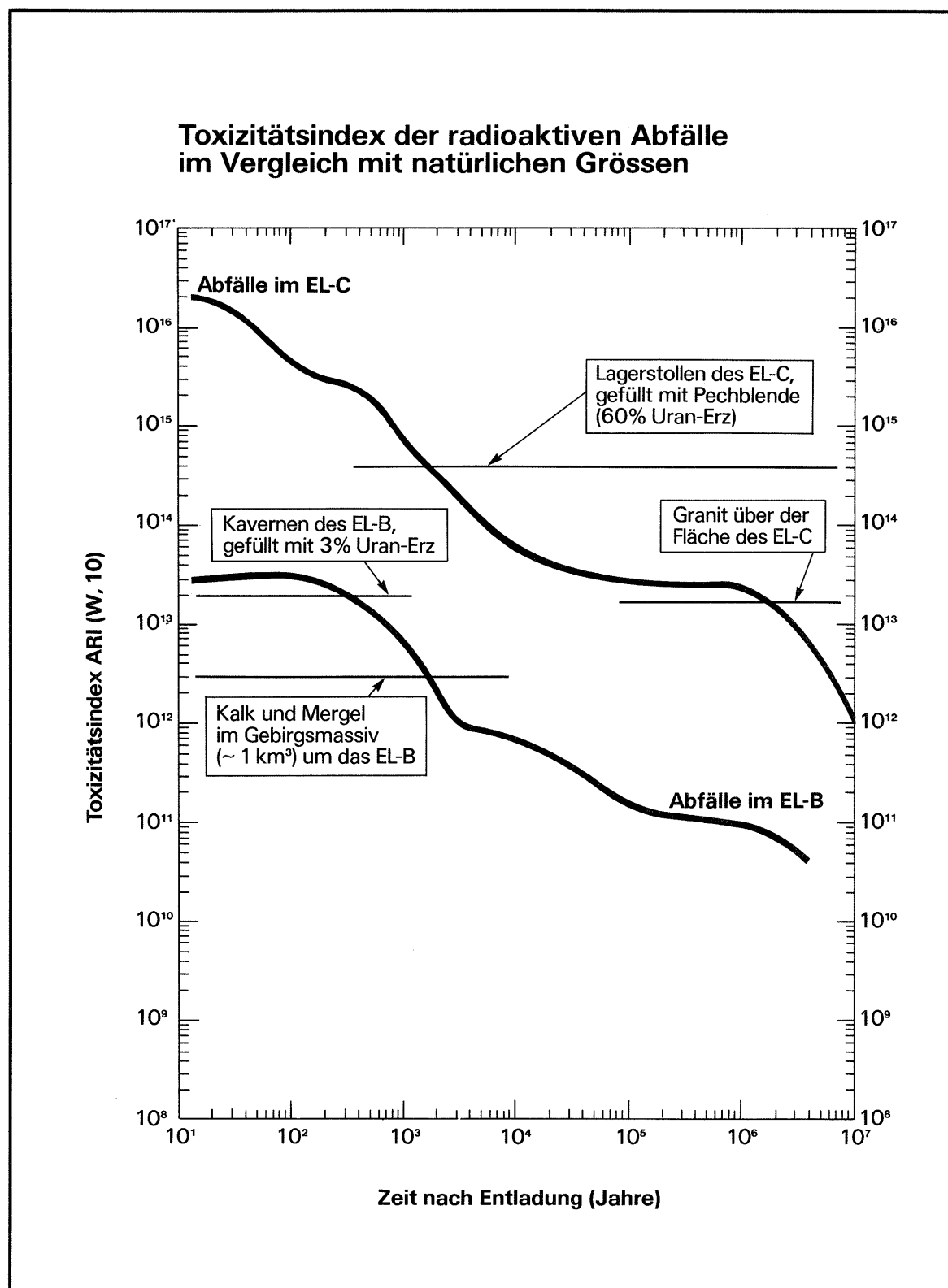


Fig. 19: Toxizitätsindizes der radioaktiven Abfälle im Vergleich mit natürlichen Grössen.

Die Spezifikationskontrolle besteht in der Ueberprüfung des Radionuklidinventars des Abfallguts. Ein wesentlicher Bestandteil der Spezifikationskontrolle ist ein Qualitätssicherungssystem, das alle Abfallproduzenten umfasst. Die Umstände der Abfallentstehung und -konditionierung werden dabei erfasst und in den Begleitpapieren der Abfallsendung im erforderlichen Ausmass dokumentiert. Die Ueberprüfung der Produzentenangaben über den Radionuklid-Inhalt im Abfalleingang des Endlagers kann bei Bedarf durch Messungen und Analysen ergänzt werden (sog. Monitoring). Dazu stehen je nach Abfallsorte verschiedene Methoden zur Verfügung:

- Umrechnung aus der Oberflächen-Dosisleistung,
- Radiochemische Analysen,
- Korrelation der Nuklidaktivitäten mit anderweitig gesicherten Angaben,
- auf dem Abbrand basierende Aktivitätsberechnungen, Aktivierungsberechnungen,
- kombinierte passive und aktive Neutronenzählung,
- Gamma-Spektrometrie mit unterschiedlicher Auflösungsgüte.

Die Methoden des Monitoring sind in NTB 82-02, 84-10 und 84-39 beschrieben.

Die Angaben über die angelieferten und schliesslich gelagerten Abfalleinheiten werden in geeigneter Form registriert, über das eingelagerte Abfallgut und die Einlagerungspositionen wird fortwährend Buch geführt, so dass das Aktivitätsinventar des Endlagers aufgeschlüsselt nach den signifikanten Radionukliden jederzeit verfügbar ist.

6.7 Zusammenfassung der Abfallzuteilung auf die Endlagertypen C und B im Projekt Gewähr 1985

Die Tabelle 19 summarisiert die Abfallzuteilung im Projekt Gewähr 1985.

Für die Belange der Sicherheitsanalysen wird angenommen, dass die Abfallsorten WA-1 (= HAA) und WA-4 im Endlager Typ C für hochaktive Abfälle beseitigt werden, alle übrigen Abfallsorten einschliesslich WA-2 im Endlager Typ B für schwach- und mittelaktive Abfälle.

Das Bauprojekt für das Endlager Typ C enthält im Sinne einer Kapazitätsreserve zusätzlich Platz für die Abfallsorte WA-2; diese Sorte figuriert somit in den Bauprojekten **beider** Endlagertypen.

**Tabelle 19: Zuteilung der Abfallsorten auf die Endlagertypen
(Brutto-Volumen)**

Abfallsorte	Endlager Typ C m ³	Endlager Typ B m ³
WA-Sorten:		
WA-1 (HAA)	1'120	-
WA-2	(4'320) *	4'320
WA-3		860
WA-4	5'600	
WA-5		27'800
WA-6		13'900
WA-Sorten im EL-B Total		47'000
BA-Sorten		44'000
SA-Sorten		97'000
MIF-Sorten		7'500
TOTAL HAA (rund)	1'200	-
SAA + MAA (rund)	5'600	195'500
	(10'000) *	(200'000) *

*) als Planungsvorgabe für Bauprojekt

Die in der Tabelle 19 angegebene Zuteilung ist das Ergebnis eines iterativen Vorgehens, wie es im Abschnitt 6.2 beschrieben wurde. Die ersten Rechnungen (mit geschätzten Parameterdaten der Sicherheitsbarrieren und mit vereinfachten Rechenmethoden) wiesen darauf hin, dass ausser den HAA zweckmässigerweise auch die Abfallsorten WA-4 und WA-2 dem Endlager Typ C zuzuweisen wären.

Obwohl die weiteren Iterationsschritte einen höheren Schutzgrad des Endlagers Typ B zeigten und die detaillierte Sicherheitsanalyse (NGB 85-08, vgl. auch den Abschnitt 5 im NGB 85-02) ergab, dass **alle** Abfallsorten der SAA + MAA einschliesslich WA-4 und WA-2 im Endlager des Typs B beseitigt werden könnten, wurde die Zuteilung gemäss der Tabelle 19 getroffen, um zu demonstrieren, dass die Auslegung des Endlagers Typ C auch für alpha-haltige mittelaktive Abfälle (Silo-Konzept) ohne bautechnische Probleme und ohne Beeinträchtigung der Langzeitsicherheit der Endlagerung der HAA möglich ist.

7 ENDLAGER TYP C FUER HOCHRADIOAKTIVE ABFAELLE

Dieser Abschnitt stellt die Zusammenfassung der Berichtsbände NGB 85-03, 85-04 und 85-05 dar, in denen

- die bautechnische Projektstudie des Endlagers für hochaktive Abfälle,
 - die sicherheitstechnisch relevanten Eigenschaften der natürlichen (geologischen) und der technischen Sicherheitsbarrieren, und
 - die Ergebnisse der Sicherheitsanalyse
- beschrieben und dokumentiert sind.

Die vorliegende Zusammenfassung legt das Schwergewicht auf den Nachweis der Langzeitsicherheit des Endlagers; die dem Machbarkeitsnachweis dienende bautechnische Projektstudie wird nur soweit rekapituliert, als dies zum Verständnis der Sicherheitsbetrachtungen nötig ist.

7.1 Grundsätzliches

7.1.1 Sicherheitsbarrieren des Endlagers Typ C

Im Endlager Typ C werden folgende Abfallsorten gelagert:

- verglaste hochaktive Abfälle (HAA, Sorte WA-1)
- alphahaltige mittelaktive Abfälle (MAA, Sorte WA-4; Kapazitätsplanung der Baustudie auch für WA-2)

Als Nebenvariante zur Endlagerung der HAA und der SAA/MAA aus der Wiederaufarbeitung könnten im Endlager Typ C auch die abgebrannten, nicht aufgearbeiteten Brennelemente (BE) direkt beseitigt werden. Im Abschnitt 7.2.5 wird kurz auf die Implikationen dieser Option für das Bauprojekt hingewiesen. Die Langzeitsicherheit der Endlagerung der BE wird in dieser Zusammenfassung jedoch nicht erörtert - der interessierte Leser sei auf den Band NGB 85-05 verwiesen, wo in einem Anhang die wesentlichen Unterschiede zwischen der Endlagerung der HAA und der BE diskutiert werden.

Die natürlichen Sicherheitsbarrieren - bedingt durch die Endlageranlage - sind für beide Abfallkategorien gleich, die technischen Barrieren für HAA und MAA unterscheiden sich voneinander. Die Szenarien-Analyse zeigt, dass Wasser das einzige kritische Medium zum Transport der Abfallstoffe zur Biosphäre darstellt.

Die Sicherheitsbarrieren werden deshalb im Hinblick darauf ausgewählt, wie sie das Eindringen von Wasser zum Lagerort begrenzen, wie sie den Uebertritt der radioaktiven Stoffe aus dem Lagergut in Wasser begrenzen, wie sie den Transport des allfällig kontaminierten Wassers vom Lagerort zur Erdoberfläche verhindern oder verlangsamen, und wie sie radioaktive Stoffe aus dem Wasser während seines Wegs zur Erdoberfläche zurückhalten können.

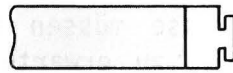
Sicherheitsbarrieren für HAA

Das Barrierensystem für hochaktive Abfälle ist in Fig. 20 dargestellt:

- Die molekulare Einbettung der Radionuklide in eine auslaug- und auflösungsfeste **Glasmatrix** begrenzt ihre Freisetzung in Tiefengrundwässer.
- Der **korrosionsfeste Stahlbehälter** um den Glaszylinder verzögert den frühest möglichen Wasserzutritt zum Abfall und sorgt so während einer ersten Zeitphase für seinen vollständigen Einschluss. Später gewährleistend das metallische Eisen und die Eisenkorrosionsprodukte reduzierende chemische Bedingungen im Nahfeld, die für tiefe Löslichkeiten insbesondere der Aktinide von Bedeutung sind.
- Der Behälter wird durch eine Schicht von hochverdichtetem **Bentonit** umgeben. Der (konvektive) Wasserfluss durch die impermeable Bentonitschicht ist vernachlässigbar, der Materietransport zum und vom Abfallbehälter erfolgt nur durch Ionendiffusion. Der Bentonit schützt so den Behälter vor Wasserzutritt und verzögert den Beginn der Freisetzung der Radionuklide in das Wirtgestein um die Diffusions-Durchbruchzeit. Anschließend begrenzt der Bentonit die Freisetzungsraten, sofern diese z.B. durch die Löslichkeiten der Nuklide nicht auf noch tiefere Werte beschränkt sind.
- Das **Wirtgestein** der Lagerzone hat zwei wichtige Funktionen: Es schützt einerseits das System der technischen Barrieren vor klimatisch oder tektonisch bedingter Zerstörung. Dazu wird das Endlager in einer während geologischer Zeiträume intakt gebliebenen Gesteinsscholle angelegt, die keine tektonisch reaktivierbare Störungszonen aufweist. Ausserdem sorgt das Wirtgestein des Nahfelds für kleines Wasserangebot und für günstige chemische Bedingungen (tiefe Nuklidlöslichkeiten).

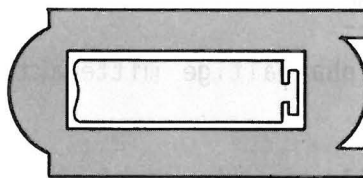
Das System der Sicherheitsbarrieren für hochaktive Abfälle

Glasmatrix
(molekulare
Verteilung)



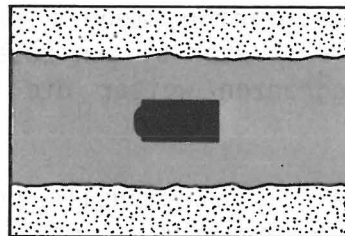
- Begrenzt Freisetzung

Stahlbehälter
(korrosionsfest)



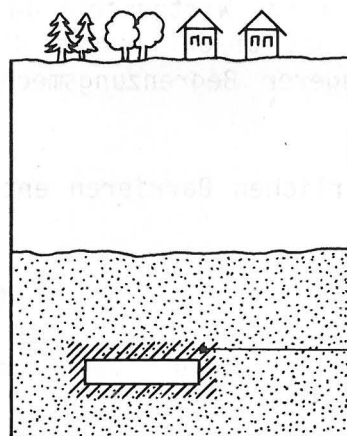
- Verzögert Wasserzutritt
- Sorgt für günstigen Chemismus

Bentonit-Ton
(dicht,
quellfähig)



- Begrenzt Wasserzutritt
- Verzögert Beginn der Freisetzung (Diffusions-Durchbruchzeit)
- Begrenzt Freisetzung (Diffusion)

**Sediment-
Überlagerung**



Geosphäre:

- Lange Wasserfließzeiten
- Zusätzliche Verzögerung der mit Wasser transportierten radioaktiven Stoffe (Sorption, Matrixdiffusion)
- Langzeitstabilität der hydrogeologischen Bedingungen gegenüber klimatischen und geologischen Veränderungen

Wirtgestein

Lagerzone:

- Begrenztes Wasserangebot
- Günstiger Chemismus
- Geologische Langzeitstabilität

Fig. 20: Uebersicht über das System der Sicherheitsbarrieren für hochaktive Abfälle (entspricht Fig. 4).

- Die **Geosphäre** - also das Wirtgestein und dessen sedimentäre Ueberdeckung - sorgt für möglichst lange Fliesszeiten der Tiefengrundwässer vom Lagerort zur Erdoberfläche und für zusätzliche Verlängerung der Migrationszeiten der Radionuklide durch Sorption und Matrixdiffusion. Sie schützt das Endlager ausserdem vor menschlichem Zugriff.

Die hydrogeologischen Verhältnisse müssen so beschaffen sein, dass sie auch langfristig durch zu erwartende klimatische und tektonische Einflüsse nicht verschlechtert werden.

Sicherheitsbarrieren für MAA

Das Barrierensystem für alpha-haltige mittelaktive Abfälle ist in Fig. 21 dargestellt:

- Die Einbettung der Abfälle in eine auslaug- und auflösungs-feste **Verfestigungsmatrix** (Zement, evtl. Bitumen) begrenzt die Freisetzung der Radionuklide in Tiefengrundwässer.
- Die verfestigten Abfälle werden in einem zylindrischen Betonsilo gestapelt und mit **Sonderbeton** umgeben. Diese erste Verfüllung und die Silowand aus Beton bilden zusätzlichen Schutz vor Wasserzutritt und begrenzen weiter die Freisetzung der Radionuklide.
- Der Raum zwischen dem gefüllten Betonsilo und der Felswand der im Wirtgestein ausgebrochenen Kaverne wird mit **Bentonit** verfüllt. Die Bentonit-Schicht schützt - wie bei den HAA - die Abfälle vor Wasserzutritt, verzögert den Beginn der Freisetzung der Radionuklide in das Wirtgestein um die Diffusionsdurchbruchzeit und begrenzt anschliessend die Freisetzungsraten (sofern kein strengerer Begrenzungsmechanismus wirksam ist).

Die Wirkungsweise der natürlichen Barrieren entspricht der Beschreibung bei den HAA.

Sicherheitsbarrieren für abgebrannte Brennelemente

Bei der Option der direkten Endlagerung von nicht aufgearbeiteten abgebrannten Brennelementen entsprechen die Sicherheitsbarrieren denjenigen für verglaste HAA, mit folgenden Ausnahmen:

- Als **Verfestigungsmatrix** für die Spaltprodukte und Aktinide ist der schwerlösliche Kernbrennstoff selbst zu betrachten, der in den korrosionsfesten Brennelementhüllen eingeschlossen bleibt.

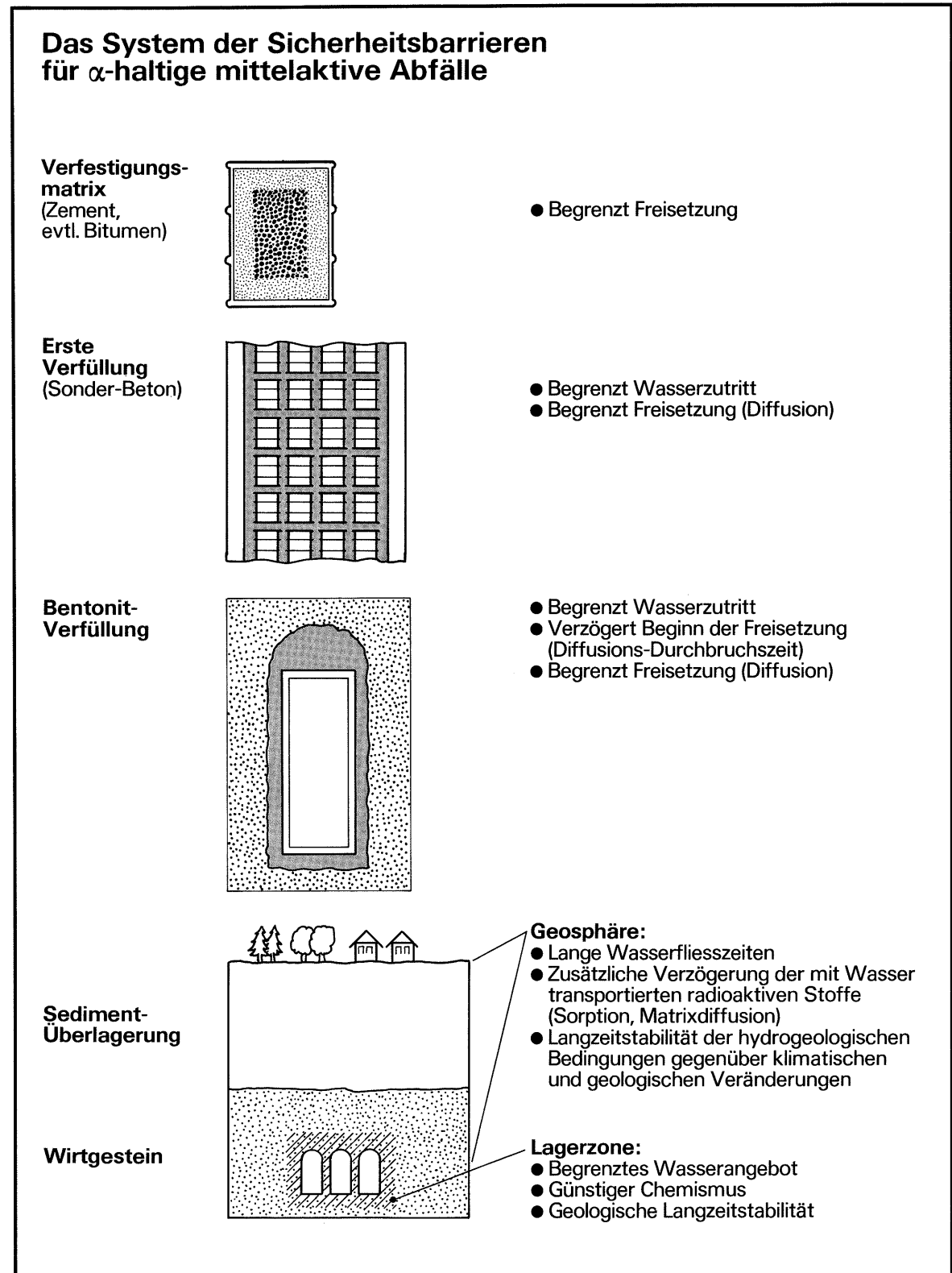


Fig. 21: Uebersicht über das System der Sicherheitsbarrieren für alpha-haltige mittelaktive Abfälle

- Wie bei den verglasten HAA werden auch die Brennelemente in **korrosionsfeste Behälter** eingeschlossen, allerdings von unterschiedlicher Konstruktion und aus einem anderen Werkstoff.

Die prinzipielle Wirkungsweise der Barriere bleibt sich gleich.

7.1.2 Zur Wahl des Endlagerkonzepts

Die Beschreibung der Sicherheitsbarrieren im Abschnitt 7.1.1 nimmt bereits eine mögliche Realisierungsvariante des Endlagerkonzepts vorweg (wie sie im Projekt Gewähr 1985 weiterverfolgt wird). Das Konzept der mehrfachen Sicherheitsbarrieren lässt jedoch zunächst mehrere Varianten offen. Diese können durch zwei voneinander weitgehend unabhängige Parameter charakterisiert werden:

- das Baukonzept, und
- das Wirtgestein (resp. die durch das Wirtgestein und seine Ueberdeckung gegebene Gesamtsituation).

Die Auswahlmatrix ist in Fig. 22 wiedergegeben.

Wirtgestein	Baukonzept		
	Bergmännisch erstellte Stollen	Tiefe Bohrlöcher	Andere Baukonzepte
Tone			
Anhydrit			
Perm			
Kristallin- Grundgebirge	Projekt Gewähr 1985		
Andere Wirtgesteine			

Fig. 22: Zur Systematik der Wahl des Endlagerkonzepts

Bautechnisch kann das Endlager z.B. als bergmännisch angelegtes System von Stollen und Silos konzipiert werden; als eine fächerförmige Anordnung von tiefen Bohrlöchern von der Erdoberfläche ins Wirtgestein, die zur Aufnahme von jeweils mehreren Abfallbehältern dienen und einzeln versiegelt werden; als eine Kombination beider Möglichkeiten - mit einem unterirdischen Stollensystem im standfesten Gestein mit tiefen Bohrlöchern in ein sicherheitstechnisch geeignetes aber felsmechanisch problematisches Wirtgestein; etc. etc.

Als Wirtgestein kommen impermeable Tone, Anhydritformationen, das Kristallin des Grundgebirges und andere Gesteine in Frage. Ein weiterer konzeptioneller Freiheitsgrad - allerdings beschränkt durch die Wahl des Wirtgesteins - besteht in der Wahl der Region des Endlager-Standorts.

Für das Projekt Gewähr 1985 wurde als Endlagerkonzept ein bergmännisch erstelltes System von Stollen und Silos rund 1200 m tief im kristallinen Grundgebirge der Nordschweiz gewählt.

Dieses Konzept wurde bezüglich seiner Langzeitsicherheit und der bautechnischen Realisierbarkeit ausgewertet und - wie zu zeigen ist - als sicher und machbar befunden. Die Konzeptwahl stellt aber kein Präjudiz für die spätere Ausgestaltung eines ausführungsfähigen Endlagerprojekts dar, weder bezüglich des Wirtgesteins, noch der Standortregion oder der bautechnischen Realisierung.

Der Konkretisierung des Endlagerkonzepts im Projekt Gewähr 1985 wurde im Sinne eines Modell-Datensatzes eine repräsentative geologische Situation zugrunde gelegt, wie sie ausserhalb des sogenannten Permokarbondrogens in der Untersuchungsregion der Nagra, welche die Kantone Aargau, Schaffhausen, Solothurn und Zürich umfasst, angetroffen werden kann. Das Endlager wird dabei in einer mehrere Kilometer breiten, stabilen Granitscholle zwischen zwei Verwerfungen erster Ordnung des Kristallinsockels angenommen. Der Datensatz wird für die Durchrechnung der sicherheitsanalytischen Modelle und für die bautechnische Projektstudie gebraucht. Das im Abschnitt 7.2 beschriebene Bauprojekt setzt den Modell-Datensatz stillschweigend voraus. Die für die Sicherheitsbetrachtungen relevanten Modell-Daten werden im Abschnitt 7.3 zusammengefasst.

7.1.3 Stand der Arbeiten im Hinblick auf die Lager-Realisierung

Abfälle aus der Behandlung der abgebrannten Kernbrennstoffe aus schweizerischen Kernkraftwerken in ausländischen Wiederaufarbeitungsanlagen werden frühestens ab 1992 in die Schweiz zurückgeschickt, Hochaktive Abfälle müssen hier noch rund drei Jahrzehnte zur Abnahme der Wärmeproduktion zwischengelagert werden. Das Endlager Typ C muss folglich erst ab dem Jahr 2020 bereitstehen. Die Terminplanung und das Tätigkeitsprogramm bezüglich der Realisierung des Endlagers sind auf dieses Fernziel ausgerichtet:

1978	Vorlage des Konzepts /2/ der Endlagerung in geologischen Formationen der Schweiz
seit 1978	(und früher) Untersuchungen an technischen Sicherheitsbarrieren, Mitarbeit an internationalen Forschungsprogrammen, nicht bewilligungspflichtige erdwissenschaftliche Untersuchungen.
1978 - 1980	Standortunabhängige Projektstudien, Aufnahme des Inventars potentiell geeigneter Standortregionen, Wahl der Region Nordschweiz für detailliertere Untersuchungen des Kristallin-Sockels.
1982 - 1988	Nach Bewilligung der entsprechenden Gesuche (vgl. Anhang A.5) Aufnahme der Phase 1 des regionalen Untersuchungsprogramms Nordschweiz: Erdwissenschaftliche Studien und Tiefbohrungen in der Untersuchungsregion in den Kantonen Aargau, Schaffhausen, Solothurn und Zürich. Zum Zeitpunkt der Berichterstattung sind mehrere geophysikalische Messkampagnen sowie fünf Tiefbohrungen abgeschlossen, eine sechste Tiefbohrung ist in Arbeit; Felslabor Grimsel ist in Betrieb.
-----	Zeitpunkt Projekt Gewähr 1985 -----
	Fortsetzung und Gesamtauswertung (1987/88) der Phase 1 des regionalen geologischen Untersuchungsprogramms Nordschweiz; Ueberprüfung der konzeptionellen Festlegungen bezüglich Wirtgestein, Standortregion und Baukonzept.
1988 - 1995	Phase 2 des geologischen Untersuchungsprogramms, weitere bewilligungspflichtige Abklärungen zur Lokalisierung eines (oder mehrerer) Endlager-Standorte

1995 - 2010 Phase 3 des Untersuchungsprogramms: Nach der vorläufigen Standortfestlegung detaillierte Erkundung, Pilotschacht, Tiefenfelslabor, Sondierstollen etc. Danach definitive Bestätigung der Standortwahl, Aufnahme der eigentlichen Bauarbeiten.

ab 2020 Inbetriebnahme des Endlagers Typ C

Die Terminangaben enthalten wesentliche Unsicherheiten, da die Weiterführung der Arbeiten von den Ergebnissen insbesondere der erdwissenschaftlichen Untersuchungen sowie vom Verlauf der Bewilligungsverfahren abhängt.

Grundsätzliche Bemerkungen zur Phase 3, in der die Untersuchungsarbeiten nach und nach in Vorarbeiten (erste Schachtabteufung, Sondierstollen in der Achse der künftigen Endlager-Hauptstollen) und später in eigentliche Bauarbeiten übergehen, finden sich im Abschnitt 7.2.3. Der Abschnitt 7.9 kommentiert kurz die Auswirkung der Schlussfolgerungen aus dem Projekt Gewähr 1985 auf den Fortgang der geplanten Untersuchungsarbeiten. Eine allgemeine Uebersicht über die einzelnen Arbeitsprogramme der Nagra bietet NTB 83-02.

7.2 Bautechnische Projektstudie

7.2.1 Konzeptionelle Grundsätze

Das in der bautechnischen Projektstudie (NGB 85-03) beschriebene Endlager Typ C für hochaktive Abfälle ist durch folgende wesentliche Aspekte bezüglich seiner Anlage und des Betriebsablaufs charakterisiert:

- Das Lager ist für die Beseitigung der hochaktiven und desjenigen Teils der mittelaktiven Abfälle aus der Wiederaufarbeitung bestimmt, bei dem die Konzentration langlebiger Alphastrahler die zulässigen Grenzwerte für ein Endlager Typ B überschreitet. Als Option ist das Lager auch für die Beseitigung nichtaufgearbeiteter abgebrannter Brennelemente vorgesehen.
- Die Endlagerung der hochaktiven Abfälle erfolgt unterirdisch in bergmännisch erstellten horizontalen Stollen. Die Endlagerung der mittelaktiven Abfälle erfolgt unterirdisch in vertikalen Silos. Der gemeinsame Zugang zum Endlagerbereich führt durch zwei vertikale Schächte. Die Empfangsanlagen sind oberirdisch angeordnet. Das Stollen- und Silo-System ist so konzipiert, dass es den zu erwartenden geometrischen Gegebenheiten potentieller Störzonen im Wirtgestein in der Endlagertiefe ohne Zugeständnisse an die Langzeitsicherheit des Lagers angepasst werden kann. Der Silo- und der Stollen-Bereich sind räumlich getrennt, um eine unerwünschte gegenseitige - insbesondere chemische - Beeinflussung zu vermeiden.
- Durch systematische, in mehreren Phasen ablaufende Erkundung des Wirtgesteins im Endlagerbereich vor der Detailplanung der Anordnung der Lagerstollen und -silos wird sichergestellt, dass grösseren potentiellen Störzonen unter Einhaltung eines genügenden Sicherheitsabstandes ausgewichen wird. Kleinere Störzonen, welche das Stollensystem schneiden, werden dadurch berücksichtigt, dass in ihrem Bereich kein Abfall eingelagert und der entsprechende Stollenabschnitt nur mit Verfüllmaterial versiegelt wird.
- Das Lager ist so konzipiert, dass man nach seinem Verschluss auf Wartung und Unterhalt verzichten kann und trotzdem die Gewähr einer hohen Langzeitsicherheit geboten ist. Eine Rückholung der Abfälle ist nicht beabsichtigt.

- Die Ueberwachung und Kontrolle des Lagers während der Einlagerung und der sukzessiven Verfüllung der Lagerstollen ist gewährleistet. Vor dem definitiven Verschluss des Endlagers erfolgt die sicherheitstechnische Auswertung eines in situ Versuchs (Beobachtungen an den Materialien des Lagerguts während einiger Jahrzehnte). Eine Rückholung der Abfälle wäre technisch erschwert, ist aber nicht ausgeschlossen.
- Das System der Sicherheitsbarrieren entspricht den Angaben im Abschnitt 7.1.1. Die technischen Barrieren umfassen die Verfestigungsmatrix der Abfälle (Glas, Zement oder Bitumen), korrosionsfeste Stahlbehälter (nur HAA), Sonderbeton und Silowand aus Beton (nur MAA) sowie die Verfüllung der verbleibenden Hohlräume insbesondere durch Bentonit. Die Abfälle werden im konditionierten Zustand angeliefert (in der Verfestigungsmatrix eingeschlossen), alle übrigen technischen Barrieren werden beim Bau, Betrieb und Verschluss des Endlagers erstellt.
- Das Abfallgut wird für die Einlagerung in der (oberirdischen) Empfangsanlage vorbereitet, wozu insbesondere die Verkapselung der HAA in korrosionsfeste Endlagerbehälter gehört. Alle Abfälle - die verkapselten HAA sowie die MAA im Anlieferungszustand - werden in das Endlager in zusätzlichen Transportabschirmungen befördert. Arbeitsschritte in Zonen mit erhöhter Ortsdosisleistung erfolgen fernbedient.
- Die angelieferten Abfallgebinde und die für die Endlagerung bestimmten verkapselten Abfälle werden der Qualitätskontrolle unterzogen. Einrichtungen für Nacharbeiten und Ersatz defekter Endlagerbehälter für HAA, zur Dekontamination der Gebindeoberfläche, etc. sind vorgesehen. Ebenfalls vorgesehen sind Messeinrichtungen zur Kontrolle der Radioaktivität der Abfallgebinde.
- Durch organisatorische Vorkehrungen ist sichergestellt, dass über die angelieferten und eingelagerten Abfälle Buch geführt wird. Aus der Buchführung geht hervor, welche Abfallgebinde in welcher Endlagerposition eingelagert wurden. Die Buchführung gibt laufend Uebersicht über die kumulierte Menge der signifikanten Radionuklide im bereits eingelagerten Abfallgut.

- Die Bau- und Betriebsphase des Endlagers laufen zeitparallel. Alle Sprengarbeiten sind jedoch bei Beginn der Einlagerung der radioaktiven Abfälle abgeschlossen. Durch geeignete Anordnung der Endlageranlagen wird erreicht, dass der verbleibende mechanische Vortrieb (mit Stollenfräsmaschinen) vom Einlage-
ungsbetrieb räumlich entkoppelt wird.

7.2.2 Anlagen und Einrichtungen des Endlagers

Fig. 23 zeigt eine Perspektivübersicht über die Anlagen des Endlagers Typ C am Beispiel einer Anordnung des Endlagerbereichs in zwei Ebenen in einer konkreten geometrischen Situation des zerklüfteten Granitblocks des Modell-Datensatzes. In Fig. 24 ist die schematische Anordnung des Endlagerbereichs - die den geometrischen Gegebenheiten im Wirtgestein der Lagerzone anzupassen ist - im Grundriss wiedergegeben. Das Endlager umfasst folgende Anlagenteile:

- die **oberirdische Empfangsanlage**, in welcher die angelieferten Abfallbinde aufgenommen und kurzfristig gelagert werden. Die HAA-Zylinder erhalten hier eine Korrosionsschutzhülle in Form eines dickwandigen Endlagerbehälters;
- einige zusätzliche **oberirdische Baukörper**. Es sind dies die oberirdische Lüftungszentrale, die zu den Schächten gehörenden Fördertürme und Schachthallen, ferner ein Magazin, das Verwaltungsgebäude, eine Werk- bzw. Lagerhalle und eine Betonieranlage;
- zwei voneinander unabhängige **Vertikalschächte**. Sie besitzen praktisch identische Fördereinrichtungen. In einem dieser Schächte werden die Transporte für den Baubetrieb abgewickelt. Dieser Schacht dient gleichzeitig der Zufuhr von Frischluft in die Untertagebauten. Der andere Schacht ist für die Beförderung der radioaktiven Abfälle und des Verfüllmaterials vorgesehen. Gleichzeitig dient er als Abluftschacht;
- den **Zentralen Bereich untertags**. Er ist in rund 1200 m Tiefe angelegt und besteht aus 2 grösseren Kavernen. Die eine dient den Bauaktivitäten, die andere dem Einlagerungsbetrieb. Ein Stollen mit einer Schleuse verbindet die beiden Kavernen. Im Zentralen Bereich befinden sich auch die Hilfsanlagen, welche untertage benötigt werden;

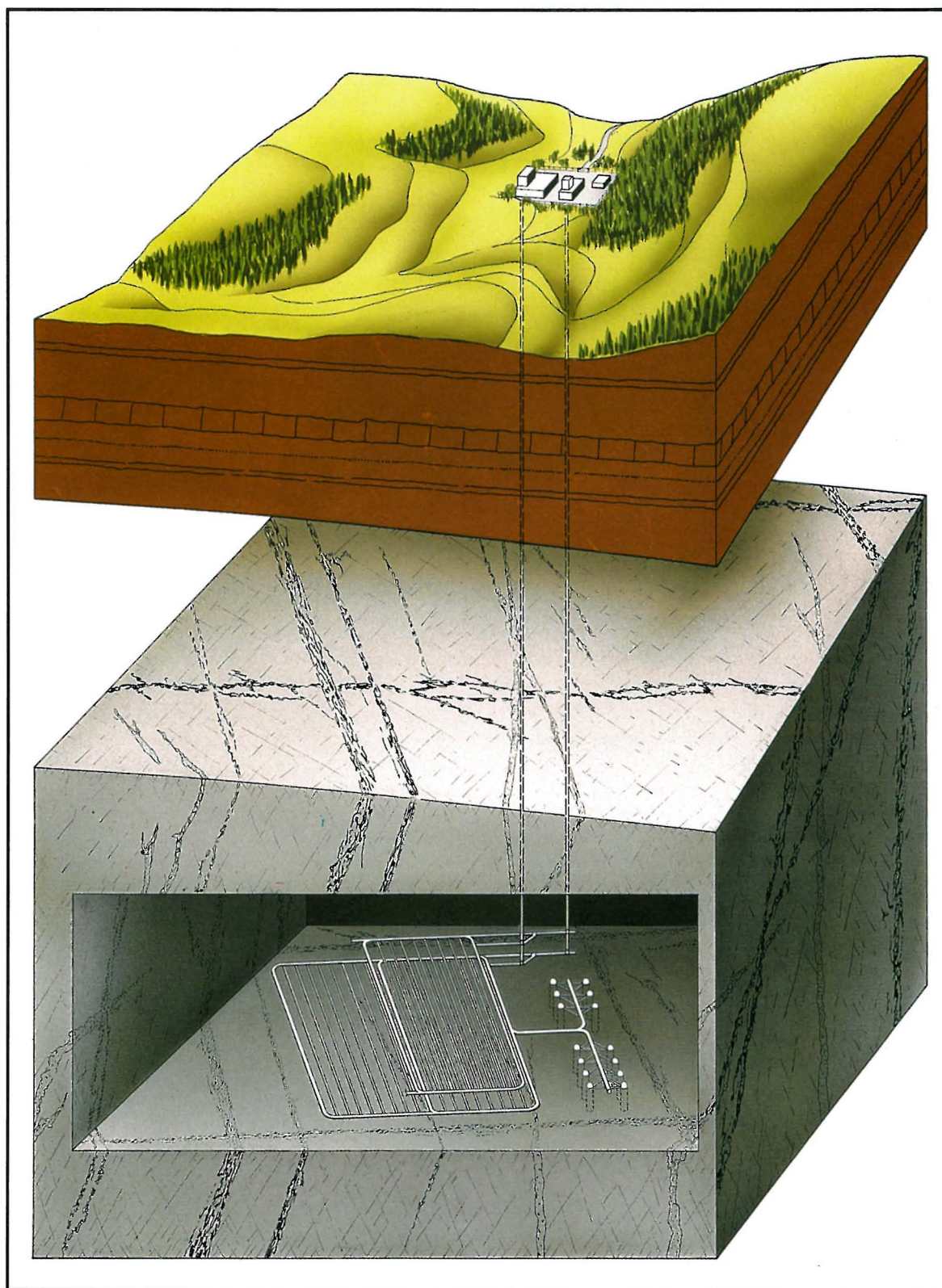


Fig. 23: Perspektivübersicht über die Endlageranlagen Typ C. Beispiel der Anordnung des Endlagerbereichs in zwei Ebenen in einem zerklüfteten Granitblock gemäss Modell-Datensatz.

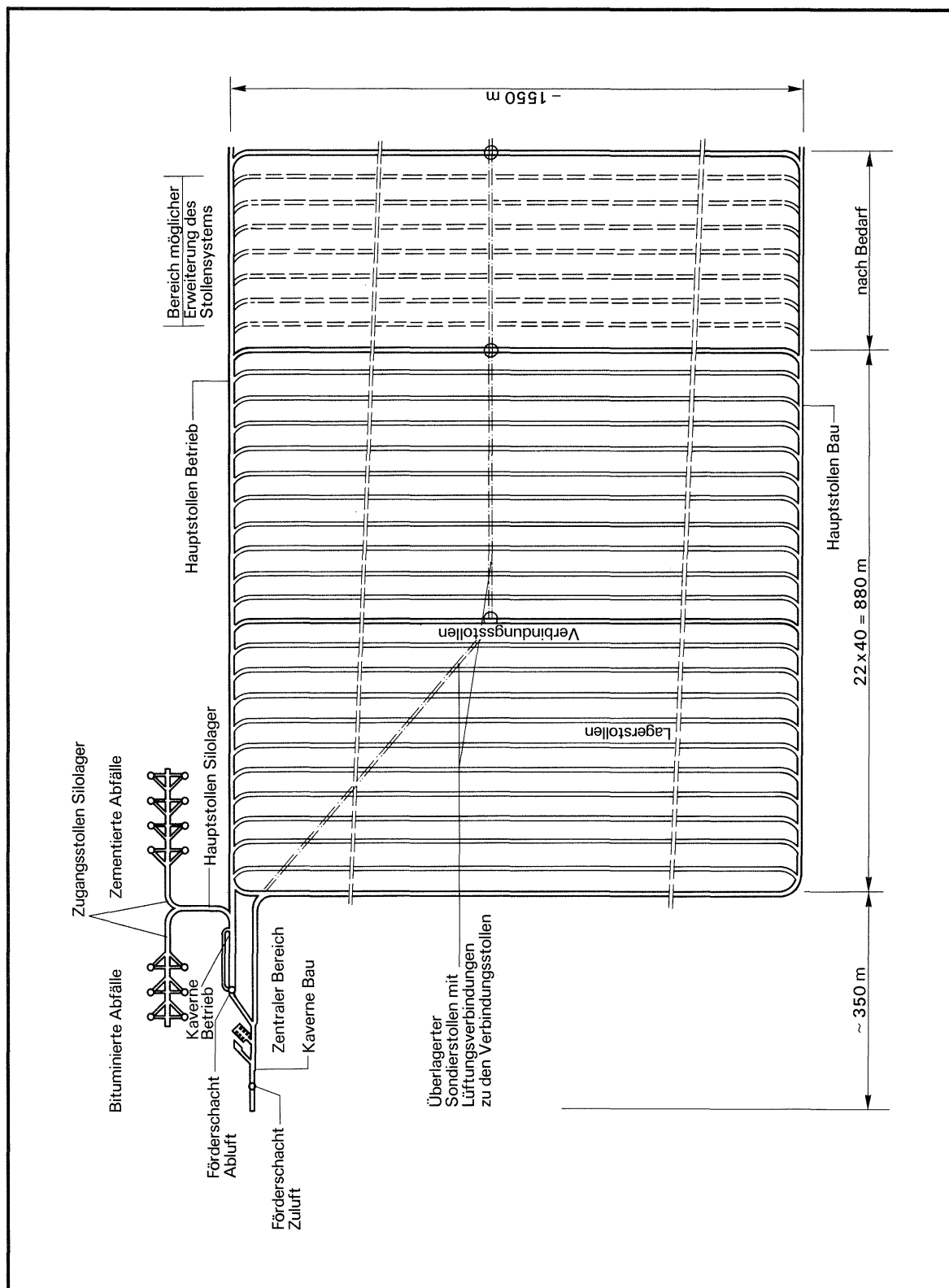


Fig. 24: Schematische Darstellung des Endlagerbereichs im Grundriss. Die Anordnung muss jeweils den geometrischen Gegebenheiten im Wirtsgestein der Lagerzone angepasst werden.

- die **beiden Hauptstollen**, die den Endlagerbereich für die hochaktiven Abfälle umfahren. Ihr Querschnitt ist hinreichend gross gewählt, damit sich Transportfahrzeuge kreuzen können. Die Hauptstollen werden vor Beginn der Abfalleinlagerung erstellt;
- die **parallel angelegten Endlagerstollen**, die mechanisch gefräst werden. Diese Stollen besitzen ein Kreisprofil von 3,7 m Durchmesser. Eine Verkleidung der Stollenwände ist im Regelfall nicht vorgesehen. In gleichmässigen Abständen werden die hochaktiven Abfälle in den Stollen eingelagert, wobei die verbleibenden Hohlräume mit dem Verfüllmaterial Bentonit verschlossen werden (Fig. 25);
- die in einem abgetrennten Bereich errichteten **Endlagersilos**. Diese sind für die Einlagerung der bituminierten und zementierten Abfälle konzipiert. Die schachtförmigen Silokavernen haben eine Tiefe von rund 55 m und einen Durchmesser von 10 m. Jedes Silo besteht aus einer vom Fels abgesetzten Betonstruktur, in welche die Abfälle eingelagert und mit Sonderbeton fixiert werden. Der Hohlraum zwischen Fels und Betonsilowand wird mit Bentonit-Granulat verfüllt (Fig. 26);
- verschiedene **Verbindungswege** über- und untertage, die den Bau und den Betrieb (Einlagerung) erleichtern.

Erforderlich für das Endlager sind zahlreiche Unterstützungs-, Hilfs- und Ueberwachungssysteme sowie Transportmittel für die Sicherstellung eines reibungslosen Betriebes.

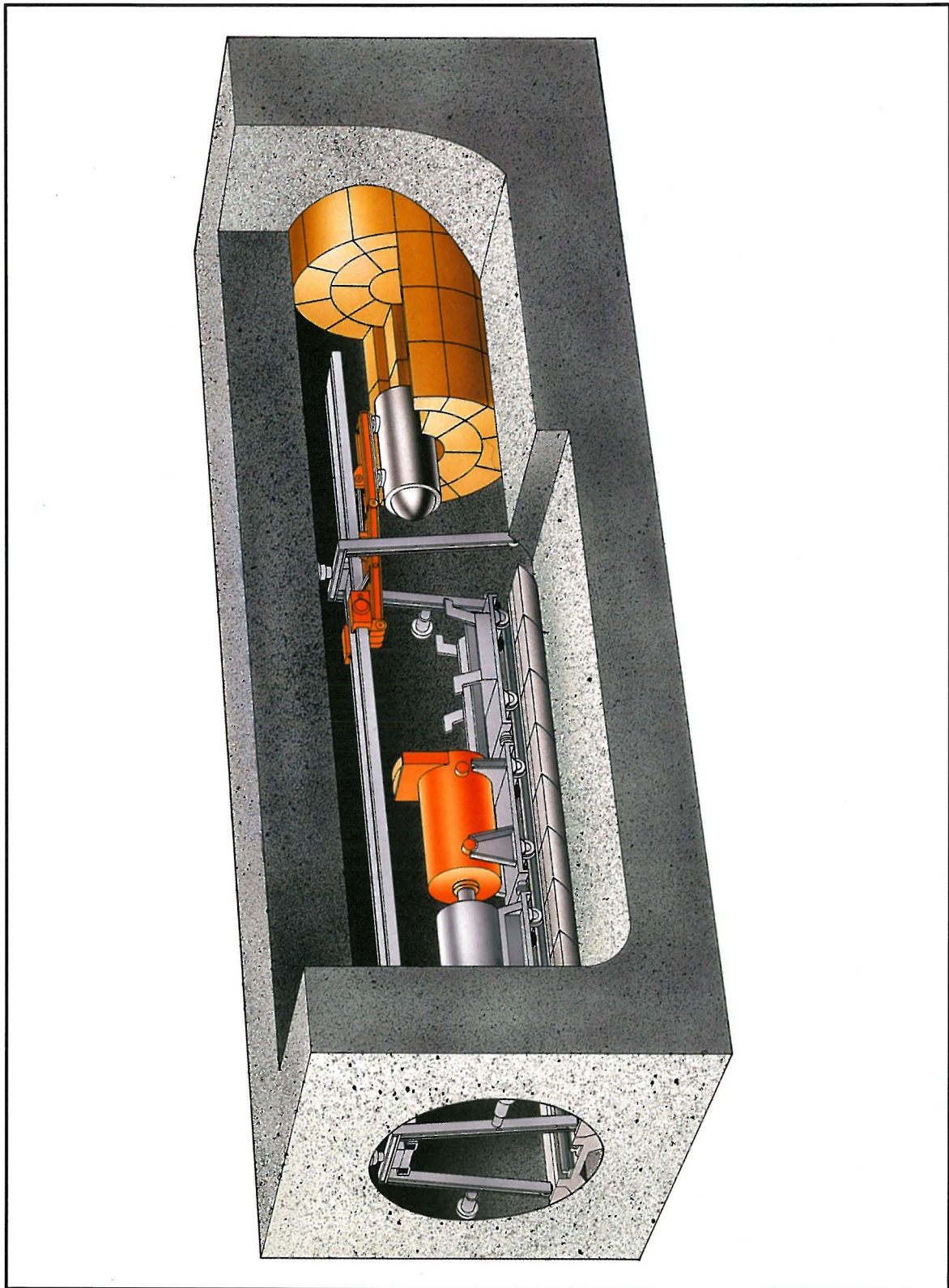


Fig. 25: Der Einlagerungsvorgang des Behälters mit HAA im Lagerstollen des Endlagers Typ C. Der Raum zwischen Abfallbehälter und Stollenwand wird mit Blöcken aus verdichtetem Bentonit verfüllt.

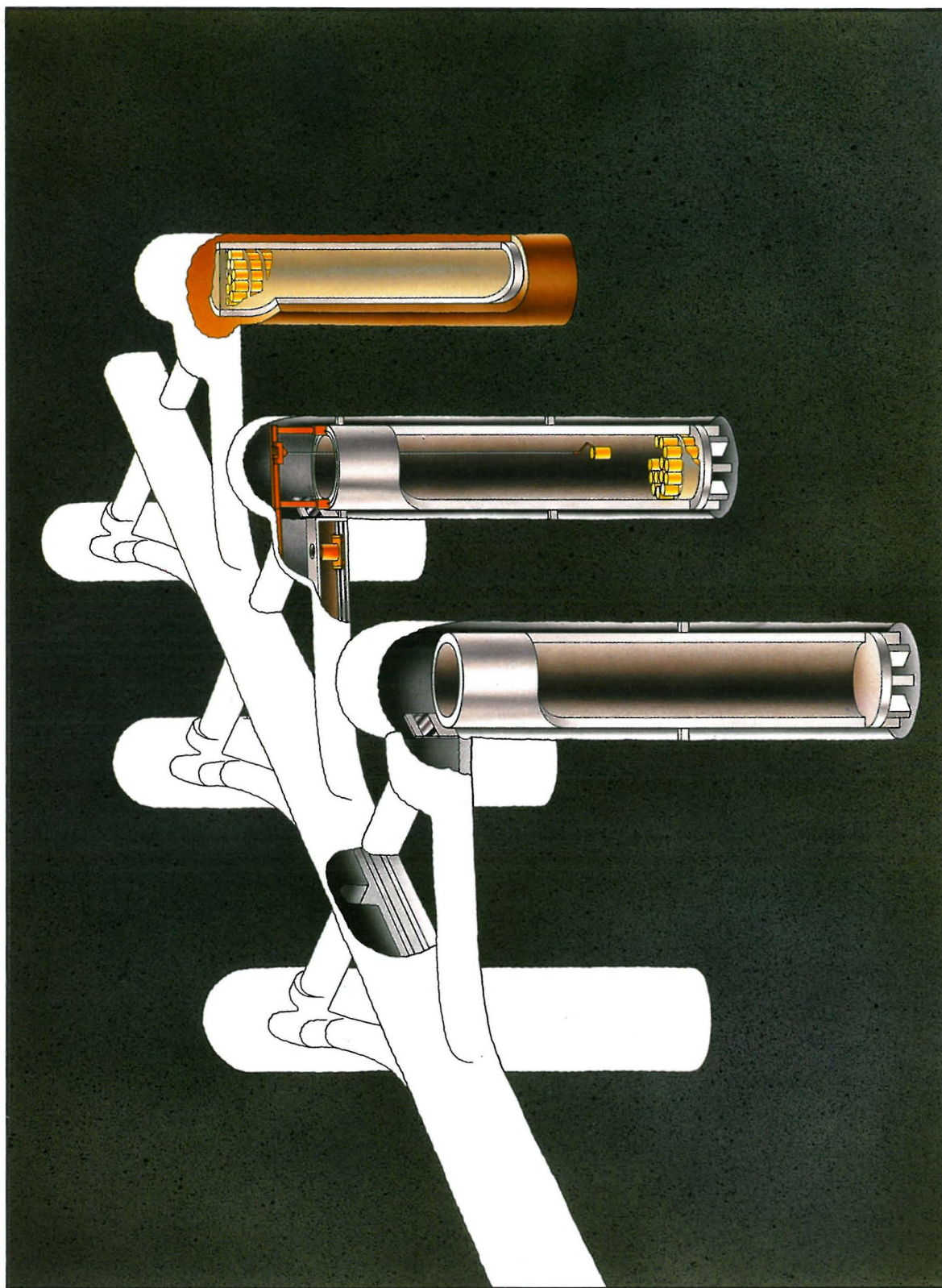


Fig. 26: Silos für alpha-haltige mittelaktive Abfälle im Endlager Typ C, gezeigt in verschiedenen Phasen der Einlagerung und Verfüllung.

7.2.3 Vorgehen bei der Realisierung des Endlagers

Die eigentliche Erstellung des Endlagers Typ C bildet die Schlussphase umfangreicher Vorbereitungsarbeiten. Diese umfassen geologische, geophysikalische und hydrogeologische Untersuchungen, die in mehreren Phasen ablaufen (vgl. Abschnitt 7.1.3), über regionale Untersuchungen zur Wahl des Wirtgesteins, des zweckmässigen Baukonzepts und einer Einengung der möglichen Standortregion führen und schliesslich die Bestimmung eines als geeignet erkannten Standortes erlauben, welcher vor der Lagererstellung im Detail erkundet werden muss. Die Vorbereitungsarbeiten und die ersten Phasen der Lagererstellung gehen stufenweise ineinander über.

Um die Verflechtung der beginnenden Bauarbeiten mit den auslaufenden erdwissenschaftlichen Untersuchungen verständlich zu machen, soll hier ein mögliches Vorgehen bei der Realisierung eines Endlagers **nach der erfolgten Standortwahl** kurz dargestellt werden (auf die Verknüpfung mit den erforderlichen Bewilligungsverfahren wird nicht eingegangen):

- Am potentiellen, durch eine oder mehrere Tiefbohrungen von der Erdoberfläche aus erschlossenen Standort wird ein Pilot-Schacht auf die vorgesehene Endlagertiefe abgeteuft. Die genaue Schachtposition wird anhand der bereits vorhandenen Kenntnisse so gewählt, dass man ihn später als einen der beiden Endlager-Schächte verwenden kann.
- Im Raume des künftigen Zentralen Bereiches der Endlageranlagen wird ein Tiefenfelslabor angelegt, das vor Ort der Ermittlung der Gesteinseigenschaften dient und von dem aus geophysikalische Untersuchungen des Wirtgesteins, Sondierbohrungen etc. möglich sind.
- Aufgrund des so vertieften Kenntnisstandes kann die Grobplanung der Endlageranlagen vorgenommen werden (geometrische Anordnung des Stollen- und Silo-Systems, Position vom künftigen zweiten Schacht u.a.m.).
- In der Achse der künftigen Hauptstollen werden Sondierstollen vorgetrieben. Weitere Messungen und Untersuchungen dieser Untersuchungsphase führen schliesslich zur Detailauslegung des Endlagers. Zu diesem Zeitpunkt dürfte sich die Anlage eines in situ Versuchs als zweckmässig erweisen, in welchem unter realen Standortbedingungen während einiger Jahrzehnte das Verhalten von Behältermaterialien, des Bentonits, die Kenndaten für die Nuklidmigration u.a.m. beobachtet und gemessen werden können.

- Während der Bauphase - und auch später, wenn bereits der Einlagerungsbetrieb aufgenommen wurde - wird jeder neu gefräste Lagerstollen kartiert und geologisch untersucht; potentielle Störzonen, wo keine Einlagerung erfolgt, werden ausgeschieden. Geologische, geophysikalische, felsmechanische und hydrogeologische Messungen können nach Bedarf an allen offenen (unverfüllten resp. nicht ausgekleideten) Stellen des Endlagers weitergeführt werden.
- Durch sukzessive Auswertung der geeignet angelegten in situ Versuche können die Vorhersagen der Sicherheitsanalysen resp. die in diese eingehenden Parameterwerte (Korrosionsraten, Bentoniteigenschaften) verifiziert werden.
- Der Entscheidung zum endgültigen Verschluss nach der Lagerauffüllung geht die Auswertung aller laufenden und die Schlussevaluation der in situ Versuche und eine entsprechende Aufdatierung der Sicherheitsanalysen voraus.

Die Detailausgestaltung dieses Vorgehensrahmens richtet sich selbstverständlich nach den konkreten Verhältnissen eines künftigen Endlagerstandorts.

7.2.4 Kenndaten des Endlagers Typ C

Die wichtigsten Kenndaten des Endlagers für hochaktive Abfälle gemäss der bautechnischen Projektstudie sind:

Geologie

Endlagertiefe	rund 1200 m
Wirtgestein	Kristallin (Granit, von Sedimenten überlagert)

Abfälle

Verglaste hochaktive Abfälle	5'895 Gebinde
Bituminierte Abfälle	19'650 Gebinde
Zementierte Abfälle	3'930 Gebinde

Gesamtes Brutto-Volumen
der angelieferten Abfälle

- HAA	rund 1200 m ³
- MAA	rund 10000 m ³

Anlageteile

Empfangsanlage

- | | |
|--|--|
| - Abmessungen
(Länge x Breite x Höhe) | 68 m x 41 m x 24 m |
| - Funktionen | Empfang, kurze Lagerung und
Bereitstellung der HAA für die
Endlagerung |

Schächte

- | | |
|---------------|--|
| - Anzahl | 2 Stück |
| - Abmessungen | rund 1250 m tief,
Innendurchmesser 6,6 m |
| - Förderkörbe | je 2 Stück, für 25 t Last |
| - Funktionen | Vertikaltransport, Be- und
Entlüftung des Endlagers |

Zentraler Bereich untertags

- | | |
|--------------|---|
| - Aufbau | Kaverne Bau und Kaverne
Betrieb, untereinander mit
Schleuse verbunden |
| - Funktionen | Umschlag Vertikal- zu Horizon-
taltransport, Standort aller
untertägigen Hilfssysteme |

Hauptstollen

- | | |
|---------------|--|
| - Abmessungen | Lichtraumprofil ca. 60 m ² , die
Längen sind verschieden |
| - Erstellung | konventionell (durch Sprengen) |
| - Funktion | Belüftung der Anlage, horizon-
tale Beförderungswege |

Endlagersilos

- | | |
|---------------|--|
| - Anzahl | 14 Silos |
| - Abmessungen | Tiefe 51,5 m,
Innendurchmesser 10 m |
| - Erstellung | konventionell (durch Sprengen) |
| - Funktion | Einlagerungsort für zementier-
te bzw. bituminierte Abfälle |
| - Verfüllung | mit Sonderbeton und Bentonit-
Granulat |

Endlagerstollen

- Anzahl 20 oder mehr Stollen
- Abmessungen Länge 1500 m;
Innendurchmesser 3,7 m;
Gesamtlänge der Stollen rund 30 km
- Erstellung mechanisch, mit Vollschnittmaschine
- Funktion Einlagerungsort für die HAA
- Verfüllung mit Bentonitblöcken

Diverse Daten

- | | |
|--|-------------------------------|
| Ausbruchkubatur total | 1'100'000 m ³ fest |
| Vortriebsgeschwindigkeit der Vollschnittmaschine | ca. 7 m/Arbeitstag |

Bauzeit, Kosten (Basis 1984)

- | | |
|----------------------|---|
| Bauzeit Gesamtanlage | 15 Jahre (bis zur Aufnahme des Einlagerungsbetriebs; ohne geologische Untersuchungen) |
| Erstellungskosten | rund 600 Mio. Fr. |
| Betriebsmannschaft | rund 220 Personen (Einlagerungsbetrieb und parallel laufender Stollenausbruch) |

7.2.5 Option der Endlagerung von nicht wiederaufgearbeiteten Brennelementen

Bei der Option der direkten Endlagerung von nicht aufgearbeiteten abgebrannten Brennelementen entsprechen die Anlagen und Einrichtungen des Endlagers Typ C denjenigen der Hauptvariante für verglaste HAA, mit folgenden Ausnahmen:

- Das Gesamtvolumen der einzulagernden BE ist über dreimal so gross, wie dasjenige der HAA (Brutto-Volumen der BE ohne Endlagerbehälter: 3700 m³).
- Die BE werden vor der Einlagerung in Kupferbehälter eingebracht, die Hohlräume werden mit Blei ausgegossen (vgl. auch KBS-3 /11/). Dies - und die zu erwartende Oberflächenkontamination der angelieferten BE - bedingt entsprechende Modifikationen in der Auslegung der oberirdischen Empfangsanlage des Endlagers.

- Das Gesamtgewicht einer Einlagerungseinheit (Brennelemente im Kupferbehälter) beträgt 24,3 t. Bedingt durch das Lastmaximum der Förderanlage von 25 t erfolgt der Vertikaltransport durch den Schacht **ohne** eine zusätzliche Transportabschirmung. Horizontal - d.h. in der oberirdischen Empfangsanlage bis zum Förderkorb und im unterirdischen Endlagerbereich zwischen Schacht und Lagerort - werden die eingekapselten BE gleich wie HAA in Transportabschirmungen befördert.
- Der Einlagerungsvorgang und die Einbettung im hochverdichteten Bentonit entsprechen der Situation bei den verglasten HAA, mit entsprechender Anpassung der Tragfähigkeit der Manipulatoren an die höheren Gewichte.
- Der Endlagerbereich entspricht der prinzipiellen Auslegung der Hauptvariante HAA, jedoch mit grösserer Stollenlänge (bedingt durch die insgesamt grössere Wärmeproduktion der BE). Der Bedarf an Lagersilos für MAA aus der Wiederaufarbeitung reduziert sich andererseits resp. entfällt ganz.

7.2 6 Schlussfolgerungen der Projektstudie

Die im **Berichtsband NGB 85-03** beschriebene Projektstudie erlaubt die Schlussfolgerung, dass ein Endlager für hochradioaktive Abfälle unter Berücksichtigung der mengenmässigen und betrieblichen Randbedingungen sowie der bautechnisch relevanten geologischen und hydrogeologischen Gegebenheiten eines an konkreten Verhältnissen orientierten Modell-Datensatzes mit den heute vorhandenen technischen Mitteln machbar ist.

7.3 Geologische Voraussetzungen

Der in die Sicherheitsanalysen eingehende Modell-Datensatz Geosphäre und die geologischen und hydrogeologischen Grundlagen, welche dem Datensatz zugrundeliegen, sind in zwei umfangreichen Abschnitten 3 und 4 des Berichtsbandes NGB 85-04 beschrieben, die sich ihrerseits auf mehrere fachspezifische Referenzberichte stützen. Der Schwerpunkt dieser Zusammenfassung wurde auf die Darstellung der einzelnen Modell-Datensätze Tektonik, Geologie und Hydrogeologie gelegt; für ihre Ableitung aus den Untersuchungsergebnissen sei der fachlich interessierte Leser auf den Band NGB 85-04 und die entsprechenden Referenzberichte verwiesen.

7.3.1 Zur Bedeutung der Geosphäre für die Sicherheit der Endlagerung

Die Geosphäre beeinflusst die Sicherheit der Endlagerung auf mehrfache Weise:

Einflussbereich Mechanik/Tektonik:

- Die Mächtigkeit der Ueberdeckung schützt vor einem mutwilligen oder unbeabsichtigten menschlichen Zugriff, Sabotage und kriegerischen Handlungen.
- Die Tiefenlage schützt die Integrität der Endlagerbarrieren vor den Einflüssen der Erosion durch Wasser und Eis.
- Die Anlage des Endlagers in einer stabilen Gesteinsscholle schützt die Integrität der technischen Barrieren vor tektonischer Beanspruchung und Erdbeben.

Einflussbereich Hydrogeologie

- Durch geeignete Wahl von Wirtgestein und Standort können das Wasserangebot im Endlagerbereich klein und die Wasserfließgeschwindigkeiten niedrig gehalten werden.
- Kleiner Wasserfluss schliesst die Erosion der Bentonit-Verfüllung - einer wichtigen technischen Barriere - aus.
- Kleiner Wasserfluss und lange Fließwege führen zu langen Migrationszeiten vom Endlager zur Biosphäre.

- Grosser Wasserfluss in endlagerfernen Aquiferen sorgt potentiell für eine wirksame Vorverdünnung von kontaminiertem Grundwasser auf seinem Weg zur Erdoberfläche.

Einflussbereich Geochemie:

- Reduzierende chemische Bedingungen begrenzen die Löslichkeit wichtiger Radionuklid-Verbindungen im Grundwasser.
- Geeigneter Grundwasserchemismus reduziert die Korrosionsraten der Abfallbehälter.
- Die geochemischen Bedingungen beeinflussen die Retardation migrierender Radionuklide durch Sorption und Matrix-Diffusion, ihre Diffusion und Dispersion.

Diese Faktoren beeinflussen die Wahl einer bestimmten Formation für die Anlage eines Endlagers.

7.3.2 Das Untersuchungsprogramm der Nagra, Resultatübersicht

Seit 1978 läuft das regionale Untersuchungsprogramm Nordschweiz der Nagra, das mit der Aufnahme der Tiefbohrungen 1982 in eine prospektiv-experimentelle Phase getreten ist. Das Programm wurde im Zwischenbericht der Nagra (NTB 83-02, Abschnitt 9.5.5) im April 1983 zusammenfassend dargestellt, die Berichterstattung zum Projekt Gewähr 1985 bringt eine erste systematische Uebersicht über die vor Ende 1984 vorliegenden Resultate.

Die aus Tiefbohrungen und geophysikalischen Messungen gewonnenen Daten haben die vor Aufnahme der Untersuchungen der Nagra aufgrund von Oberflächenbeobachtungen vertretenen Lehrmeinungen über die Verhältnisse im kristallinen Untergrund der Nordschweiz und im Bereich des Deckgebirges zum Teil bestätigt und zu präzisieren erlaubt, zum anderen Teil aber verändert:

- a) Die Untersuchungen führten zur Entdeckung des **Nordschweizerischen Permokarbon-Trogs (NPT)**, der zwar als Hypothese schon im vorigen Jahrhundert postuliert, aber erst durch die Tiefbohrungen und seismische Messungen nachgewiesen und kartiert werden konnte. Der Nachweis des NPT hat die Geologie der Nordschweiz um wesentliche Erkenntnisse bereichert.

Die entsprechende, rund 50 Millionen Jahre (50 Ma) dauernde erdgeschichtliche Zeitspanne des Jungpaläozoikums (ca. 300 bis 250 Ma) war aus diesem Gebiet bisher nur lückenhaft bekannt. Die wesentlichen geologischen Resultate sind (vgl. Fig. 27 und 28):

- Der Permokarbon-Trog wurde im Jungpaläozoikum angelegt. Dabei handelt es sich um eine komplizierte trogförmige Senke, in der eine untere, stark deformierte oberkarbonisch-unterpermische Sedimentfüllung von oberem Perm (Rotliegend) überlagert wird.
 - Der Permokarbon-Trog ist heute in seinen Umrissen im Gebiete der zentralen Nordschweiz bekannt. Die vermutete westliche und östliche Verbindung zu benachbarten Ablagerungsräumen mit ähnlichem Gesteinsinhalt ist noch spekulativ.
 - In der Sondierbohrung Weiach wurden bedeutende Kohlevorkommen in einer Tiefe von rund 1450 m bis 1900 m gefunden.
 - Die meisten der am Rande des NPT auftretenden Verwerfungen wurden im Tertiär (ca. 45 bis 25 Ma) reaktiviert und haben sowohl das Deckgebirge als auch den Gang der späteren Jurafaltung (ca. 10 bis 8 Ma) beeinflusst.
- b) Auch im Bereich des Deckgebirges (Mesozoikum - Tertiär) haben seismische Daten zur weiteren Abklärung der geologischen Struktur beigetragen:
- Profile durch den Kettenjura haben es erlaubt, die Tiefenstruktur des östlichen Teils dieser Gebirgskette besser zu verstehen.
 - Erstmals konnte eine kompressive Juratektonik auch im eigentlichen Tafeljura nachgewiesen werden.

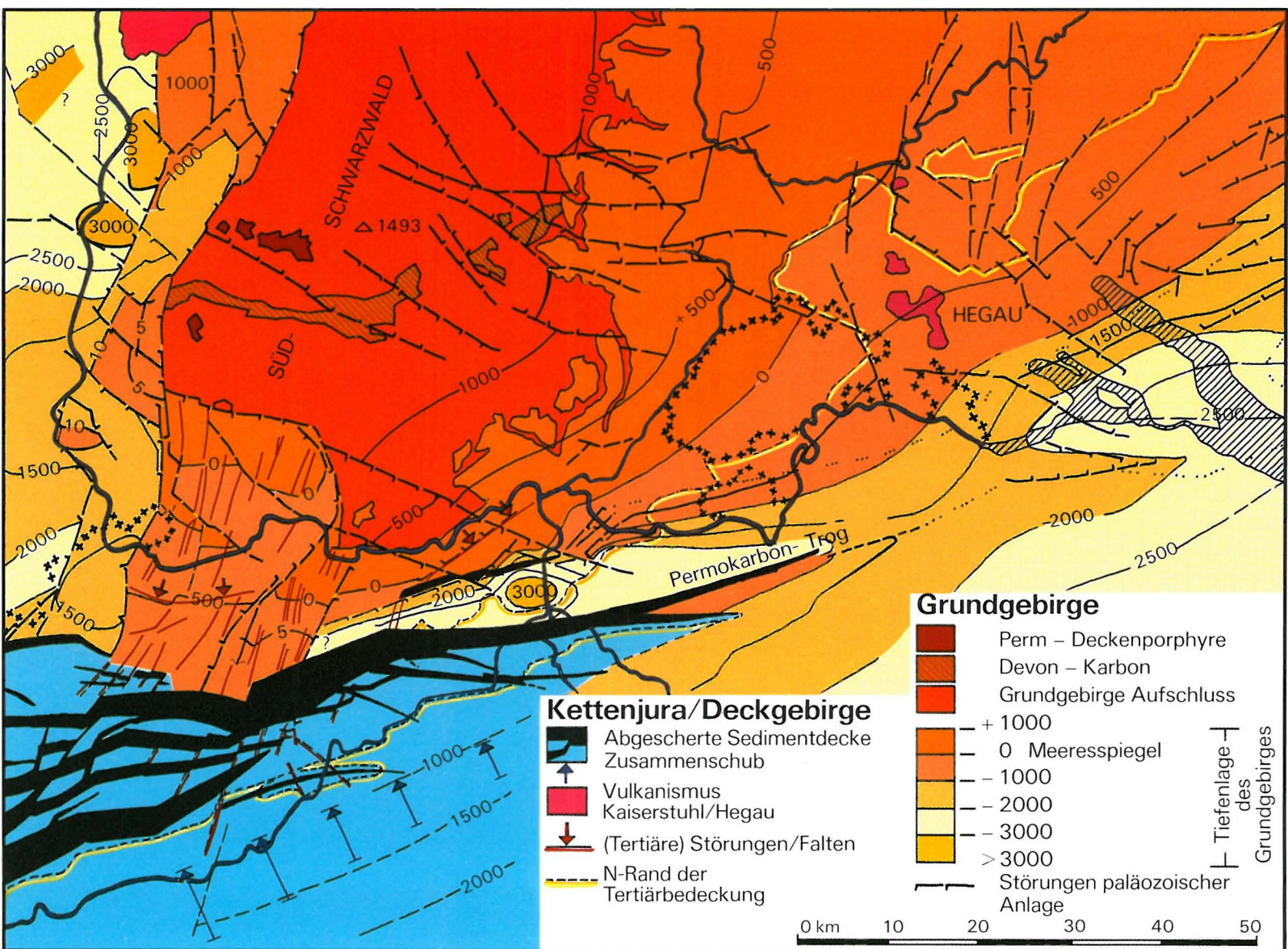


Fig. 27: Schematische tektonische Uebersichtskarte der Region Nord-schweiz.

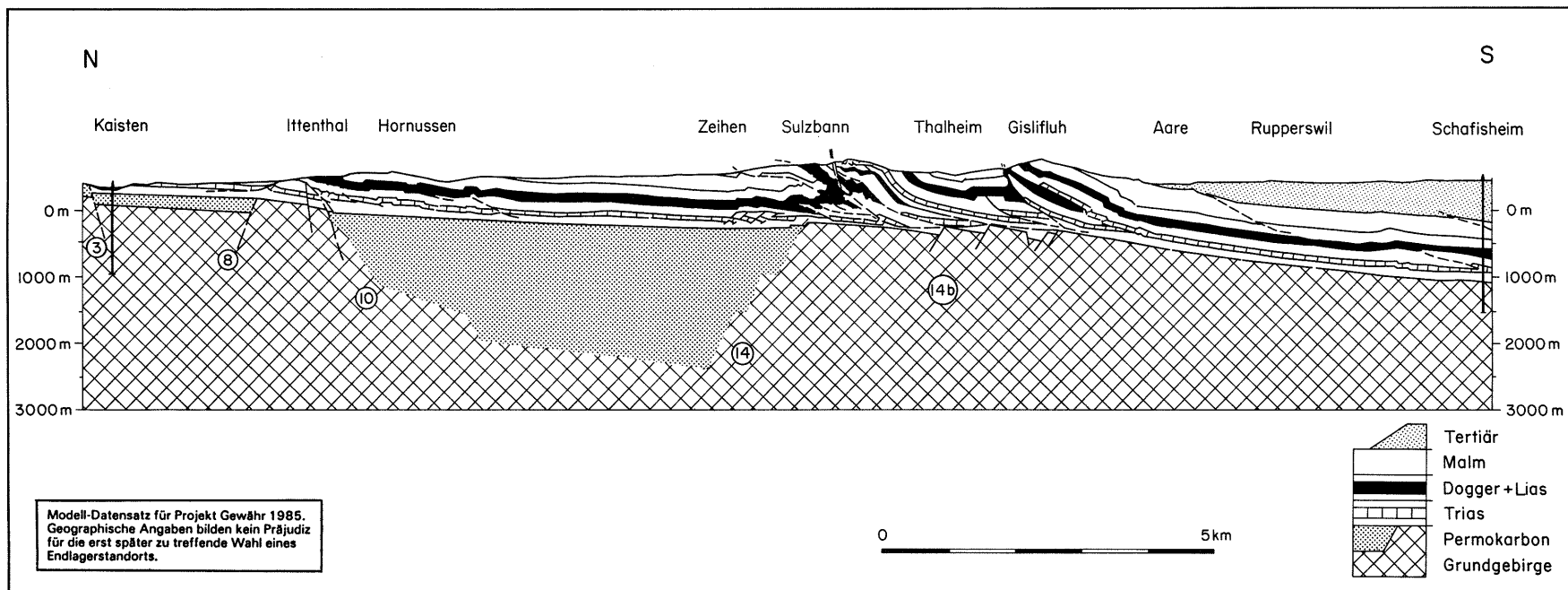


Fig. 28: Geologisches Profil entlang einer reflexionsseismischen Messlinie in nord-südlicher Richtung durch die Untersuchungsregion Nordschweiz. (Die Numerierung der Verwerfungen bezieht sich auf die Tabelle 21.)

- c) In den fünf bisher abgeschlossenen und der sechsten zum Zeitpunkt der Berichterstattung noch in Betrieb befindlichen Tiefbohrung konnten wesentliche hydrogeologische und hydrochemische Informationen gewonnen werden, insbesondere über die Gesteinspermeabilitäten und Druckspiegelhöhen der Tiefengrundwässer (vgl. Tabelle 20 und Fig. 29), ihre chemische Zusammensetzung und z.T. ihr Alter. Diese Daten sowie die Resultate weiterer regionaler hydrogeologischer Untersuchungsprogramme an rund 120 Quellen und Wasserfassungen, an Grundwässern und an Oberflächengewässern wurden zur Eichung und zur Validierung von hydrodynamischen Modellen eingesetzt.

Zwei unterschiedlich detaillierte Modelle nach der Methode der finiten Elemente (vgl. Fig. 30 und 31), einerseits für das grossräumige Gebiet zwischen Alpen und Schwarzwald, und andererseits für eine kleinere Region zwischen Aare und Rhein, erlaubten die Modellierung der Grundwasser-Strömungsverhältnisse für Wasserleiter in allen wichtigen geologischen Stockwerken. Die Untersuchungen und die Modellrechnungen ergaben für die Region der Nordschweiz zwischen Aare und Rhein folgende Ergebnisse:

- Im kristallinen Grundgebirge herrschen artesische Druckverhältnisse.
- Im Rheintal unterhalb Koblenz bis Säckingen, wo die abdichtenden Evaporite des mittleren Muschelkalks wegen Erosion fehlen, besteht eine Exfiltrationszone für tiefes Grundwasser aus Kristallin, Perm und Buntsandstein zum Rhein.
- Dieser Abschnitt des Rheintals stellt daher eine Konvergenzzone für die Grundwassermigration im Grundgebirge aus Norden, Osten und Süden dar (Fig. 30).
- Von besonderer Bedeutung ist die Hydrochemie der südlichen Komponente des Tiefengrundwassers, da diese sehr wahrscheinlich aus dem NPT stammt und von dorthier hochsalin角度 und mit Kohlewasserstoffen markiertes Wasser bringt.
- Wichtig ist ausserdem eine recht klare hydrogeologische und hydrochemische Grenze zwischen einem oberen und einem tieferen Kristallinbereich mit unterschiedlichen Permeabilitäten, Wassersalinität und Redox-Bedingungen (vgl. Fig. 29), wie sie in der Sondierbohrung Böttstein angetroffen wurde.

Tabelle 20: Übersicht der Durchlässigkeitswerte aus Messungen in Tiefbohrungen der Nagra (in m/s, vorläufige Werte)

Formation	Böttstein	Weiach	Riniken	Kaisten	Schafisheim
Oberer Malm		$1 \cdot 10^{-7} - 6 \cdot 10^{-7}_{(2)}$			—
Unterer Malm/ Oberer Dogger		$10^{-12} - 10^{-11}_{(2)}$	—		—
Unterer Dogger/ Lias/Keuper		$4 \cdot 10^{-11}$	$5 \cdot 10^{-9}$ (Schilf) $2 \cdot 10^{-14} - 6 \cdot 10^{-13}$		$< 10^{-12} - 10^{-11}_{(7)}$
Oberer Muschelkalk	$3 \cdot 10^{-6}$	10^{-6}	$7 \cdot 10^{-7}$		$3 \cdot 10^{-11} - 8 \cdot 10^{-8}_{(2)}$
Mittlerer Muschelkalk	—	10^{-11}	$< 10^{-12}$		$\ll 10^{-11}$
Bundsandstein	$2 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-7} - 3 \cdot 10^{-7}_{(2)}$	$2 \cdot 10^{-6}$	10^{-6}	10^{-9}
Permokarbon	—	$4 \cdot 10^{-12} - 2 \cdot 10^{-8}_{(8)}$	$5 \cdot 10^{-13} - 5 \cdot 10^{-8}_{(7)}$	$2 \cdot 10^{-5}$	
Kristallin	siehe Fig. 29	$2 \cdot 10^{-11} - 1 \cdot 10^{-9}_{(12)}$		$< 10^{-11} - 8 \cdot 10^{-6}_{(48)}$	$< 10^{-12} - > 10^{-6}_{(20)}$
Formation nicht durchbohrt — nicht gemessen ⁽²⁾ Anzahl Messungen (Schilf): Schilfsandstein					

d) Detaillierte Untersuchungen an den Gesteinen des Grundgebirges, besonders am Granit (der als Wirtgestein des Modell-Datensatzes im Projekt Gewähr 1985 gewählt wurde), aber auch an den Sedimentgesteinen, haben umfangreiches neues Datenmaterial erbracht, das ihre Charakterisierung ermöglicht und ihre Eignung als potentielle Wirtgesteine abzuschätzen erlaubt. (Vorläufige Schlussfolgerungen siehe Abschnitt 7.3.3).

e) Schliesslich erlaubten die Ergebnisse eines umfangreichen neotektonischen Untersuchungsprogramms die Aufstellung plausibler Bilder der tektonischen Zukunft der potentiellen Endlagerregion (vgl. Abschnitt 7.3.7).

Die Auswirkung der erarbeiteten Ergebnisse auf das langfristige Ziel der Nagra in der Untersuchungsregion Nordschweiz - die Endlagerung hochaktiver Abfälle vorzubereiten - wird im folgenden Abschnitt diskutiert.

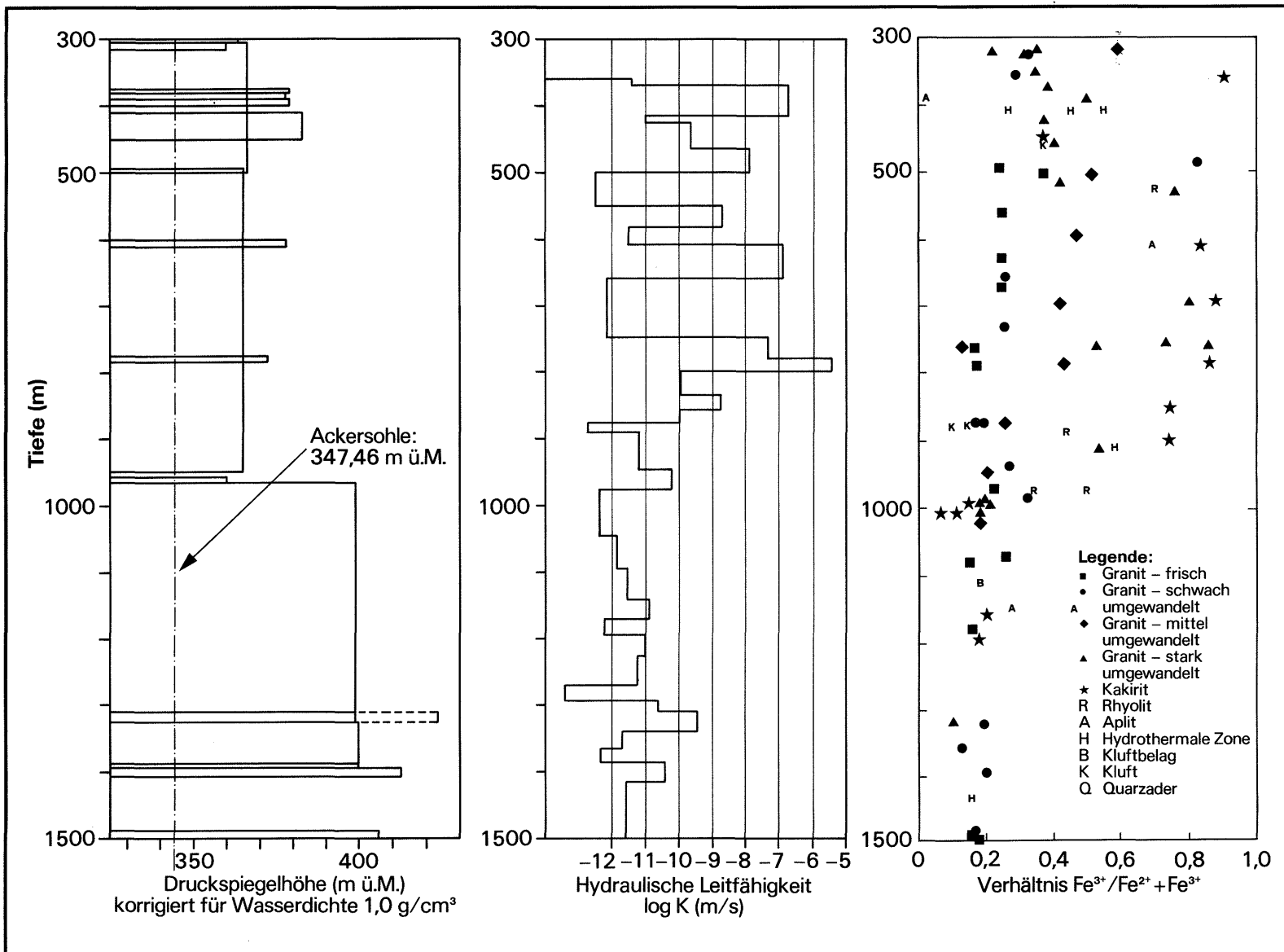


Fig. 29: Hydraulische Konduktivität K (m/s), Druckspiegelhöhen und Oxydationsgrad des Gesteins in der Tiefbohrung Böttstein.

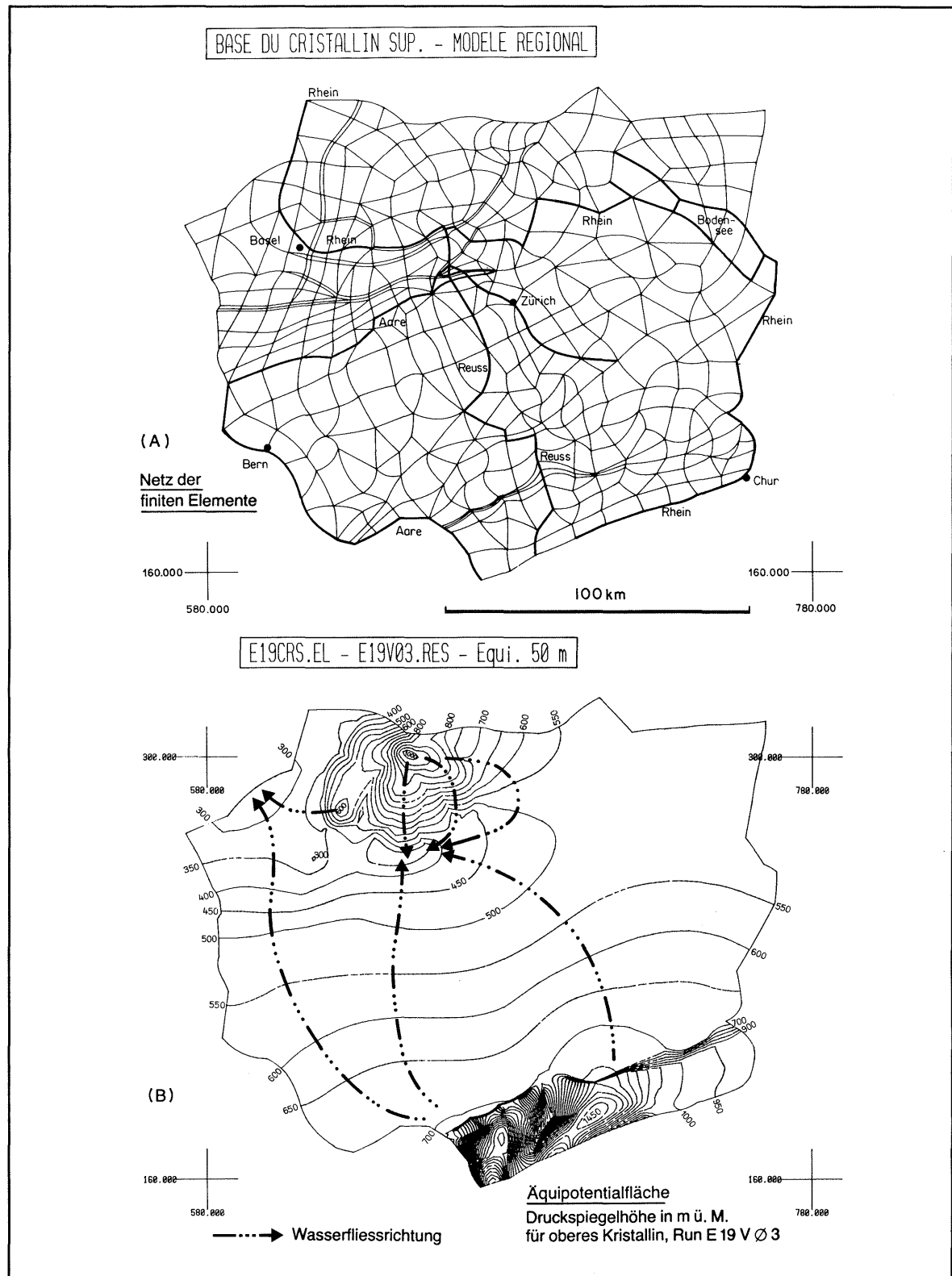


Fig. 30: Regionales hydrodynamisches Modell: Netz der finiten Elemente, Äquipotentialflächen und Wasserfliessrichtung im oberen Kristallin.

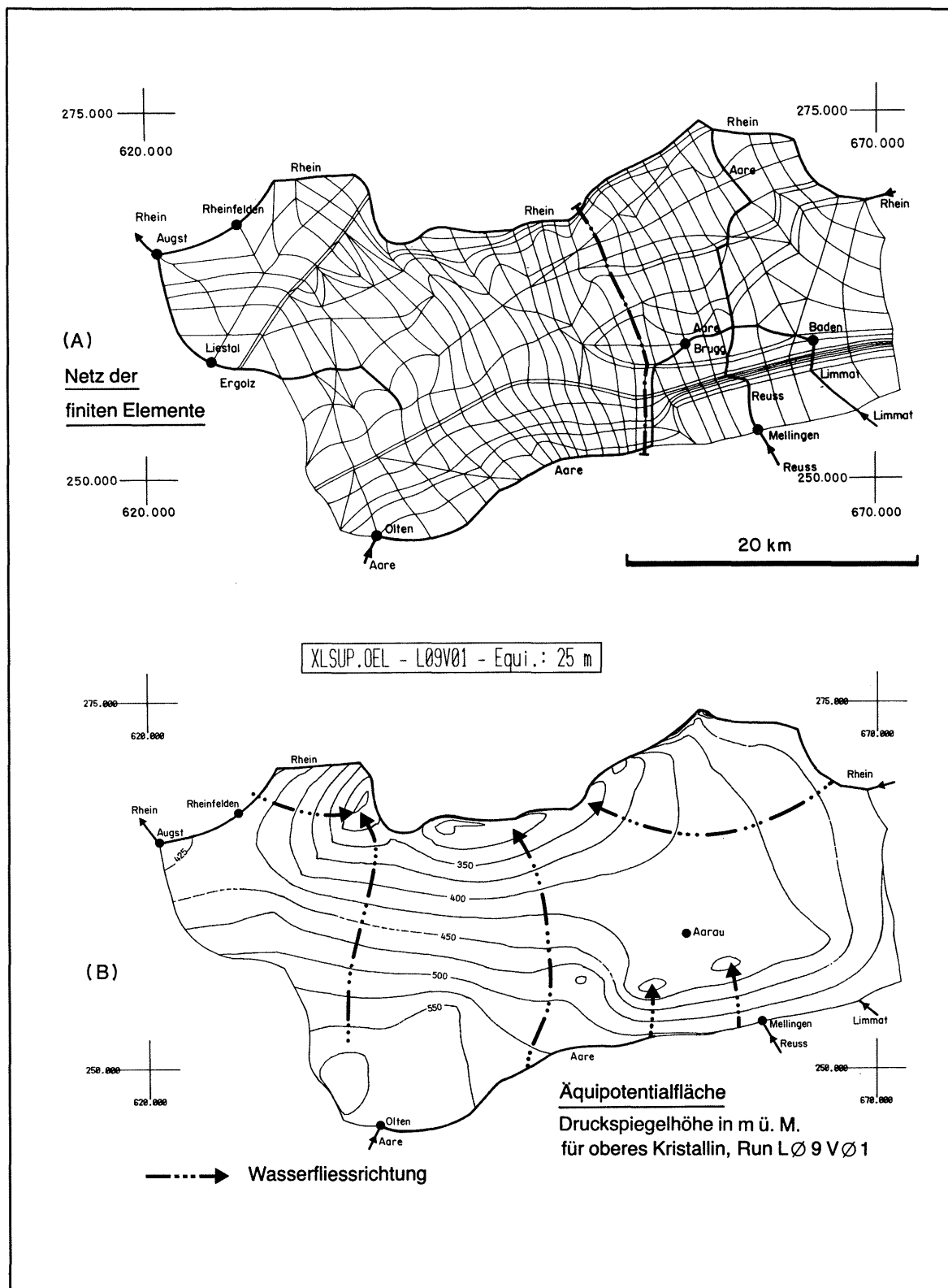


Fig. 31: Lokales hydrodynamisches Modell: Netz der finiten Elemente, Äquipotentialflächen und Wasserfliessrichtung im oberen Kristallin.

7.3.3 Kriterien zur Standortwahl eines Endlagers; Bestimmung des Modell-Datensatzes für das Projekt Gewähr 1985

Wie im Abschnitt 7.1.2 dargestellt, wurde für das Projekt Gewähr 1985 aus mehreren Möglichkeiten das Endlagerkonzept eines bergmännisch erstellten Systems von Stollen und Silos im kristallinen Grundgebirge der Nordschweiz gewählt. Zur Bestimmung eines diesem Konzept adäquaten Standorts müssen geeignete Kriterien formuliert werden.

Weil wegen des Modell-Charakters des Projekts Gewähr 1985 (PG'85) keine definitive Standortwahl möglich ist (siehe Abschnitt 5.6), den Sicherheitsanalysen aber konkrete Daten zugrundeliegen müssen, wird die Konkretisierung der Sicherheitsbetrachtungen anhand eines **Modell-Datensatzes** durchgeführt. Der erdwissenschaftliche Datensatz wird - wenn immer möglich - aus beobachteten und gemessenen Felddaten abgeleitet, die an konkreten Orten erhoben worden sind.

Innerhalb des gewählten Endlagerkonzepts wird ein Lagerstandort (resp. im PG'85 sein Modell-Datensatz) hauptsächlich durch vier Randbedingungen bestimmt:

- a) Genaue Spezifikation des Wirtgesteins (im PG'85: Granit, wie in der Sondierbohrung Böttstein angetroffen),
- b) zulässige Felstemperatur im Endlagerbereich (im PG'85: ca. 55 °C) und daraus resultierende maximale Endlagertiefe (im PG'85: rund 1200 m),
- c) genügender Abstand von grossen tektonischen Störzonen, d.h. die Lage der Endlagerzone innerhalb stabiler Schollen,
- d) günstige hydrodynamische Situation, d.h. genügend lange Fliesswege und kleine Fliessmengen der Tiefengrundwässer.

Die Bestimmung des Modell-Datensatzes muss den typischen Gegebenheiten der - geographisch auf die Nordschweiz begrenzten - Untersuchungsregion Rechnung tragen.

Die Modell-Daten sind in den folgenden Abschnitten angegeben, hier soll ihre Auswahl und Bedeutung kommentiert werden.

Als **Wirtgestein** wurde der Böttstein-Granit gewählt, wie er zwischen rund 300 bis 1500 m Tiefe erbohrt wurde. Die laterale Ausdehnung des Granitkörpers sowie das Auftreten weiterer ähnlicher Körper im Untergrund der Nordschweiz ist beim heutigen Stand der Technik nur mit Tiefbohrungen direkt nachzuweisen. Vergleiche mit benachbarten Kristallin-Aufschlussgebieten (Vogesen, Schwarzwald) rechtfertigen die Annahme des Modell-Datensatzes, dass der Granitkörper genügende Dimension aufweist.

Als andere mögliche Wirtgesteine konnten im Untersuchungsgebiet z.B. permokarbonische Sedimente und Anhydrite des Mittleren Muschelkalks und des Gipskeupers nachgewiesen werden, wobei insbesondere die letzteren interessant erscheinen. Diese Optionen werden jedoch im vorliegenden Bericht nicht weiterverfolgt, die Sicherheitsanalysen des Projekts Gewähr 1985 sind auf die Verhältnisse im Kristallin ausgerichtet. Der Hinweis auf alternative Gesteine erfolgt, um zu zeigen, dass es neben dem Granit noch andere, vielversprechende Wirtgesteinsoptionen gibt.

Die maximal zulässige **Felstemperatur** wird einerseits durch praktische Gesichtspunkte des Endlagerbaus und -betriebs gegeben, andererseits dadurch, dass als Folge der Wärmeentwicklung im Abfall die Ursprungstemperatur im Fels noch erhöht wird, und dass auch die erhöhte Temperatur in genügend grossen Bereichen der Bentonitverfüllung 100 °C nicht überschreiten sollte. Diese Bedingungen führen zur Begrenzung der Felstemperatur auf etwa 55 °C, woraus die maximale Tiefe der Endlagerzone im Modell-Datensatz ermittelt werden kann.

Die Temperatur-Situation und die Lage der grösseren **tektonischen Störzonen** (drittes Kriterium) ist in Fig. 32 dargestellt. Man ersieht, dass beim Festhalten am Wirtgestein Kristallin nur die Bereiche nördlich und z.T. südlich des Permokarbons in Frage kommen. Dem Modell-Datensatz liegt die Situation am Nordrand des NPT zugrunde: Das Endlager wird in einer der mehrere Kilometer breiten, tektonisch stabilen Kristallinschollen angenommen, in genügendem Abstand von grösseren Störungszonen.

Die herrschende **hydrodynamische Situation** schliesslich ist durch die geographische Eingrenzung der Fig. 32 gegeben. Im Modell-Datensatz wird angenommen, dass sich das Endlager in der grossräumigen Exfiltrationszone um den Rhein (vgl. Fig. 30) befindet.

Diese Situation kann nicht als besonders günstig bezeichnet werden, für die Sicherheitsbetrachtungen ist die Zugrundelegung einer bevorzugten Wasserbewegung in Richtung der Erdoberfläche eine besonders konservative Randbedingung. Die ausgeprägte vertikale Zonierung der hydrogeologischen Verhältnisse (Fig. 29) unter den Bedingungen des Modell-Datensatzes führt zur Anlage des Endlagers in einem Kristallinbereich mit kleinen Permeabilitäten und reduzierenden Bedingungen, auf einer Tiefe von rund 1200 m.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die Bestimmung des Modell-Datensatzes der angetroffenen natürlichen Situation vorsichtig Rechnung trägt: Es dürfte sowohl innerhalb als auch ausserhalb der gegenwärtigen Untersuchungsregion Nordschweiz Standortgebiete geben, die bezüglich ihrer sicherheitstechnischen Eignung zumindest gleichwertig sind.

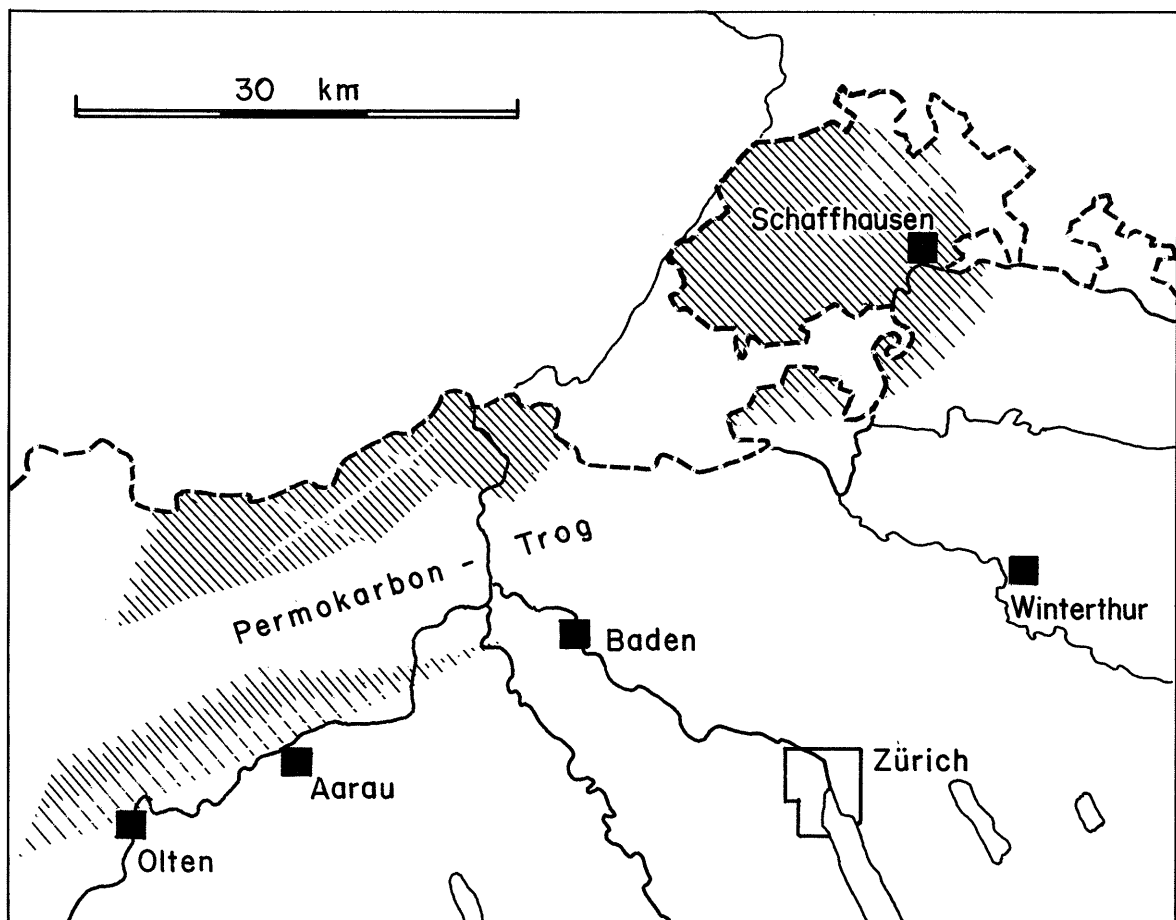


Fig. 32: Uebersichtskarte mit potentiellen Standortgebieten für ein Endlager Typ C in der Untersuchungsregion Nordschweiz für das im Projekt Gewähr 1985 dargestellte Endlagerkonzept (für andere Wirtgesteine als Kristallin und andere Baukonzepte ergeben sich andere potentielle Standortgebiete).

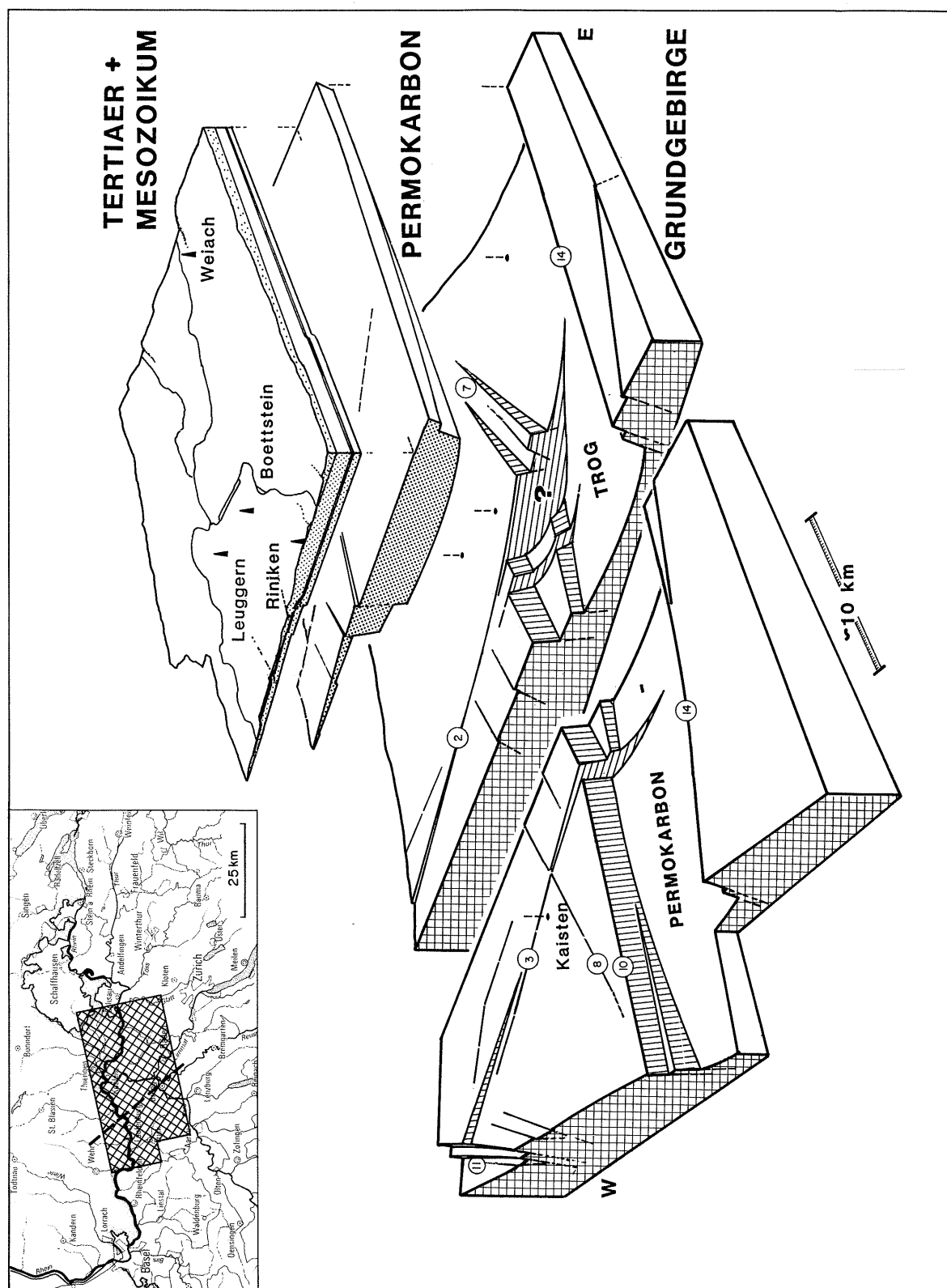


Fig. 33: Schematische Darstellung der tektonischen Struktur des Untersuchungsgebiets. (Die Numerierung der Verwerfungen bezieht sich auf die Tabelle 21.)

7.3.4 Modell-Datensatz Tektonik

7.3.4.1 Regionale Situation

Die geographische Lage der tektonischen Einheiten im Raume Schwarzwald/Nordschweiz ist aus Fig. 33 ersichtlich, die Charakterisierung der Störungszonen ist in der Tabelle 21 kompiliert. Für den lokalen Modell-Datensatz interessant ist die Situation nördlich des Permokarbondrogs (NPT), wo das im Schwarzwald aufgeschlossene Grundgebirge eine mit rund 30° nach Süd/Südost einfallende Flanke bildet, die durch mehrere z.T. grosse Verwerfungen in Schollen gegliedert ist.

7.3.4.2 Geologische Strukturen im Lokalebereich

Abgeleitet aus der regionalen Situation und aus Daten der Tiefbohrungen wurden für den Modell-Datensatz folgende, für die nördliche Schulter des NPT typische strukturelle Daten angenommen (Fig. 34):

- a) Grundgebirgsoberfläche: Südostfallend 30°.
- b) Keine im Tertiär/Quartär reaktivierten Störungen auf der Oberfläche.
- c) Der Granit wird von kakiritisierten Störungszonen durchsetzt (vgl. Abschnitt 7.3.5). Die Kakirite sind z.T. durch hydrothermale Mineralbildungen verkittet, zum anderen Teil zeigen sie teils poröse, teils dichte Quarzadern und -klüfte.
- d) Auf der Sohle - 1200 m queren vier grössere, die Anordnung des Endlagers bestimmende Störungen mit hydraulischer Konduktivität K über 10^{-9} m/s den Endlagerbereich (vgl. auch Fig. 23).
- e) Der Abstand der Endlagerzone zur nächsten grossen, post-mesozoisch reaktivierten Störungszone beträgt 1500 bis 2000 m.
- f) Eine Reaktivierung der Störungszonen d) kann vermutet werden.

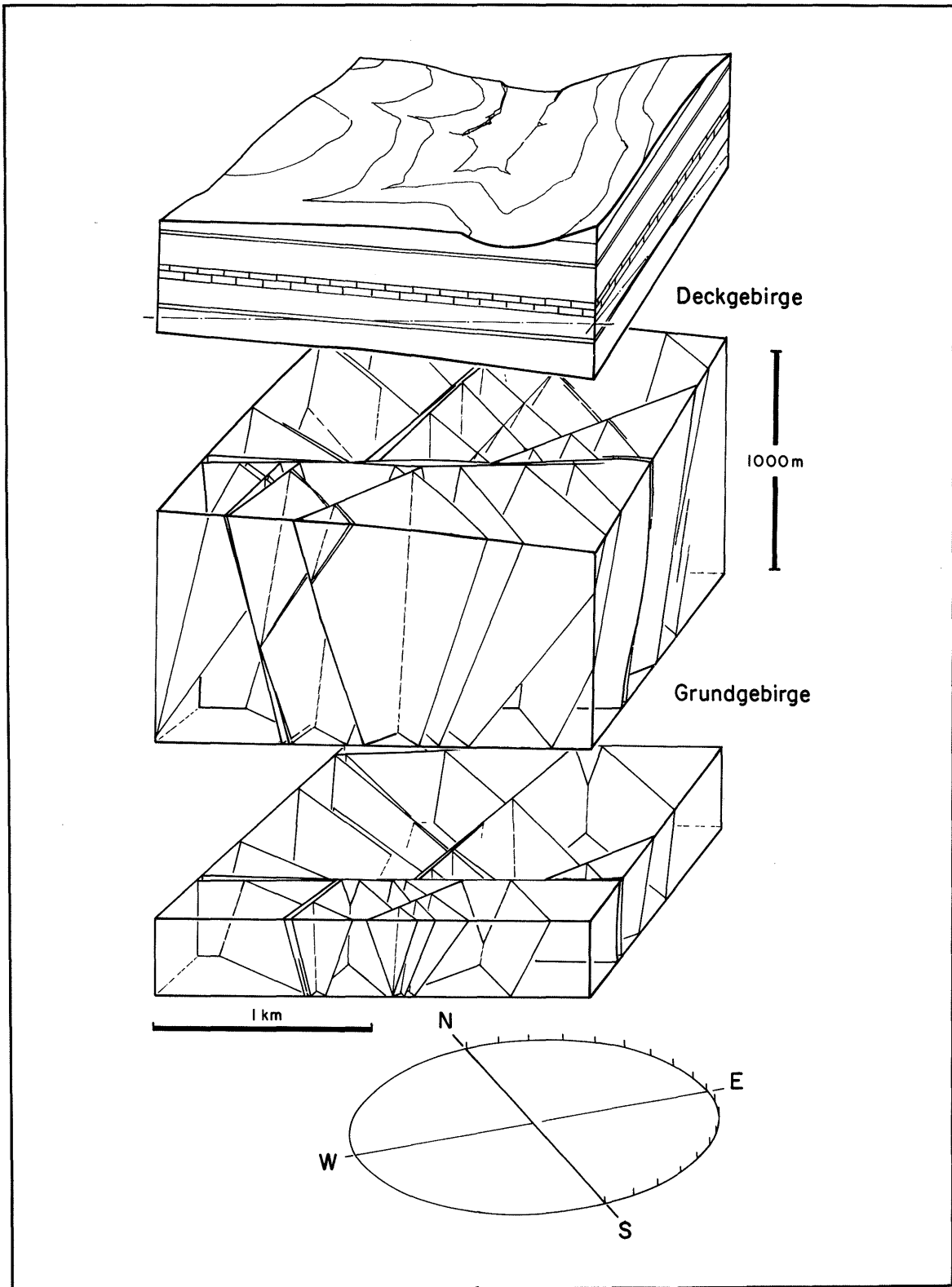


Fig. 34: Struktur des Modell-Endlagerbereichs:
Räumliche Lage kakiritischer Störzonen

7.3.5 Modell-Datensatz Geologie

Als Wirtgestein wird wie gesagt Granit angenommen, wie er in der Sondierbohrung Böttstein zwischen rund 300 bis 1500 m Tiefe erbohrt wurde. Der Granitkörper besteht zum grössten Teil aus grobkörnigen, porphyrischen Biotitgraniten, mit untergeordneten Anteilen von aplitischen, pegmatitischen und rhyolitischen Ganggesteinen. Durch die Zerschierung des Granits an Bewegungsfugen (Verwerfungen, Störungen) bei sprödem Verhalten des Gesteins entstanden sogenannte Kakirite. Im Bereich der Kakiritzonen ist der Granit hydrothermal umgewandelt: Die Umwandlung führte meist zu einer weitgehenden selektiven Vertonung der Plagioklasse.

7.3.6 Modell-Datensatz Hydrogeologie und Geochemie

Dem Modell-Datensatz liegen einerseits hydrogeologische und hydrochemische Detail-Untersuchungen zugrunde, andererseits die Ergebnisse der lokalen Modellierung der Wasserbewegung am Nordrand des Permokarbondrogs anhand der regionalen und lokalen hydrodynamischen Modelle. Eine repräsentative hydrogeologische und -chemische Situation im kristallinen Untergrund ist in Fig. 29 dargestellt.

Für eine Charakterisierung der Wasserfliesswege ist es zweckmässig zwischen "permeablen" und "weniger permeablen" Bereichen zu unterscheiden. Als wenig permeabel werden Bereiche mit hydraulischer Leitfähigkeit K unter 10^{-11} m/s definiert.

Als permeable Bereiche konnten folgende Fliesssysteme identifiziert werden:

- System I - Kakirit mit Quarzadern:

Drusige bis poröse wasserführende Quarzadern eingebettet in mehr oder minder mächtigen dichten Kakiritzonen bilden rund 50 % aller wasserführenden Systeme. $K = 10^{-7}$ bis 10^{-9} m/s. Mittlerer Abstand vertikal rund 150 bis 200 m, horizontal rund 60 bis 80 m.

- System II - Kakirit in Verbindung mit Ganggesteinen

Mächtiger (über 0,3 m) aplitische und pegmatitische Ganggesteine, die durch kakiritische Zonen durchquert werden oder versetzt sind, bilden rund 30% aller wasserführenden Systeme. $K = 10^{-6}$ bis 10^{-8} m/s. Mittlerer Abstand vertikal rund 300 bis 400 m, horizontal rund 120 bis 160 m.

• System III - Stark geklüftete Ganggesteine

Mächtigere (über 0,3 m) aplitische und pegmatitische Ganggesteine mit engständiger Klüftung (nicht verheilte Klüfte bzw. Scherzonen) bilden die restlichen 20% aller wasserführenden Systeme. $K = 10^{-7}$ bis 10^{-11} m/s. Mittlerer Abstand vertikal rund 400 m, horizontal rund 250 m.

Für die Modellierung im weniger permeablen Bereich mit hydraulischen Konduktivitäten um 10^{-12} m/s kann messtechnisch nicht mehr zwischen einem porösen und einem geklüfteten Medium unterschieden werden. Die getroffene Annahme der Konzentration der Wasserführung auf Mikrorisse ist vom Standpunkt der Nuklidretardation durch Sorption und Matrix-Diffusion konservativ.

Die **Wasserfliesswege** führen - entsprechend der regionalen Situation der Fig. 30 - vom Endlagerbereich schräg hoch gegen Norden, in Richtung Rhein. Die Situation ist schematisch in Fig. 35 dargestellt. Die Modellrechnungen für die quantitative Erfassung der lokalen Wasserbewegungen wurden im Sinne der Parametervariation für den ganzen, realistischerweise anzunehmenden Streubereich der hydrogeologischen Parameter durchgeführt. Der Streubereich der Resultate (lokales Modell) wird in Fig. 36 gezeigt. Vom sicherheitstechnischen Standpunkt her besonders ungünstig ist die Situation a), wenn durch extreme Annahmen ein steiler (74°) Fluss nach oben zum permeablen Kristallinbereich erfolgt, mit anschliessendem relativ schnellem Wasserfluss gegen Norden (nach links) zum Vorfluter.

Diese konservative Variante des hydrogeologischen Modell-Datensatzes wird in den Sicherheitsanalysen ausgewertet. Den Resultaten in Fig. 36 liegt die Annahme einer mittleren hydraulischen Konduktivität im Endlagerbereich von $K = 10^{-11}$ m/s zugrunde. Für den hydraulischen Gradienten liefert das Modell Werte um 0,01 bis 0,02; als Referenzwert im Endlagerbereich gilt $i = 0,012$. Eine Feinmodellierung der Fliesssituation im Endlagerbereich ist im Abschnitt 7.5.3. beschrieben.

Dem **Modell-Chemismus** der Tiefengrundwässer am Endlagerort wurden schliesslich die in der Sondierbohrung Böttstein tatsächlich ermittelten Werte zugrunde gelegt (Tabelle 22).

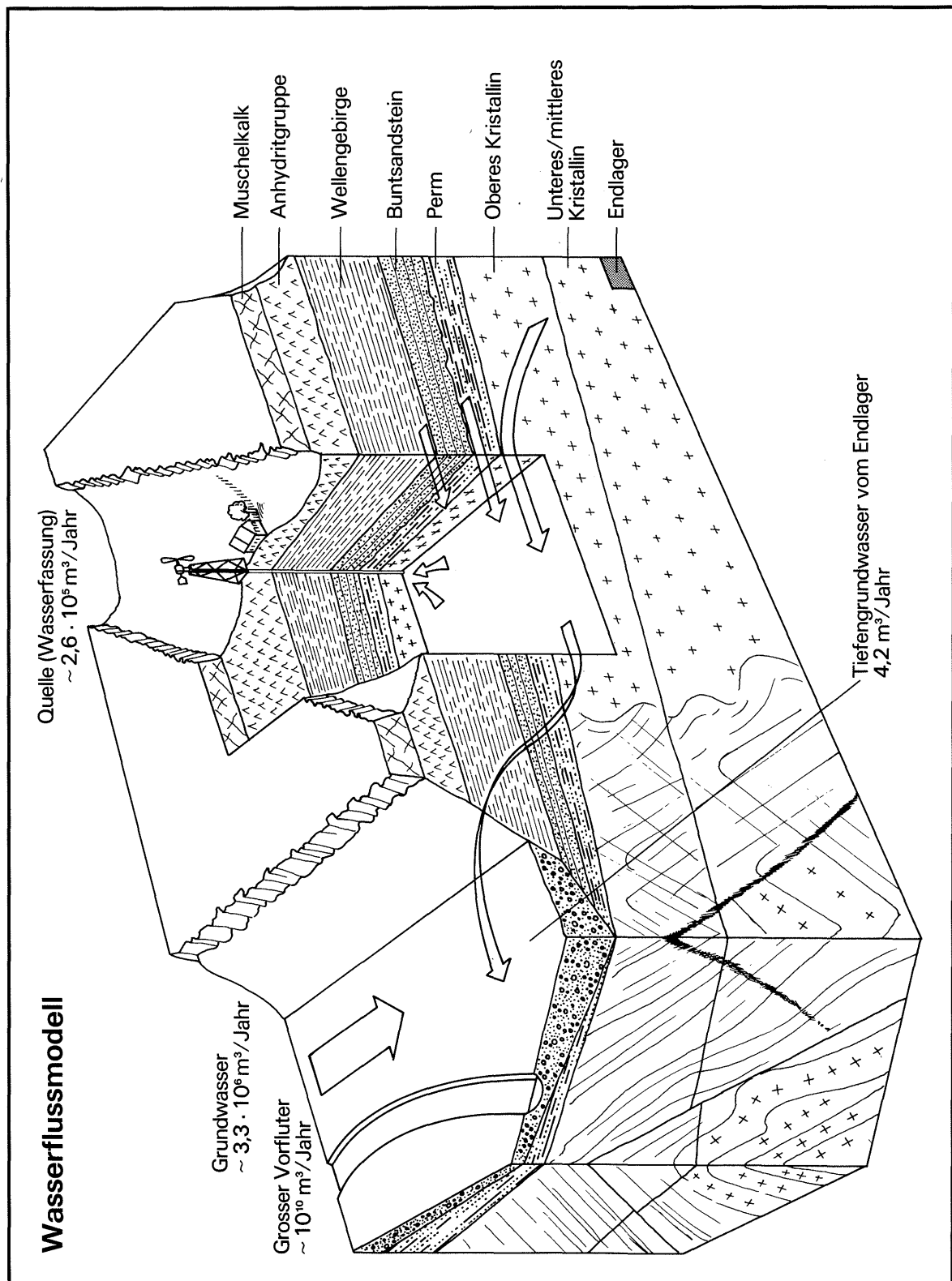


Fig. 35: Schematische Darstellung der Wasserbewegung vom Endlagerbereich im Kristallin in der Hauptrichtung Vorfluter Nord (Rhein).

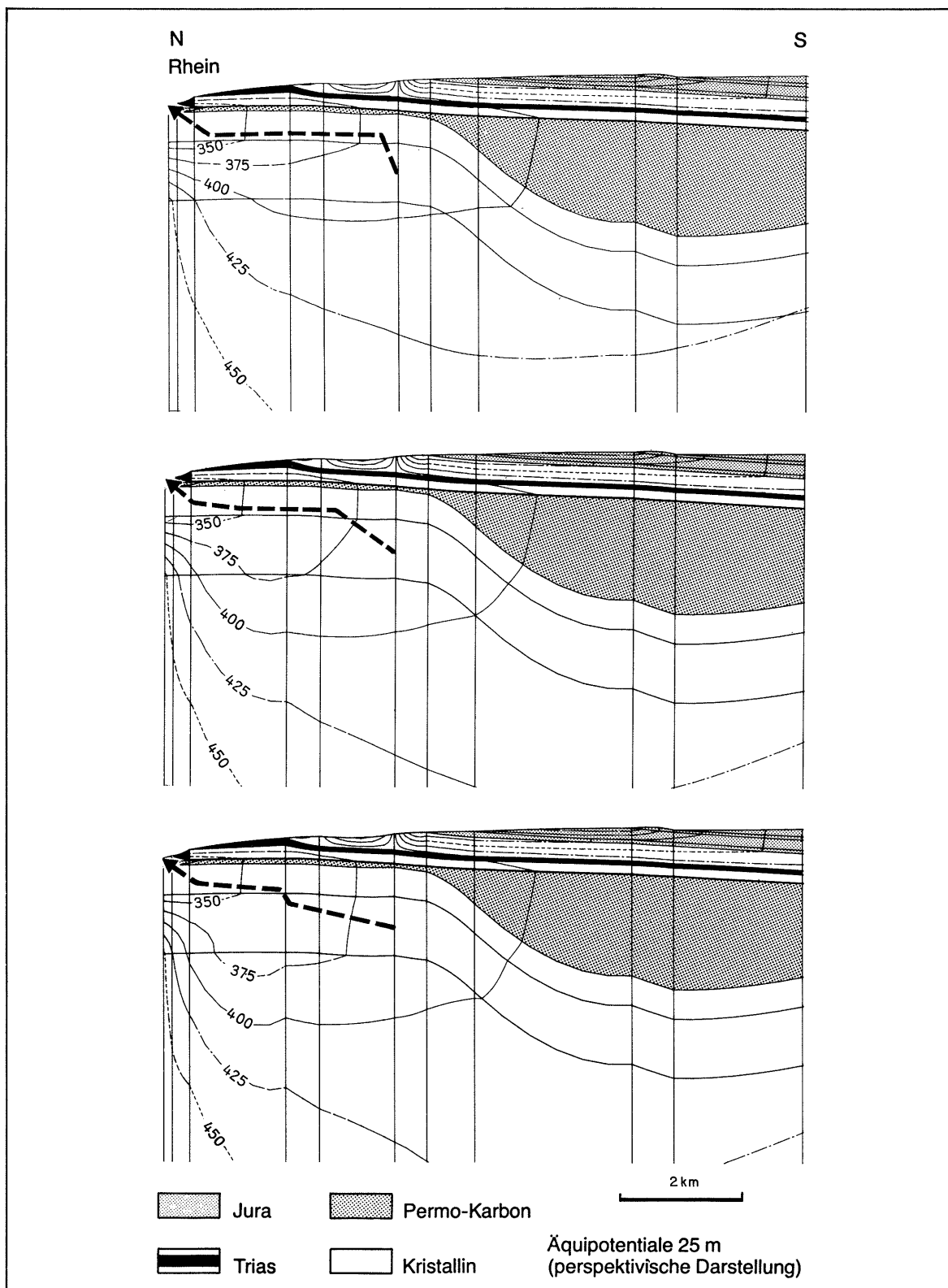


Fig. 36: Streubereich der Fließwege zwischen Endlagerbereich und Biosphäre

Tabelle 22: Sondierbohrung Böttstein: Zusammensetzung des Tiefengrundwassers bei 1326 Meter

Physikalische- und Summen-Parameter			
Temperatur (°C)		60	
pH-Wert		6,64	
elektrische Leitfähigkeit (mS/cm)		21,20	
Redoxpotential Eh (mV)		< - 39	
Dichte (g/cm ³)		1,008	
gelöste Carbonate (total) mmol/l		1,94	

Kationen		(mg/l)	(mval/l)
Natrium	(Na ⁺)	4037	175,60
Kalium	(K ⁺)	45	1,15
Ammonium	(NH ₄ ⁺)	0,20	11,0 · 10 ⁻³
Magnesium	(Mg ²⁺)	2,60	0,21
Calcium	(Ca ²⁺)	870	43,41
Strontium	(Sr ²⁺)	21	0,48
Eisen	(Fe ²⁺)	0,01	0,4 · 10 ⁻³
Mangan	(Mn ²⁺)	3,10	0,11
Aluminium	(Al ³⁺)	0,04	4,4 · 10 ⁻³
Summe der Kationen			221,0

Anionen		(mg/l)	(mval/l)
Chlorid	(Cl ⁻)	6621	186,75
Sulfat	(SO ₄ ²⁻)	1560	32,48
Hydrogencarbonat	(HCO ₃ ⁻)	95	1,56
Fluorid	(F ⁻)	3,60	0,19
Phosphat	(PO ₄ ³⁻)	0,18	5,7 · 10 ⁻³
Summe der Anionen			221,0

sonstige Bestandteile		(mg/l)
Kieselsäure	(H ₂ SiO ₃)	21,50
Eisen total	(Fe)	0,45
Uran	(U)	< 0,0001
Stickstoff	(N ₂)	39
gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)		0,80

7.3.7 Szenarien der geologischen Langzeitsicherheit

Zur Beurteilung der Entwicklung der im Modell-Datensatz definierten Geosphären-Situation über Zeiträume der Grössenordnung 10^6 ... 10^7 Jahre - entsprechend den Zerfallszeiten der langlebigen Radionuklide - müssen Voraussagen über die in der Zukunft wirkenden geologischen Vorgänge gemacht werden.

Das bisher durchgeführte, umfassende neotektonische Untersuchungsprogramm führte zur Erfassung von **vertikalen** Erdkrustenverstellungen und zur Erkenntnis der Hebung der Alpen gegenüber einem arbiträr angenommenen Fixpunkt Aarburg um 1,0 bis 1,5 mm/Jahr.

Die Beobachtungen lassen sich auf zwei Arten interpretieren:

- A) Die Hebung des Alpenkörpers hat ihren Ursprung in isostatischen Ausgleichsbewegungen, die als "Nachwehen" der heute abgeschlossenen Gebirgsbildung aufzufassen sind.
- B) Die alpine Orogenese ist noch nicht abgeschlossen und geht - möglicherweise episodisch - weiter. Die beobachtete Hebung hat ihre Ursache im weiteren Zusammenschub des Alpenkörpers. In diesem Falle würden Horizontalbewegungen von schätzungsweise 2 - 3 mm/Jahr der Hebung zugrunde liegen.

Diese beiden Hypothesen und die abgeleiteten Auswirkungen auf die Region, auf den Endlagerbereich und auf das Klima sind in der Tabelle 23 und in Fig. 37 dargestellt.

Weitere Voraussagen beziehen sich auf die Klimaentwicklung. Die allgemeine Zyklizität der Klimaschwankungen legt es nahe, die gegenwärtige Wärmeperiode als ein Interglazial zu sehen, welches innerhalb von 10'000 Jahren sehr wahrscheinlich durch eine Vergletscherung abgelöst wird, die in 10^5 Jahren das Mittelland und möglicherweise auch die Nordschweiz erreichen könnte. Eine Analyse der möglichen künftigen alternierenden Vorgänge von glazialer Erosion und anschliessender Auffüllung durch Molasse-sedimentation ergibt, dass mit einer extremen Vertiefung der Täler in der Nordschweiz nicht zu rechnen ist (NTB 84-26).

Tabelle 23: Rahmenszenarien (Übersicht)

Heutige Beobachtung: Die Alpen heben sich gegenüber dem Mittelland um 1,0–1,5 mm/Jahr
(Beobachtungen horizontaler Verschiebungen fehlen.)

Rahmenszenarien	Auswirkungen		
	Regional	Nordschweiz – Schwarzwald	Endlagerbereich
Isostatische Hebung der Alpen als Ausgleich, nach der Beendigung der alpinen Gebirgsbildung	Hebung der Alpen nach 10 Ma weitgehend abgeklungen. Bildung einer regionalen Ein-ebnungsfläche Alpen werden zum Mittelgebirge Wahrscheinlichkeit einer gros-sen Vereisung wird kleiner Regionales Spannungsfeld schwächt ab, wird richtungs-diffus Aare Ablenkung nach Westen (Genfersee)	Hebung im Schwarzwald klingt ab, Erosion überwiegt Gewässernetz vergreist, z. T. Aufschotterung Unwesentliche Absenkung der Erosionsbasis Rhein Bei Warmzeit (Anstieg Meeres-spiegel) Aufschotterung Rhein-graben	Abklingende Bewegung an Schwarzwald-Verwerfungen Unbedeutende Tiefenerosion des Rheins
Hebung der Alpen als Folge des fortschreitenden Krusten-zusammenschubes: die alpine Orogenese geht weiter	Zusammenschub der Alpen nach 10 Ma ca. 30 km Faltung auch im Vorland (Molasse–Jura), Vorlandwall rückt gegen N vor Hebung geht weiter – Alpen bleiben ein Hochgebirge Wahrscheinlichkeit grosser Ver-eisung nimmt zu – Austiefung und Wiederauffüllung der Rand-seen Ablagerung neuer Molasse-sedimente Ablenkung der Aare nach SW fraglich Seismizität nimmt zu	Hebung respektive Kippung im Südschwarzwald hält an Rheingraben und Bonndorfer-Zone sinken weiter ein: Tiefenerosion des Rheins (ca. 200 m in 1 Ma) führt zu nachhaltigen Veränderungen der Grundwasserfliesssysteme im Deckgebirge und im oberen Kristallinbereich Anzapfung der Donau durch Aare/Rhein Nordwärtsschub des Deckgebir-ges, neue Falten im Ostjura und Mittelland	Bewegungen an Schwarzwald-Verwerfung dauern an

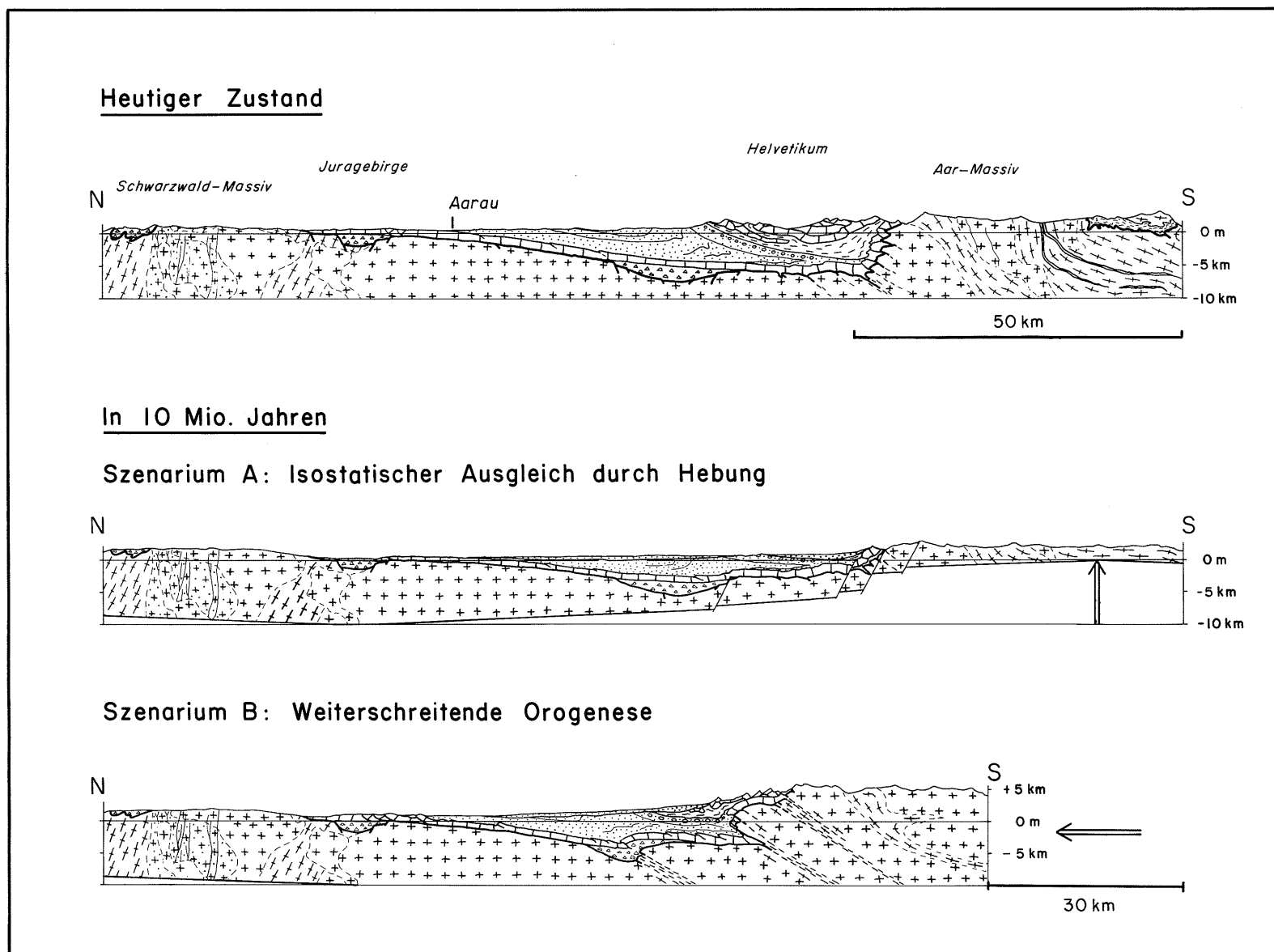


Fig. 37: Querprofile Alpen-Schwarzwald. Geologischer Zustand nach 10 Mio Jahren in den Rahmenszenarien A und B

Die hydrologischen Auswirkungen glazialer Erosion können dagegen beachtlich sein. Das Oberflächen-Gewässernetz kann in neue Bahnen gelenkt werden. Insbesondere die Kombination mit der Hebung/Kippung beim Rahmenszenarium B) dürfte bewirken, dass in ferner Zukunft das Gebiet westlich von Olten durch das Rhone-system entwässert wird.

Die erwarteten Denudationsraten (unter 0,1 mm/Jahr) beeinflussen das Endlagergebiet nur wenig. Die Flusserosion dürfte den Betrag von 100 m in den nächsten 10^6 Jahren nicht überschreiten; eine Freilegung des Endlagers kann ausgeschlossen werden, nicht aber eine moderate Beeinflussung der Grundwasserfliesswege.

Magmatische Intrusion und Vulkanausbruch im betrachteten Endlagergebiet sind anhand der heutigen plattentektonischen Erkenntnisse und Modellvorstellungen auszuschliessen.

Tektonische Bewegungen an Störungszonen sind zu erwarten, wobei grössere Störungszonen reaktiviert werden könnten. Für die Abschätzung der Auswirkungen auf das Endlager wurden folgende konservative Annahmen gemacht:

- Alle rund 150 m befindet sich eine reaktivierbare Kakiritzone. In dieser wird aber nicht eingelagert, der die Störung durchquerende Stollen wird nur mit verdichtetem Bentonit verfüllt.
- Der Schwarzwald hebt sich kontinuierlich mit maximal 400 m pro 10^6 Jahre.
- Diese Bewegung wird vornehmlich von grösseren Verwerfungen ausserhalb der Endlagerzone aufgenommen. Innerhalb der Endlagerzone wird die Restbewegung von den Kakiritzonen aufgenommen. Für die einzelnen Kakiritzonen resultiert dabei eine gestaffelte Versetzung von maximal 1 m.

Dies führt zu folgenden wichtigen Konsequenzen:

- Die einzelnen Abfallbehälter werden nicht beschädigt, da im Bereich der einzelnen Störungszonen auf eine Einlagerung verzichtet wurde.
- Das Füllmaterial, der Bentonit, wird wohl in den Störungszonen deformiert, sowohl die Masse als auch die Quellfähigkeit bleiben jedoch erhalten.

- Die Permeabilität in den Kakiriten wird nur geringfügig verändert. Bewegungen an den Kakiritzonen fanden ja schon früher statt, sodass mit ähnlichen Durchlässigkeitswerten gerechnet werden kann.

Das Barrierensystem bleibt also praktisch unbeeinflusst.

7.4 Technische Barrieren des Endlagersystems

Unter dem Begriff der technischen Sicherheitsbarrieren werden verstanden

- die Verfestigungsmatrix der Abfälle (Glas bei HAA),
- der korrosionsfeste Behälter,
- die Verfüllung mit Bentonit.

Auf die speziellen technischen Barrieren der im Endlager Typ C ebenfalls eingeschlossenen MAA (WA-4) - Zementmatrix, Verfüllmaterial Sonderbeton, Silowand aus Beton - soll nicht hier eingegangen werden, sondern im Abschnitt 8.4.

7.4.1 Glasmatrix der HAA

Das Projekt Gewähr 1985 geht von der Annahme der Verfestigung der hochaktiven Abfälle im Borosilikatglas aus. Die Entwicklung solcher Gläser in den vergangenen 25 Jahren bis zur industriellen Reife hat zu einer vertieften Kenntnis des Verhaltens und der Eigenschaften dieser Matrix geführt. Einige Daten über die HAA-Glaszylinder sind in der Tabelle 24 aufgeführt.

Laboruntersuchungen ergeben, dass der Hauptmechanismus der Nuklidfreisetzung die **kongruente Matrixauflösung** ist (die Glas-komponenten gehen entsprechend ihren Mengenverhältnissen im Glas in die Lösung). Selektive Auslaugung bestimmter Ionen (sog. Leaching) ist nur ein kurzfristiges, vorübergehendes Phänomen. Werden bei begrenztem Wasserangebot bei der Matrixauflösung die Löslichkeitsgrenzen für bestimmte Ionen überschritten, so bilden sich neue Festphasen, welche durch die Ausfällung der entsprechenden Nuklide ihre Freisetzungsraten weiter reduzieren. Das Korrosionsverhalten des Glases wird neben der Temperatur vor allem durch den pH-Wert und die Kieselsäurekonzentration beeinflusst. Der radioaktive Zerfall hat auf die Korrosionsraten keinen nachteiligen Einfluss.

Tabelle 24: Hauptdaten der verglasten HAA (WA-1)

<u>Gebinde</u>	
Gebindeart	Edelstahlkokille
Brutto-Volumen	190 l
<u>Abfallmatrix</u>	
Material	Borosilikatglas
Netto-Volumen	150 l/Gebinde
Geometrische Oberfläche	1,70 m ² /Gebinde
Abfallmasse	47,7 kg/Gebinde
Matrixmasse (inaktive Glasbildner, Hilfsstoffe, Oxid-Sauerstoff)	356,3 kg/Gebinde
Alpha-Aktivität*	1,6 · 10 ³ Ci/Gebinde
Beta/Gamma-Aktivität*	1,85 · 10 ⁵ Ci/Gebinde
Wärmeleitung*	582 W/Gebinde
<u>Gesamt mengen</u>	
Anzahl Gebinde im Endlager	5895
Totalmasse Abfall + Matrix im EL	2380 t
Total Netto-Volumen Abfall + Matrix	885 m ³
Total Brutto-Volumen (mit Stahl- kokille, ohne Endlagerbehälter)	1120 m ³

*) Referenzzeit: 40 a nach der Entladung

Die im Endlager herrschenden Verhältnisse mit kleinem Wasserfluss und stagnierendem Porenwasser im Bentonit (etwa 20 m³ Porenwasser pro HAA-Zylinder) entsprechen den stationären Bedingungen bei den Langzeit-Korrosionsexperimenten, in welchen **Korrosionsgeschwindigkeiten** im Bereich von 10⁻⁷ bis 10⁻⁵ g/cm².d gemessen wurden.

In den Sicherheitsanalysen des Projekts Gewähr 1985 wird für die Glaskorrosionsrate realistisch 10⁻⁷ g/cm².d und konservativ 10⁻⁵ g/cm².d eingesetzt.

Für die Vergrößerung der geometrischen Glasoberfläche wird konservativ der Faktor 12,6 angenommen. Diese Annahme entspricht der Modellierung der Aufteilung des Glaszylinders in Kugeln mit 21 mm Durchmesser.

7.4.2 Korrosionsfester Endlagerbehälter für HAA

Die Aufgabe der Endlagerbehälter ist, die verglasten und in Stahlkokillen eingeschweissten HAA während der rund 10^3 Jahre dauernden ersten Phase hoher Radiotoxizität (vgl. Abschnitt 3.3) vollständig einzuschliessen. Der Behälter muss also unter den zu erwartenden chemischen, radiochemischen und mechanischen Umgebungsbedingungen während mindestens 1'000 Jahren standhalten. Eine wichtige Nebenaufgabe des Behälters ist die Gewährleistung einer guten Manipulierbarkeit der Abfälle und des Strahlenschutzes (primäre Abschirmung) während der Betriebsphase des Endlagers.

Bei der Wahl des Behälterkonzepts für das Projekt Gewähr 1985 wurde auf die Korrosionsbeständigkeit, aber auch auf eine gesicherte Erfahrungsbasis bezüglich des gewählten Werkstoffs, auf die festigungstechnische Machbarkeit und ausreichende Prüfbarkeit sowie auf gute Handhabbarkeit Wert gelegt. Gewählt wurde ein Behälter aus einem einzigen Material, das sowohl mechanischen als auch korrosionschemischen Anforderungen genügt - die Wahl fiel auf eine freitragende Behälterschale aus Stahlguss GS 40. Die Konstruktion des Behälters ist in Fig. 38 schematisch dargestellt.

Die Korrosionseigenschaften des Behältermaterials unter Endlagerbedingungen (Grundwasser gemäss Tabelle 22) wurden abgeklärt. Günstig erweist sich dabei, dass das Tiefengrundwasser im Kontakt mit dem Natrium-Bentonit gegenüber den Angaben der Tabelle 22 einen höheren pH-Wert von 8 ... 9 bekommt. Ausser in den ersten Jahren nach dem Endlagerverschluss, bis der während der Betriebsphase eingeführte Sauerstoff verbraucht ist, kann man mit anaeroben Bedingungen rechnen.

Für die Korrosion des Behälters bestimmend sind die Mechanismen der Wasserreaktion, der Sauerstoffreaktion (nur in der Uebergangsphase) und möglicherweise der Sulfat/Sulfid-Reaktion (durch sulfatreduzierende Bakterien). Wegen seiner Abschirmwirkung ist beim intakten Behälter keine Beeinflussung der Korrosionsrate durch Radiolyseprodukte zu erwarten. Die Korrosionsuntersuchungen ergaben, dass in 1'000 Jahren eine maximale Korrosionsdurchdringtiefe von 30 mm zu erwarten ist. Die Ergebnisse der Untersuchungen werden durch die Auswertung von Langzeitbeobachtungen (über 10 a) von Stählen in Erdböden sowie durch die Beurteilung archäologischer Funde (über 10^3 a) gestützt.

Die mechanische Auslegung erfolgte so, dass der Behälter einer isostatischen Dauerbelastung von 30 MPa im aufgequollenen Bentonit standhält, der plastischen Verformung ("Kriechen") widersteht, und dies unter den gegebenen Temperaturbedingungen, Wasserstoffdruck und Strahlungsintensitäten.

Die gewählte Wandstärke beträgt 250 mm, wobei 200 mm durch die mechanischen Anforderungen gegeben sind und 50 mm einen "Korrosionszuschlag" darstellen. Die Tabelle 25 fasst die wichtigsten Daten des Endlagerbehälters für HAA zusammen.

Tabelle 25: Hauptdaten des korrosionsfesten Endlagerbehälters für HAA

Behälterabmessungen	Ø 0,94 m x Länge 2,0 m
Behältermaterial	Stahlguss GS 40
Gesamtgewicht inkl. alle Einbauten und Greif-Pilz	ca. 8,4 t
Wandstärke (Zylinderbereich)	250 mm
"Korrosionszuschlag"	50 mm
In 1000 a maximal zu erwartender Korrosionsabtrag einschliesslich Lochfrass (Pitting) im Tiefen- grundwasser des Modelldatensatzes PG'85	29 mm
Mechanische Zeitstandfestigkeit bei 200 mm Wandstärke über 10 ⁷ Stunden	360 N/mm ²
Höchste Bauteilspannung	85 N/mm ²
Isostatische Dauerdruckbelastung	30 MPa
Minimale Lebensdauer (korrosionsbedingt)	1000 a
Oberflächendosisleistung (beladen)	unter 200 mrem/h

7.4.3 Bentonit als Verfüllmaterial

Der Bentonit als Verfüllmaterial soll eine mechanische, hydraulische und chemische Schutzzone (Pufferzone) um den eingelagerten Abfallbehälter bilden. Seine Schutzwirkung als Sicherheitsbarriere beruht darauf, dass in der Bentonitschicht dank der tiefen Permeabilität kein konvektiver Wasserfluss erfolgt und der Transport von Radionukliden durch die Bentonitschicht nur durch Ionendiffusion im stagnierenden Porenwasser möglich ist.

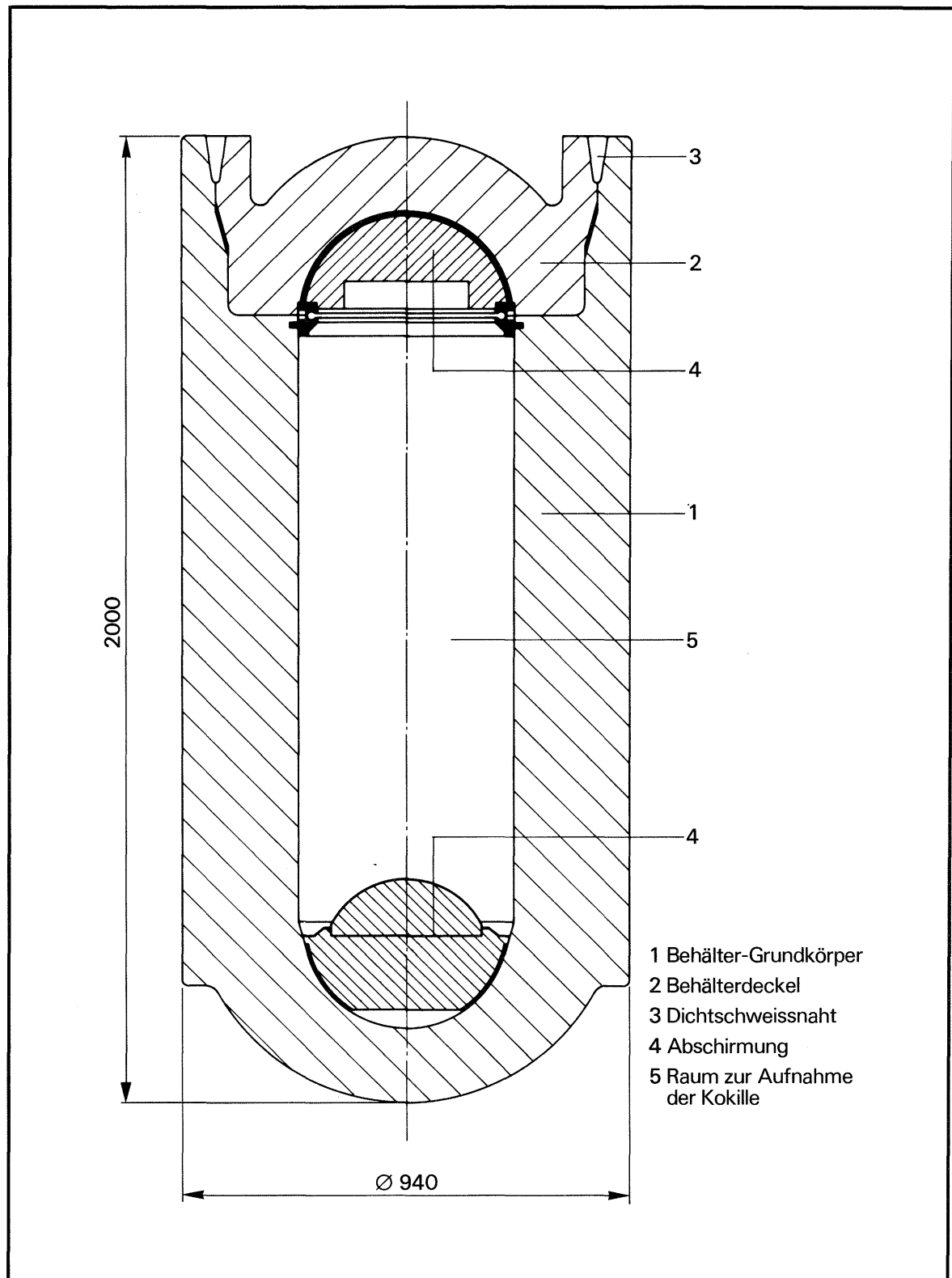


Fig. 38: Schematische Konstruktionszeichnung des korrosionsfesten Endlagerbehälters für verglaste HAA.

Dadurch wird sowohl der Transport von Grundwasser und korrosiven Substanzen zur Behälteroberfläche hin, als auch in einer späteren Phase die Ausbreitung ausgelaugter Radionuklide aus dem korrodierten Behälter verzögert und begrenzt. Zudem werden die Gebirgskräfte durch den Bentonit an den Behälter homogen und isotrop übertragen. Der Vorgang der Verfüllung der Endlagerstollen mit Blöcken aus verdichtetem Bentonit ist in Fig. 25 dargestellt.

Bentonite sind Tone, die durch Umwandlung von vulkanischer Asche mit Wasser entstanden sind. Sie sind reich an quellfähigen Tonmineralien (Smektite, Hauptbestandteil Montmorillonit). Dichter Bentonit weist eine Reihe von günstigen Eigenschaften auf:

- Geringe Porendimensionen und hohe Tortuosität führen zu niedriger hydraulischer Leitfähigkeit und zu tiefen effektiven Diffusionskoeffizienten; gleichzeitig kann Transport feiner Partikel und Kolloide ausgeschlossen werden.
- Das hohe Quellvermögen bei Aufnahme von Gesteinswasser bewirkt einen hohen Grad der Selbstheilung allfällig entstandener Fugen, Spalten oder Hohlräume und liefert die treibende Kraft für das Eindringen in allfällige Poren und feine Risse des Wirtgesteins.
- Die plastischen Eigenschaften des gequollenen Bentonits reduzieren allfällige tektonische Scherkräfte auf den Behälter, gewährleisten die Integrität der Verfüllung oder Versiegelung durch Verhindern etwaiger Kluftbildung, ermöglichen einen innigen Kontakt mit dem rauen Fels und erlauben das Eindringen von Bentonit in Poren und feine Risse des Wirtgesteins.
- Kationenaustauschkapazität und Sorptionsvermögen bewirken eine zusätzliche Verzögerung (Retention) diffundierender Radionuklide.

Smektithaltige Tone können sich allmählich in Illite umwandeln, unter Einbusse an den hier interessierenden Eigenschaften. Der Vorgang ist einerseits von der Temperatur und andererseits vom Kaliumangebot im Porenwasser abhängig, bei Temperaturen unter 100 °C aber auch in kaliumreicher Umgebung äusserst langsam. Experimentelle Befunde und erdwissenschaftliche Evidenz an einige 100 Millionen Jahre alten Bentoniten belegen, dass die **Langzeitstabilität** der Verfüllung unter den Endlagerbedingungen des PG'85 während mindestens 10⁶ Jahren gegeben ist.

Bei der **Dichte** des Bentonits muss zwischen der sog. reduzierten Trockendichte ρ_{red} und der Nassdichte ρ_n des mit Wasser gesättigten Bentonits unterschieden werden. Die Beziehungen zwischen diesen Parametern sind im NGB 85-04 und 85-03 dargestellt. Bei der Wasseraufnahme quillt der Bentonit unter Volumenzunahme oder - falls das Volumen begrenzt ist - unter Druckaufbau. Die Forderung, dass die Summe des **Quelldrucks** und des hydrostatischen Drucks (in 1200 m Tiefe 12 MPa) den Bergdruck von rund 30 MPa nicht überschreitet, und die Art der Bentonit-Einbringung (verbleibende Fugen zwischen den Blöcken und sonstiges Leervolumen) führt zur Festlegung der Soll-Trockendichte der hochverdichteten Bentonitblöcke. Bei einer Wasseraufnahme von 22 % resultiert dabei eine Enddichte des durchnässten Bentonits von rund $2,1 \text{ g/cm}^3$.

Die **hydraulische Leitfähigkeit** liegt unter diesen Bedingungen um $10^{-14} \dots 10^{-13} \text{ m/s}$. Günstig ist die Tatsache, dass der verdichtete Bentonit trotzdem für Gase bei genügendem Druck durchlässig wird, was durch sog. Percolations-Effekte erklärt werden kann (Entweichen von Gasen durch ein System zusammenhängender Poren überdurchschnittlicher Grösse). So kann der bei der Wasserkorrosion des Behälterereisens produzierte Wasserstoff ohne störenden Druckaufbau entweichen.

Die **Ionendiffusion** im Porenwasser und an den Tonplättchenoberflächen - der massgebende Transportmechanismus - wird durch zwei unterschiedliche Diffusionskoeffizienten charakterisiert. Im statischen Fall, nach Abklingen aller transienten Effekte, ist die effektive Diffusivität D_e massgeblich. Während des Aufbaus der Gleichgewichtskonzentration der diffundierenden Ionen in der Bentonitschicht spielt die Nuklidretention eine Rolle, was zur (scheinbaren) **dynamischen Diffusivität** D_a führt. Die kleine dynamische Diffusivität D_a ist für die grossen Diffusionsdurchbruchzeiten verantwortlich (siehe Abschnitt 7.5.5). In anbetracht der Schwierigkeiten bei der Messung von dermassen kleinen Diffusivitätswerten wurde für alle Nuklide D_e konservativ als $2 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$ angenommen. Modellrechnungen wurden im Sinne von Parametervariationen für Werte von $8,8 \cdot 10^{-11}$ und $2 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$ durchgeführt.

Die **Tragfähigkeit** des Bentonits erweist sich als ausreichend, um den vertikalen Druck des Behältergewichts von 50 kN/m^2 standzuhalten - der Behälter sinkt um höchstens 10 mm in 10^6 Jahren ab. Die Hauptdaten des Bentonit-Verfüllmaterials sind in der Tabelle 26 zusammengestellt.

Tabelle 26: Hauptdaten des Verfüllmaterials Bentonit

Für Projekt Gewähr 1985 gewählte Bentonit-Sorte	Volclay MX-80 (Na-Bentonit)
Langzeitstabilität unter Endlagerbedingungen	mindestens 10^6 Jahre
Reduzierte Trockendichte ρ_{red} der Bentonit-Blöcke für Stollenverfüllung	1,65 ... 1,75 g/cm ³
Typische Werte bei der Sättigung eines Bentonits der Dichte $\rho_{\text{red}} = 1,7 \text{ g/cm}^3$ mit Wasser:	
- Nassdichte ρ_n	2,07 g/cm ³
- Wasseranteil w^s	22 %
- Porosität ϵ	41 %
Maximalwert der Summe des Quelldrucks und des hydrostatischen Drucks unter Endlagerbedingungen	30 MPa
Dynamische Diffusivität D_a für	
- Spaltproduktanionen	$10^{-13} \dots 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$
- Spaltproduktkationen	$10^{-12} \dots 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$
- Aktinide	$10^{-15} \dots 10^{-13} \text{ m}^2/\text{s}$
Effektive Diffusivität D_e (typische Werte)	$2 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$
Wärmeleitfähigkeit unter den Endlagerbedingungen	0,5 ... 1,5 W/m.K

7.5 Für die Freisetzung der Radionuklide aus dem Nahfeld relevante Prozesse

Die in diesem und in den folgenden Abschnitten 7.6 und 7.7 beschriebenen Vorgänge beziehen sich auf den Basisfall der Freisetzungsszenarien: auf die Auslaugung der Radionuklide und ihren Transport durch die Geosphäre in die Biosphäre mit dem Grundwasser (vgl. Abschnitt 7.8.2.1).

7.5.1 Uebersicht

Als Nahfeld wird der Bereich der technischen Sicherheitsbarrieren und das umgrenzende Wirtgestein bezeichnet, soweit es durch das Endlager mechanisch, physikalisch oder chemisch beeinflusst wurde. Für viele Betrachtungen fällt das Nahfeld ausdehnungsmäßig etwa mit der Auflockerungszone um die Endlagerstollen zusammen, welche rund einen Stollendurchmesser (ca. 4 m) tief in den gewachsenen Fels hineinreicht. Das Nahfeld bildet die eigentliche Freisetzungszone der radioaktiven Stoffe, die Geosphäre des Fernfelds dann die Transportzone der freigesetzten Radionuklide zur Erdoberfläche.

Nach dem Verschluss des Endlagers entwickelt sich die Situation im Nahfeld wie folgt:

- 1) Das Tiefengrundwasser fließt in den während der Betriebsphase z.T. entwässerten Endlagerbereich zurück, der Bentonit wird durchnässt und quillt, wobei durch den Quelldruck alle Hohlräume um die Abfallbehälter verschlossen werden.
- 2) Die Wärmeproduktion im Abfall führt zum Aufbau eines Temperaturfeldes, mit einem Maximum innerhalb der ersten zehn Jahre und einer Abnahme auf die ursprünglichen Temperaturwerte binnen einiger hundert Jahre.
- 3) Mit der Durchnässung und Erwärmung des Bentonits beginnt die hydrothermale Umwandlung von Smektit in Illit. Der Vorgang ist neben der Temperatur noch vom Kaliumangebot im Grundwasser abhängig und sehr langsam (konservative Schätzung: mindestens 10^6 Jahre; Abschnitt 7.4.3).

- 4) Mit der Durchnässung des Bentonits beginnt auch die Korrosion des Abfallbehälters. Sobald eine bestimmte Schicht durchkorrodiert ist (mindestens 5 cm, Abschnitt 7.4.2), bricht der Behälter unter dem herrschenden Druck zusammen, und das Wasser kommt in Kontakt mit der Glasmatrix. Das Behältermaterial wirkt indessen auch danach als Redox-Puffer und sorgt für reduzierende Bedingungen im Nahfeld.
- 5) Die Glasmatrix wird im wesentlichen kongruent ausgelaugt. Im Wasser um das Glas herum baut sich eine Konzentration der Radionuklide auf, die bei einigen Nukliden durch das dynamische Gleichgewicht zwischen der Auslaugrate und der Abtransportrate gegeben ist, bei anderen Nukliden durch ihre Löslichkeit.
- 6) Die gelösten Nuklide diffundieren durch die Korrosionsprodukte des Behälters und durch die Bentonitschicht in das Wirtgestein. Die Wanderung der Diffusionsfront vom Glas zur Stollenwand hängt noch von den Retardationseigenschaften des Bentonits ab (z.B. Sorption), die nach der "Durchbruchzeit" resultierende Freisetzungsrates von den Diffusionskoeffizienten sowie vom Uebergangswiderstand zwischen der Bentonitschicht und dem durch die Stollenwand begrenzten Wirtgestein.
- 7) In einem bestimmten Bereich des Wasserflusses durch das Nahfeld genügen die Freisetzungsmechanismen, um das Grundwasser zu sättigen - die Freisetzungsrates ist dann zum Wasserfluss durch die Endlagerzone proportional. Bei einem relativ hohen Wasserfluss bildet die Diffusion durch die Bentonitschicht resp. der Uebergangswiderstand zum Wirtgestein den begrenzenden Faktor. Die Freisetzung aus dem Nahfeld reicht in diesem Fall nicht aus, um das Grundwasser zu sättigen, eine Erhöhung des Wasserflusses führt dann lediglich zur grösseren Verdünnung der Nuklidlösung (vgl. Fig. 42).

In diesem Abschnitt sollen einige der erwähnten Prozesse etwas vertieft werden.

7.5.2 Die Entwicklung der Temperaturverteilung

Die ursprüngliche Temperatur im ungestörten Fels in der Endlagertiefe von rund 1200 m beträgt etwa 55 °C. Die Temperaturverteilung aufgrund der Wärmeentwicklung im Abfall kann aus der Stollengeometrie, den Wärmeleitfähigkeitswerten und den Wärmekapazitäten der verschiedenen Bereiche berechnet werden. Zur Berücksichtigung der anfänglich vorhandenen Hohlräume in der (noch trockenen) Bentonitverfüllung wurde konservativ angenommen, dass zwischen dem Abfallbehälter und dem Bentonit sowie dem Bentonit und dem Fels je ein 1 cm breiter Luftspalt vorhanden ist. Fig. 39 zeigt die berechneten Temperaturverteilungen zu verschiedenen Zeitpunkten nach der Einlagerung des bereits 40 a zwischengelagerten Abfalls.

Die Berechnungen zeigen, dass die gewählte Auslegung der Lagerstollen zu folgender Situation führt:

- Die Maximaltemperatur der Glasmatrix wird mit rund 200 °C etwa 1 Jahr nach der Einlagerung erreicht, sie liegt weit unter der Rekristallisationstemperatur des Glases.
- Die Temperatur im Bentonit überschreitet (am Behälter) nie 150 °C und sinkt auch dort nach 50 Jahren unter 100 °C. Die Temperatur der äusseren 75 cm des Bentonitmantels überschreitet zu keiner Zeit die Grenze von 100 °C.

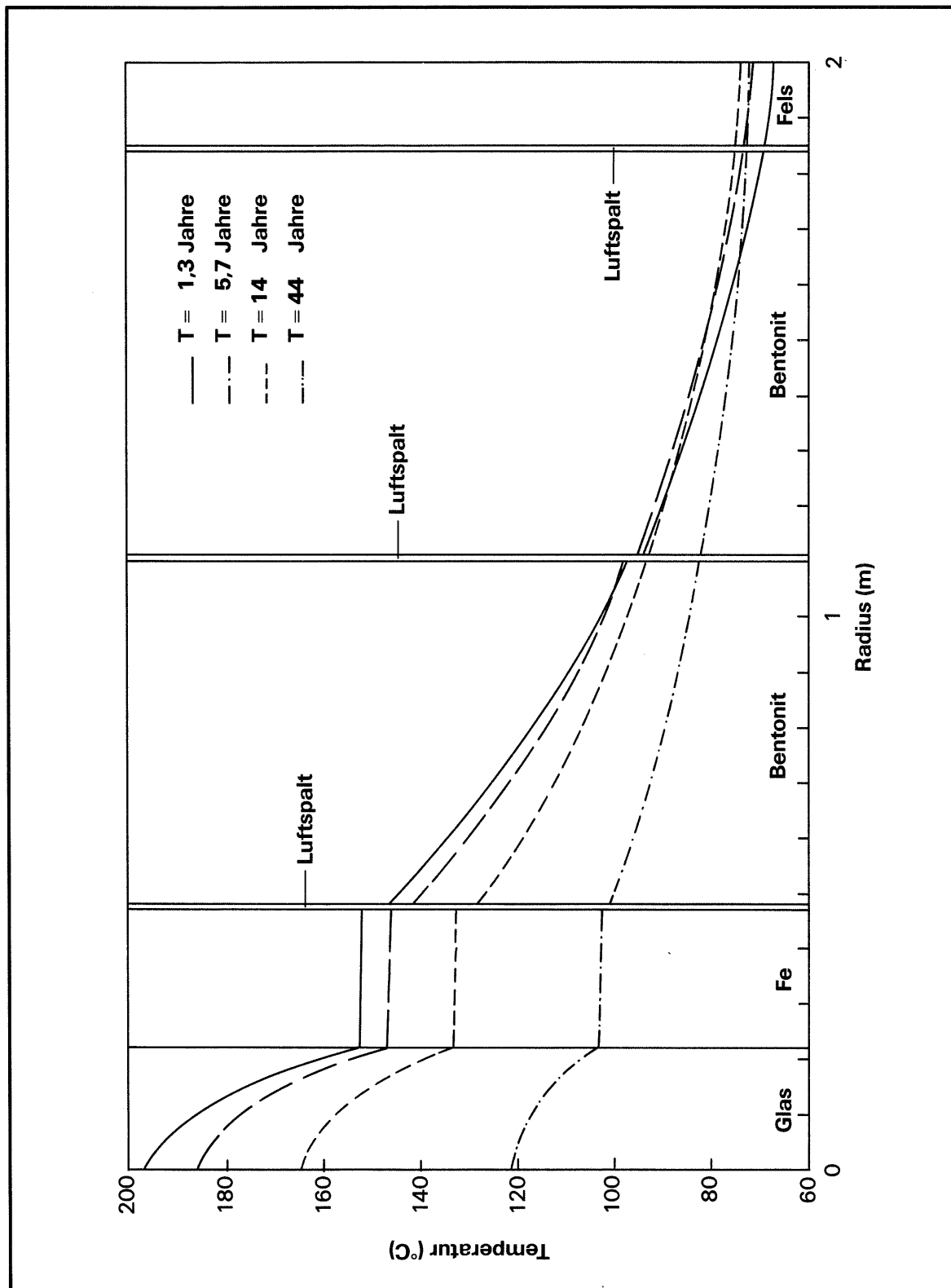


Fig. 39: Radiale Temperaturprofile quer zum Stollen

7.5.3 Hydrogeologie im Nahfeld, Auflockerungszone

Das aus dem lokalen hydrodynamischen Modell abgeleitete Fliessbild am Lagerort ist immer noch zu grossräumig und muss für die Belange der Nahfeldberechnungen an die zu erwartenden kleinräumigen Strukturen angepasst werden, unter Berücksichtigung der Gegebenheiten des Modell-Datensatzes Hydrogeologie (Abschnitt 7.3.6). Die zugrundeliegende Situation ist in Fig. 40 aufgezeichnet. Die in der Figur angegebenen Werte stehen im Einklang mit den Feldmessungen.

Um die Lagerstollen entsteht durch die Entspannung des Wirtgesteins beim Ausbruch eine sogenannte Auflockerungszone, mit einer gegenüber dem ungestörten Zustand vergrösserten Wasserdurchlässigkeit.

Das lokale hydrodynamische Modell und die Feinstruktur der hydrogeologischen Situation im Nahfeld erlauben folgende Feststellungen:

- Je nach den Parametern des lokalen Modells resultiert durch die ca. $1,2 \text{ km}^2$ grosse Endlagerzone eine Wasserbewegung unter dem Winkel von rund 20° bis 70° (bezogen auf die Horizontale) schräg nach oben, mit einer Gesamtfliessrate von $1,34$ bis $4,20 \text{ m}^3/\text{a}$.
- Vor dem Stollenbau (d.h. ohne Auflockerungszonen) verteilt sich dieser Fluss zu über 83 % auf die $1,25 \cdot 10^{-9} \text{ m/s}$ Kakiritzonen, zu 7 % auf die weniger durchlässigen Störungszonen (10^{-10} m/s) und zu rund 10 % auf den ungestörten Granit.
- Die Auflockerungszonen, deren innerste 0,5 m eine Permeabilität von 10^{-10} m/s aufweisen, bedeuten für den Wasserfluss einen relativ höheren Widerstand als die Kakiritzonen und entwässern diese nicht. Dagegen wird ein Teil des Wasserflusses aus dem ungestörten Granit in die Auflockerungszonen kanalisiert, die somit höchstens 10% der Gesamtfliessrate übernehmen.
- Pro Abfallbehälter resultiert eine maximale Wasserfliessrate von $4,20 \text{ m}^3/\text{a} : 5895 = 0,71 \text{ l/a}$. Diese Angabe stellt lediglich den Maximalwert der pro Gebinde verfügbaren Transportkapazität des Mediums Wasser dar, mit der freigesetzte Radionuklide vom Nahfeld weg befördert werden können. Das pro Gebinde verfügbare Wasserangebot z.B. für die Behälterkorrosion oder für die Auslaugung der Glasmatrix kann wesentlich kleiner sein (vgl. auch Abschnitt 7.9.1).

7.5.4 Chemische Effekte

Der Chemismus der Tiefengrundwässer beeinflusst u.a. die Korrosionsraten des Behälters und der Abfallmatrix sowie die Sättigungslöslichkeiten der freigesetzten Nuklide. Der Chemismus im Nahfeld wird dabei durch das Endlager selbst beeinflusst - durch das grosse Volumen an metallischem Eisen, durch den Bentonit, durch die Radiolyse- und Korrosionsprodukte. Aus den detaillierteren Betrachtungen des NGB 85-04 lassen sich die wichtigsten wie folgt zusammenfassen:

- Die Pufferwirkung des metallischen Eisens führt beim Wasserangebot von 0,71 l/a.Behälter während hunderttausenden von Jahren zu reduzierenden Bedingungen am Behälterort ($E_h = -500 \dots -120$ mV; pH = 7,0 ... 8,5).
- Für die Löslichkeiten der Radionuklide resp. ihrer Ionenspezies wurden aufgrund thermodynamischer Berechnungen konservative Annahmen gemacht, sowohl für die ungestörte Geosphäre, als auch für den im Nahfeld herrschenden Chemismus. Die Werte für einige Elemente mit langlebigen Radionukliden sind in der Tabelle 27 aufgeführt. Es zeigt sich, dass die resultierende maximal mögliche Abtransportrate vom Nahfeld (= Sättigungskonzentration mal Wasserfluss von 0,71 l/a.Behälter) für viele wichtige Radionuklide unter den herrschenden Redox-Verhältnissen durch ihre tiefe Löslichkeit wirksam begrenzt wird.

Tabelle 27: Löslichkeiten für einige chemische Elemente mit langlebigen Radionukliden unter den Endlagerbedingungen

Element	Logarithmus der Löslichkeit (mol/l)	
	Fernfeld	Nahfeld
Tc	- 4,3	- 7,5
Th (repräsentativ auch für Pa)	- 7,8	- 5,5
U	- 8,6	- 9,0
Np	- 8,7	- 8,0
Pu	- 7,0	- 6,5
Am (repräsentativ auch für Cm und Ac)	- 4,3	- 2,0

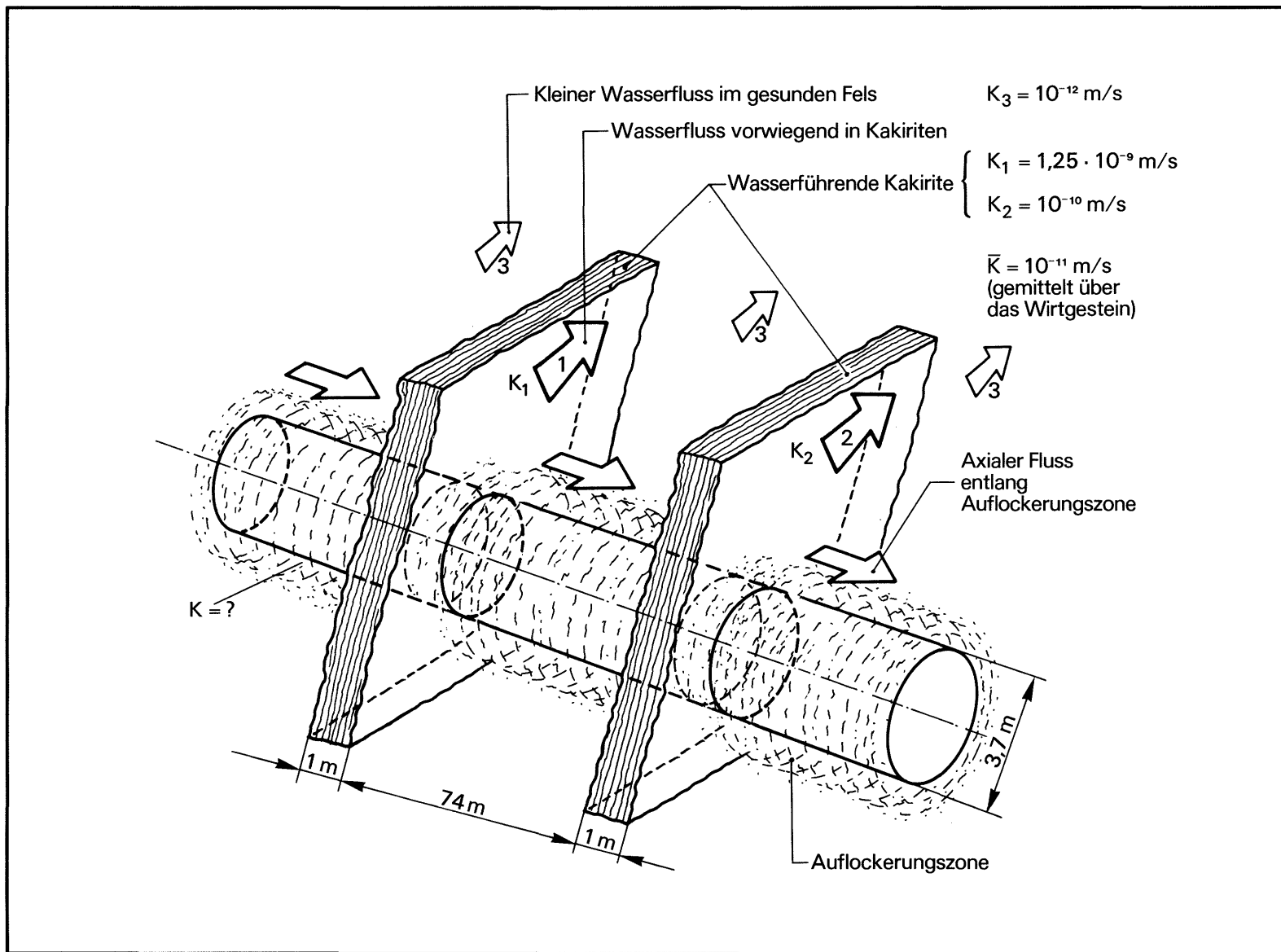


Fig. 40: Die hydrogeologische Situation im Nahfeld

7.5.5 Freisetzung aus dem Nahfeld

Die Rate der Nuklidfreisetzung aus dem Nahfeld - die den Quellterm für die Berechnung des Nuklidtransports durch die Geosphäre bildet - wird durch den jeweils kleinsten der folgenden Effekte bestimmt:

- Auflösung der Glasmatrix
- Begrenzung der Konzentration durch die Löslichkeit
- Begrenzung der Freisetzung durch die Diffusionsrate durch die Bentonitschicht.

Je nach Nuklidart wird der eine oder der andere Effekt überwiegen. (Im allgemeinen ist bei den hier betrachteten Verhältnissen die Begrenzung durch tiefe Löslichkeiten ausschlaggebend.)

Der zeitliche Verlauf des Aufbaus der Freisetzungsrates (nach dem erfolgten Korrosionsdurchbruch des Behälters) ist durch die Wanderung der Diffusionsfront durch den Bentonit gegeben. Im allgemeinen sind die Durchbruchzeiten sehr lang: Die Freisetzung in das Wasser der Auflockerungszone beginnt $10^4 \dots 10^6$ Jahre nach dem Behälterdurchbruch. Der Aufbau der Konzentration im Grundwasser in Abhängigkeit von der Zeit für einige Radionuklide ist an einem möglichen Beispiel in Fig. 41 dargestellt.

Nach dem erfolgten Durchbruch werden die Radionuklide vom Nahfeld mit dem fließenden Grundwasser abtransportiert. Je nach der Wasserflussrate Q ergeben sich dabei drei mögliche Fälle (vgl. Fig. 42):

Bei kleiner Wasserflussrate Q - im Grenzfall im stagnierenden Grundwasser mit $Q = 0$ - überwiegt die Diffusion der Radionuklide. Sie breiten sich in das Fernfeld diffusiv aus, unabhängig von der tatsächlichen Wasserflussrate.

Bei etwas höherem Wasserfluss Q dominiert der konvektive Abtransport der Radionuklide mit dem sich bewegenden Wasser. Die Diffusion genügt aber immer noch, um die Ausbreitung der Radionuklide mehr oder weniger gleichmäßig über die ganze Fläche der Endlagerzone sicherzustellen, so dass die gesamte Flussmenge von 1,34 bis 4,20 m³/a (vgl. Abschnitt 7.5.3) bis zur Sättigungsgrenze für den Nuklidtransport verfügbar ist. Die Freisetzung ist zum Wasserfluss Q proportional.

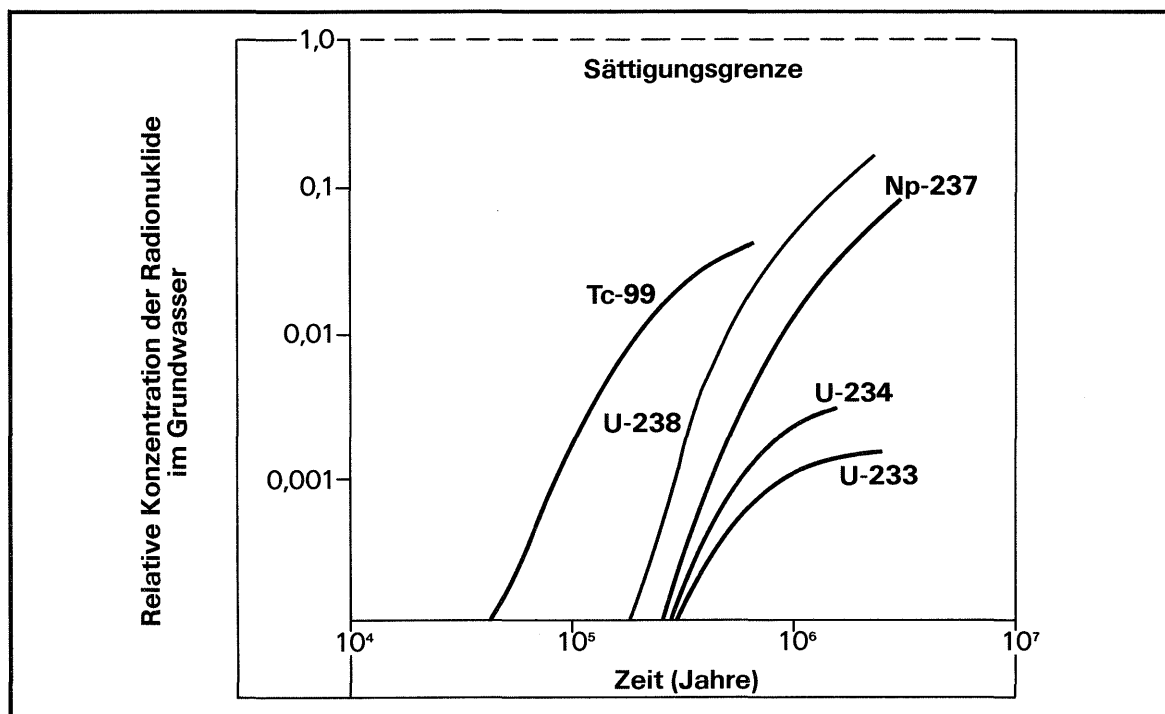


Fig. 41: Ein Beispiel des zeitlichen Aufbaus der Nuklidkonzentration im Grundwasser des Nahfelds zeigt anschaulich die Verzögerung der Nuklidfreisetzung um die "Bentonit-Durchbruchzeit".

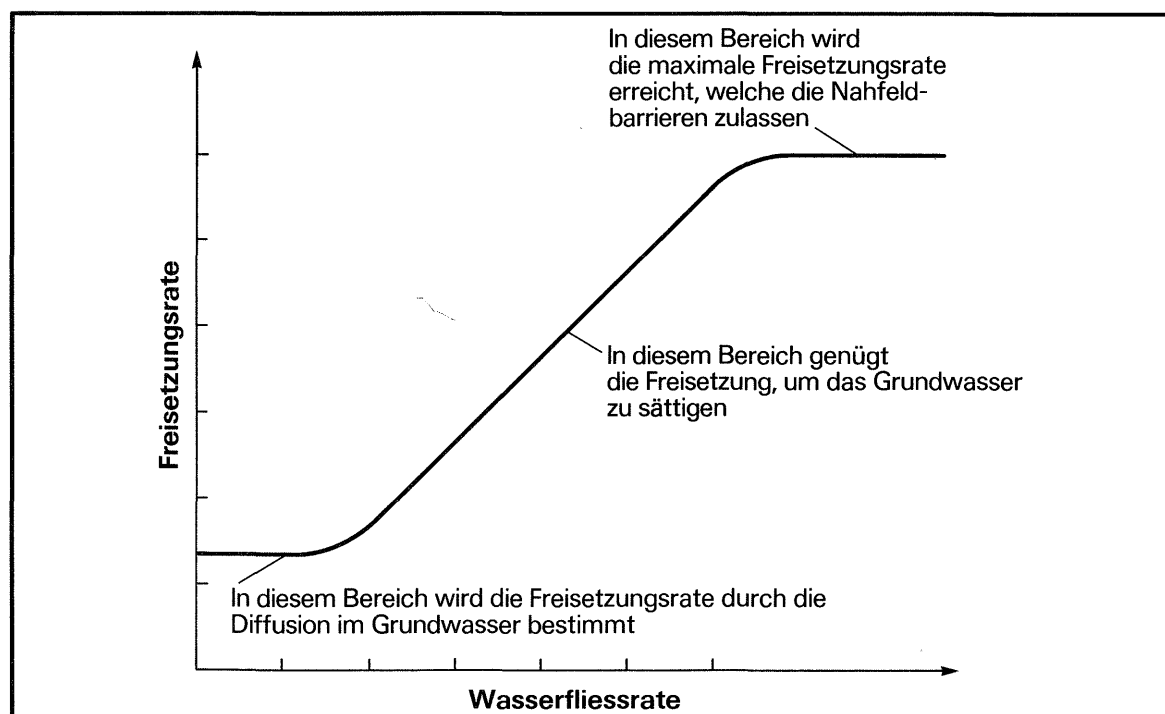


Fig. 42: Die Freisetzungsmechanismen im Nahfeld und ihre Abhängigkeit von der Wasserfließrate

Bei noch höherem Wasserfluss Q genügt die diffusive Ausbreitung der Radionuklide nicht mehr, um die gesamte Fliessmenge zu sättigen - die Nuklide werden schneller abtransportiert, als sie aus den bentonitverfüllten Lagerstollen "nachgeliefert" werden können. Jetzt tritt die Diffusionsbarriere ihre begrenzende Funktion an, im Feld der Wasserfliesslinien bilden sich hinter den Stollen "Nuklidfahnen" aus, mit dazwischenliegenden Bereichen von nicht kontaminiertem Wasser. Jede weitere Erhöhung des Wasserflusses führt nur noch zu einer höheren Verdünnung.

Obwohl alle Rechnungen nuklidspezifisch durchzuführen und allgemeine Aussagen schwer zu machen sind, soll im Sinne eines Hinweises erwähnt werden, dass die Freisetzungsraten ihren Maximalwert etwa beim hundertfachen Wert der angenommenen Wasserfliessrate $Q = 4,20 \text{ m}^3/\text{a}$ erreicht. Mit anderen Worten: Auch eine Erhöhung des Wasserangebots führt maximal zu einer hundertmal höheren Freisetzungsraten aus dem Nahfeld, weil die Diffusionsbarriere der Bentonitverfüllung eine höhere Freisetzung nicht zulässt. Dieser Hinweis soll die sicherheitstechnisch wichtige Rolle der hintereinander gestaffelten Barrieren verdeutlichen.

7.6 Transport der Radionuklide durch die Geosphäre

7.6.1 Uebersicht

Auf ihrem Weg zur Biosphäre müssen die aus dem Nahfeld freigesetzten Radionuklide die Geosphäre durchqueren. Der Transport durch die Geosphäre führt zur wesentlichen Verkleinerung der Freisetzungskonzentrationen der Nuklide, die durch zwei Effekte bewirkt wird:

- durch die Verzögerung entlang des Transportwegs (d.h. durch lange Migrationszeiten mit dem resultierenden radioaktiven Zerfall), und
- durch die Verdünnung des kontaminierten Wassers in grösseren Wasserleitern.

Der Nuklidtransport erfolgt durch das Transportmedium Wasser, wobei einerseits die Bewegung des Wassers selbst zu berücksichtigen ist, und andererseits die Bewegung der gelösten Radionuklide relativ zum Transportmedium Wasser.

Das Wasser fliesst durch ein komplexes Netzwerk von verbundenen Poren, Adern und Spalten. In der Gesteinsmatrix gibt es Bereiche von stagnierendem Wasser. Die regionalen und lokalen hydrodynamischen Modelle zeigen das Fliegsregime mit zunehmender Detaillierung, aber stets sehr grossräumig. Für die Modellierung des Nuklidtransports ist eine weitere Detaillierung nötig - ähnlich der, die im Abschnitt 7.5.3 für das Nahfeld vorgenommen wurde. Eine Uebersicht bietet die Fig. 44 weiter unten. (Der Zweck dieser Figur ist die Darstellung der Komponenten der Modellierung, nicht aber der tatsächlichen geologischen Verhältnisse.)

Die Ergebnisse der hydrogeologischen Untersuchungen zeigen, dass das Wirtgestein als Medium doppelter Porosität betrachtet werden muss: Ein Teil der Wasserwege führt durch die Mikrorisse- und Porenstruktur der Störzonen, der überwiegende Teil jedoch durch ein Netz von wasserführenden Adern in solchen Störzonen (Kakiritzonen). In den Aplit-/Pegmatit-Gängen ist die effektive Porosität durch Spaltsysteme gegeben. Die Wasserbewegung wird durch die Fliegsrate (Darcy-Geschwindigkeit) q ($l/m^2.a$) beschrieben, die zum Produkt des Durchlässigkeitskoeffizienten K (m/s) und des hydraulischen Gradienten i proportional ist.

Da der Wasserbewegung nur die offenen Strukturen (kommunizierende Poren, Risse, Adern) zur Verfügung stehen, ist die eigentliche Fliessgeschwindigkeit v (m/a) des Wassers zur effektiven Fliessporosität ϵ_{eff} umgekehrt proportional: Die Adernsysteme in den Kakiritzonen werden konservativ durch wasserführende Rohre modelliert, die Fliessporosität ist dann zur Anzahl der Rohre pro m^2 Gesteinsfläche und zum Quadrat des Rohrradius proportional.

Die Längen der Fliesswege bis zu einem Aquifer mit Oberflächenkontakt werden aus dem lokalen hydrodynamischen Modell abgeleitet. Es werden verschiedene Varianten betrachtet, im Basisfall-Szenarium führt der gesamte Transportpfad im mittleren Granit durch das Adernsystem der Kakiritzonen steil nach oben in das - als Aquifer betrachtete - obere Kristallin, das nach rund 500 m Migrationslänge erreicht wird (die Parameterwerte sind im folgenden Abschnitt 7.6.2 zusammengestellt).

Die Radionuklide werden primär mit der mittleren Fliessgeschwindigkeit v des Wassers **advektiv** transportiert. Wegen der Fluktuation der lokalen Fliessgeschwindigkeiten um den Mittelwert v erleidet die advektiv transportierte Substanz eine **mechanische Dispersion**. Die Dispersion bedingt eine Verschmierung der Transportfront, wobei ein Teil der Nuklidmenge schneller aus der Geosphäre austritt und deshalb weniger stark zerfällt.

Der Beitrag der **Diffusion** zur Dispersion kann in den wasserführenden Zonen meist vernachlässigt werden, ihre Bedeutung liegt darin, dass sie das Eindringen der Radionuklide in zugängliche Gebiete stagnierenden Wassers (Porensäcke) ermöglicht.

Das Hineindiffundieren der Nuklidionen in das in Mikrorissen und Poren des Gesteins enthaltene stagnierende Wasser - die **Matrix-Diffusion** - stellt einen äusserst wirkungsvollen Mechanismus dar, der für das Zurückhalten der Radionuklide aus dem fliessenden Grundwasser verantwortlich ist. Diese Diffusion ist umso wirkungsvoller, je tiefer die Nuklidionen in die Gesteinsmatrix eindringen können. Das Eindringen ist vom Volumenanteil des verfügbaren Porenraums abhängig. Im betrachteten Fliesssystem sind die wasserführenden Adern in der Kakiritzone jeweils durch Gesteinsbereiche erhöhter Porosität umgeben (Kakirit = zerscherter Granit), welche für die Matrixdiffusion zur Verfügung stehen, die maximale Eindringtiefe beträgt somit 0,5 m. In den Spalten der Aplit-/Pegmatit- Gänge ist die Dicke der verwitterten Zone und somit die Eindringtiefe für die Matrixdiffusion kleiner (ca. 1 mm). Die Matrixdiffusion kann um viele Grössenordnungen höhere Retentionsfaktoren bewirken als die noch zu beschreibende Sorption.

Von Bedeutung ist, dass sich ihre Wirkung auf alle Nuklide erstreckt (auch auf die nicht sorbierenden Spezies). Die extreme Wirksamkeit der Matrixdiffusion als Rückhalte Mechanismus bedingt eine besonders sorgfältige Validierung der relevanten Parameterdaten.

Auf dem Weg durch die Geosphäre wechselwirken die im Wasser gelösten Radionuklide mit der Festphase des Gesteins, wobei die Radionuklide der Lösung länger oder kürzer entzogen werden. Die Gesamtheit der Vorgänge, die zur Immobilisierung der Nuklide in der Festphase führen, wird als **Sorption** bezeichnet. Der Zusammenhang zwischen den Nuklidkonzentrationen in den beiden Phasen kann durch empirische Isothermen beschrieben werden, die Modellrechnungen gehen von einer linearen Approximation aus. Die nuklidspezifischen Sorptionseigenschaften werden durch Verteilungskoeffizienten beschrieben, die Werte der volumenbezogenen Verteilungskoeffizienten K_d für einige Nuklide sind in der Tabelle 29 angegeben.

Die Sorption führt zur Verzögerung des Nuklidtransports gegenüber dem Wasserfluss um **Retentionsfaktoren** R . Der Retentionsfaktor R_p für die Effekte der Volumensorption hängt mit dem Verteilungskoeffizienten wie folgt zusammen

$$R_p = 1 + (1 - \epsilon_p) \cdot \rho \cdot K_d / \epsilon_p,$$

mit ϵ_p als der Gesteinsporosität und ρ als der Gesteinsdichte.

7.6.2 Eingangsdaten für die Sicherheitsanalysen

Die in die Sicherheitsanalysen eingehenden Parameterwerte sind in den beiden Tabellen 28 und 29 zusammengestellt. In der Regel sind jeweils zwei Werte angegeben: Einerseits "realistisch-konservative" Werte, mit denen im Basisfall gerechnet wird, und andererseits "sehr konservative" Werte, welche für die Parametervariation dienen.

Der Wassertransport wird modellmässig konservativ auf die Störzonen mit Adern (Modelldarstellung durch durchgehende Rohre) und mit Spalten begrenzt. Die in der Tabelle 28 angegebenen Parameterwerte führen zu einer Wasserfliessgeschwindigkeit $v = 6 \text{ m/a}$, einem recht ungünstigen und dadurch konservativen Wert. Die Migrationslängen bis zum oberen Kristallin entsprechen mit 500 bis 1700 m dem Modell-Datensatz resp. der hydrodynamischen Modellierung. Der Beitrag des oberen Kristallins zur Verzögerung des Transports und zur Nuklidrückhaltung wird vernachlässigt.

Bezüglich des Austritts des kontaminierten Grundwassers in die Biosphäre werden gemäss Fig. 35 zwei Wege betrachtet: Das Tiefengrundwasser wird auf seinem Weg im oberen Kristallin im Verhältnis der Permeabilitäten rund 10^4 -mal verdünnt und fliesst schliesslich in den fluvialen Schotter des Rheins. Dort findet eine weitere Verdünnung um einen Faktor 150 statt. Dies ist konservativ, weil das Verdünnungspotential des Vorfluters Rhein - der im Austausch mit seinem Schotterwasser steht - nicht berücksichtigt wird. Als zweite, sehr konservative Austrittsvariante wird das Anbohren tieferer Gesteinsschichten zur Wasserversorgung in Betracht gezogen. Die Verdünnung gegenüber dem oberen Kristallin beträgt hier nur einen Faktor 10.

Die in der Tabelle 29 angegebenen Verteilungskoeffizienten K_d sind für verwitterten Granit und somit für die Kakiritzonen repräsentativ. Zur Information sind neben K_d -Werten auch die anschaulicheren Retentionsfaktoren R_p angegeben, berechnet mit $\epsilon_p = 3,3 \cdot 10^{-2}$ und $\rho = 2,6 \text{ g/cm}^3$.

Tabelle 28: Nuklidabhängige Parameterwerte* der Geosphäre

Röhrenfrequenz (im Kakirit)	1 m⁻² , 9 m ⁻²
Röhrenradius (im Kakirit)	5.10⁻³ m , 5.10 ⁻⁴ m
Spaltfrequenz n (im Pegmatit/Aplit)	10 m ⁻¹ , 1 m⁻¹
Spaltöffnung b (im Pegmatit/Aplit)	10 ⁻⁴
Hydraulische Konduktivität in der Kakiritzone K	1,25.10⁻⁹ m/s
mittlere Fließrate im mittleren Granit q _m	1,2.10 ⁻¹³ m ³ /m ² .s
mittlere Fließrate im oberen Granit q _o	2.10 ⁻⁹ m ³ /m ² .s
Wasserfluss im fluvialen Schotter Q _B	1,1.10 ⁻¹ m ³ /s
Wasserfluss einer Wasserversorgung Q _B	8,2.10 ⁻³ m ³ /s
Dispersionslänge a _L	250 m, 50 m
Gesteinsdichte	
. intaktes Gestein	2,7 g/cm ³
. Kakiritzone	2,6 g/cm³
Matrixporosität ε _p	
. frischer Granit	2,5.10 ⁻³
. Kakirit	3,3.10⁻²
Matrixdiffusionskonstante D _p	
. frischer Granit	3,2.10 ⁻¹³ m ² /s
. Kakiritzone	1,5.10 ⁻¹¹ m ² /s 1,5.10⁻¹⁰ m²/s
Dicke der Kakiritzonen	1,0 m , 0,5 m
Migrationslänge l	500 m , 1'700 m

* Parameterwerte für das Basisfallszenarium sind hervorgehoben.

Tabelle 29: Verteilungskoeffizienten K_d und Retentionsfaktoren R_p im verwitterten Granit (vgl. Tabelle 7-2 im NGB 85-04)

Element	Verteilungskoeffizient		Retentionsfaktor	
	K_d (m ³ /kg)		R_p	
	realistisch	konservativ	realistisch	konservativ
Ac	5	0,25	400'000	20'000
Am	5	0,5	400'000	40'000
Cs	0,03	0,006	2'000	400
Cm	5	0,5	400'000	40'000
I	0,001	0	80	1
Pb	1	0	80'000	1
Mo	0,005	0	400	1
Np	1	0,1	80'000	8'000
Pd	0,01	0	800	1
Pu	5	0,5	400'000	40'000
Pa	1	0,01	80'000	800
Ra	1	0,05	80'000	4'000
Rn	0	0	1	1
Sm	2,5	0,25	200'000	20'000
Se	0,005	0	400	1
Tc	0,25	0,005	20'000	400
Th	1	0,01	80'000	800
Sn	0,05	0	4'000	1
V	1	0,05	80'000	4'000
Zr	5	0,1	400'000	8'000

7.7 Transportphänomene in der Biosphäre, Inkorporation

Gemäss dem Basisfall der Freisetzungsszenarien gelangen die aus dem Nahfeld freigesetzten und während des Geosphärentransports nicht zerfallenen Radionuklide in oberflächennahe Grundwässer und werden in der Biosphäre verteilt. Ueber das Trinkwasser oder auf dem Umweg über Pflanzen und Tiere erreichen sie schliesslich den Menschen.

Die mathematische Beschreibung des Nuklidtransportes in der Biosphäre erfolgt mit Hilfe eines Kompartimentmodells (Fig. 42). Dabei werden geeignete Wasser- und Bodenkompimente definiert, zwischen denen Radionuklidflüsse herrschen. Mindestens in eines der Kompartimente exfiltriert das kontaminierte Grundwasser aus der Geosphäre. An die Boden-/Wasser-Kompimente ist die Nahrungskette angeschlossen: Ein Wasserkompiment dient z.B. der Trinkwasserversorgung, auf einem Teil eines Bodenkompiments wird Getreide angepflanzt etc. Mögliche nuklidspezifische Aufkonzentration in der Nahrungskette wird im Modell berücksichtigt. Schliesslich werden aufgrund der mittleren Jahreskonsumwerte der verschiedenen Nahrungsmittel nuklidspezifische Ingestionsraten bestimmt und mit Hilfe der Dosiskonversionsfaktoren die resultierende Jahresdosis der Strahlenexposition berechnet.

Für die Sicherheitsanalysen im Projekt Gewähr 1985 wurden bezüglich der Biosphäre und der Inkorporation folgende Festlegungen getroffen:

- Als Exfiltrationspfad in die Biosphäre wird einerseits das Grundwasser der Rheinschotter (Wasserfluss $1,1 \cdot 10^{-1} \text{ m}^3/\text{s} = 3,3 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{a}$) angenommen, andererseits eine Quelle der Schüttung $8,2 \cdot 10^{-3} \text{ m}^3/\text{s} = 2,6 \cdot 10^5 \text{ m}^3/\text{a}$ (vgl. Abschnitt 7.6.2).
- Als Modellregionen für die Kompartimentalisierung wird dementsprechend eine typische ebene Flussregion (grundwasserführende Schotterterrasse) und ein kleines Tal mit Quelle gewählt.
- Für die Konzentrationsfaktoren (z.B. Boden-Pflanzen und Wasser-Fisch) wurden konservative Werte angenommen, für die Konsumgewohnheiten wurde auf die Gegenwart abgestellt.

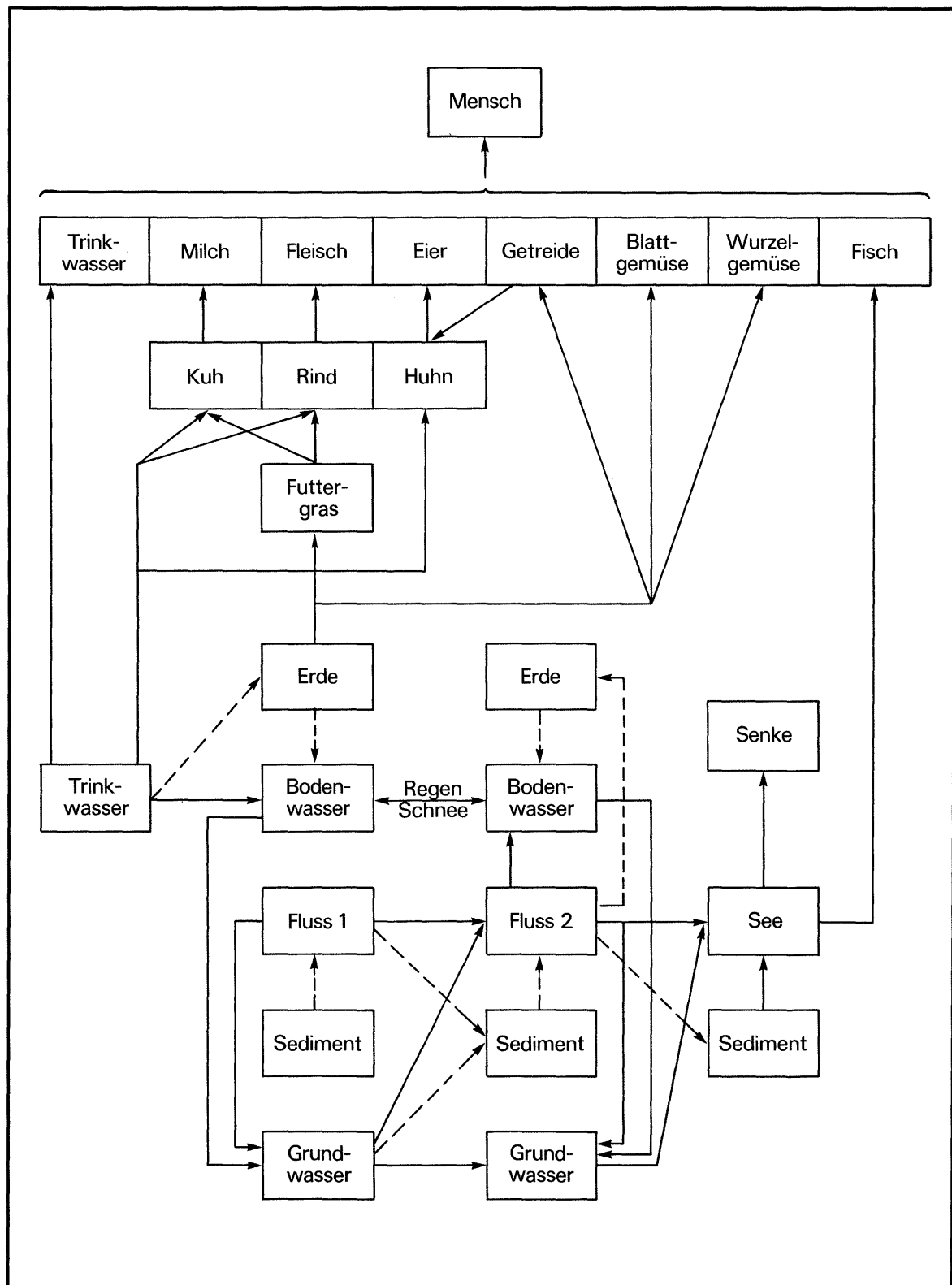


Fig. 43: Beispiel einer Kompartimentalisierung der Biosphäre. Ausgezogene Linien bedeuten Wasserflüsse (mit oder ohne Nuklide), die gestrichelten Linien reine Nuklidflüsse.

- Die Dosiskonversionsfaktoren DF (rem/Ci) entsprechen den ICRP-30-Werten, welche den gegenwärtig neuesten, international akzeptierten, vollständigen Datensatz darstellen.

Die Berechnung der Strahlenexposition ist notwendig, weil das Schutzziel der Richtlinie R-21 als **Strahlendosis** (10 mrem pro Jahr) formuliert ist. Es darf aber nicht übersehen werden, dass die Darstellung der Biosphäre anhand heutiger Topographie, Klimaverhältnisse etc. einen Modell-Charakter aufweist - allein die Durchbruchzeit der Bentonit-Barriere bedeutet eine Verzögerung von mehr als 10^4 Jahren, der Geosphären-Transport vervielfacht diesen Wert, und die ersten Radionuklide gelangen in die Biosphäre nach 1 Mio. Jahren, wenn die Topographie und das Klima sicher anders sein werden als heute. In gewissem Sinne aussagekräftiger wäre die Betrachtung der in die Biosphäre freigesetzten Aktivitätskonzentrationen: Auch diese liefert für das Endlager Werte, die um Größenordnungen unter den Konzentrationen der stets vorhandenen natürlichen Aktivitäten liegen.

7.8 Ergebnisse der Sicherheitsanalyse

7.8.1 Einleitende Bemerkungen, Szenarien-Analyse, Rechenmodelle

Wie im Abschnitt 3.4 gezeigt wurde, besteht das Ziel der Sicherheitsanalyse darin, mögliche Freisetzungsvorgänge zu verstehen und zu bewerten, und die für realistischerweise anzunehmende Freisetzungsvorgänge resultierende Strahlendosis zu berechnen.

Für die Freisetzungsszenarien, welche als genügend wahrscheinlich betrachtet werden (d.h. realistischerweise anzunehmen sind), werden die Folgen deterministisch bestimmt: Die Konsequenzen-Analyse setzt die Eintretenswahrscheinlichkeit der angenommenen Vorgänge und Ereignisse konservativerweise gleich 1.

Wegen der langen Zeiträume, die in den Sicherheitsstudien der Konsequenzen-Analyse berücksichtigt werden müssen, ist eine direkte experimentelle Überprüfung der berechneten Ergebnisse ausgeschlossen. Die Studien müssen sich auf Modelle der physikalischen, chemischen und geologischen Vorgänge abstützen. Unter einem Modell versteht man dabei eine analytisch-mathematische Darstellung des realen Systems, welche genügend vollständig ist und erlaubt, quantitative Aussagen über das künftige Verhalten des realen Systems abzuleiten.

Die Konsequenzen-Analyse besteht dann in der Durchrechnung entsprechender Modelle für die Freisetzung und den Transport der Radionuklide, um schliesslich die potentiell resultierende Strahlendosis als Funktion der Zeit zu erhalten.

Die Beurteilung, welche Freisetzungsvorgänge und -ereignisse realistischerweise anzunehmen sind, erfolgt durch die **Szenarien-Analyse**. Eine vollständige Szenarien-Analyse erfordert

- die Identifikation aller Prozesse und Ereignisse, welche das Lagerverhalten beeinflussen können,
- eine quantifizierte Beschreibung des Gesamtsystems unter Einwirkung dieser Prozesse und Ereignisse,
- die Abschätzung der Eintretenswahrscheinlichkeiten der betrachteten Prozesse und Ereignisse.

Aus dem breiten Spektrum des möglichen Lagerverhaltens muss ein endlicher Szenariensatz für die weitere Analyse ausgewählt werden. Für die Behandlung dieser Aufgabe können die üblichen Methoden der Prognostik herangezogen werden. Bei einem Sicherheitsnachweis, wie er im Projekt Gewähr 1985 benötigt wird, handelt es sich nicht um die Prognose des wahrscheinlichsten Verhaltens oder um die quantitative Ermittlung von Eintrittswahrscheinlichkeiten für Verhaltensvarianten, sondern um eine Abschätzung derjenigen Prozesse und Ereignisse, welche die Sicherheit der Endlagerung beeinträchtigen könnten, mit dem Ziel der konservativen Angabe von maximal denkbaren Folgen. Für solche Grenzbetrachtungen ausreichend und geeignet erwies sich zur Auswahl der zu betrachtenden Prozesse und Ereignisse die informelle Methode des "Experten-Konsensus" (expert opinion), bei der Fachleute iterativ die Bedingungen für Situationen diskutieren, in denen eine Freisetzung von Radionukliden aus dem Lager möglich ist.

Die Betrachtung der möglichen Prozesse und Ereignisse führte zur Aufstellung von umfangreichen Listen (Abschnitt 5 im NGB 85-05), wobei drei Hauptkategorien unterschieden werden können:

- natürliche Prozesse (langsam) und Ereignisse (schnell), die unabhängig von der Existenz eines Endlagers auftreten (z.B. Klimaänderungen, Erosion, Grundwasseränderungen, Meteoreinschlag, etc.)

- lagerbedingte Prozesse und Ereignisse (z.B. Strahlungsschädigung der Matrix, Radiolyse, thermische Effekte, Chemismusänderungen durch Korrosion, etc.)
- durch menschliche Aktivität bedingte Prozesse und Ereignisse (Bohrungen in Sedimenten und im Wirtgestein, Veränderung der Hydrogeologie durch Stauseeanlage, Injektion flüssiger Abfälle, etc.)

Die Eintrittswahrscheinlichkeiten für die Zeiträume bis zu 10^4 Jahren und bis zu 10^6 Jahren wurden abgeschätzt und entsprechend der Tabelle 2 in diesem Berichtsband wurde die sicherheitstechnische Relevanz der Prozesse und Ereignisse bewertet.

Die Betrachtung der so bewerteten Freisetzungsvorgänge zeigt, dass sich die genügend wahrscheinlichen Freisetzungsszenarien für ein Endlager in den betrachteten geologischen Formationen stets als Variationen eines **Grund szenariums** darstellen lassen, das in der Auslaugung, Auflösung und im Transport der Radionuklide zur Biosphäre durch Grundwasser besteht. Auf dieses Szenarium bezog sich bereits die Diskussion der meisten Eingabedaten in den vorhergehenden Abschnitten 7.3 bis 7.7. Auch die zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse der Sicherheitsanalyse soll sich im wesentlichen auf das Grundwasserszenarium beschränken; alternative Freisetzungsszenarien werden nur am Rande erwähnt (Abschnitt 7.8.4).

Die mathematischen Modelle der Konsequenzen-Analyse sind in den Berichtsbänden NGB 85-04 und 85-05 summarisch und in entsprechenden Referenzberichten ausführlich dargestellt; eine konzise, systematische Uebersicht vermittelt auch der Zwischenbericht der Nagra (NTB 83-02 und 83-03). Die Modelle bilden im wesentlichen eine Kette "Freisetzung im Nahfeld - Geosphärentransport - Strahlenexposition in der Biosphäre". Nicht alle benutzten und z.T. auch in diesem zusammenfassenden Berichtsband erwähnten Modelle sind in die Hauptrechenkette integriert. Einige - z.B. die hydrodynamischen Modelle oder die Wärmeausbreitungsmodelle - dienen vor allem der Aufbereitung der Eingabedaten für die Hauptrechenkette oder der Festlegung der Vorgaben für die Auslegung des Endlagers. Andere - insbesondere die verfeinerten Modellvorstellungen der Hydrogeologie und des Radionuklidtransports im Nahfeld (Diffusionsbarriere Bentonit) - dienen einer detaillierteren Betrachtung der Quellterme der Hauptmodellkette. Sie wurden mit sehr konservativen Randbedingungen durchgerechnet; im vorliegenden Projekt Gewähr 1985 sind sie in der Basisfall-Modellkette (Abschnitt 7.8.2) nicht integriert, werden aber im Abschnitt 7.8.3 kommentiert.

7.8.2 Basisfall-Szenarium mit Parameter-Variationen

7.8.2.1 Das Grundszenarium

Das Grundszenarium berücksichtigt folgende Vorgänge und Ereignisse (vgl. schematische Uebersicht in Fig. 44):

- Nach dem Endlagerverschluss dringt das Tiefengrundwasser in die Lagerkavernen ein und die Abfallbehälter werden korrodiert. Nach 1000 Jahren versagen alle Behälter gleichzeitig, bilden keine Einschlussbarrieren mehr, beeinflussen aber weiterhin den Nahfeldchemismus. Die Freisetzungsvorgänge beginnen also mit einem Aktivitätsinventar, wie er sich 1000 Jahre nach dem Lagerverschluss präsentiert. Der Einfachheit halber werden die Zeitangaben im folgenden auf den Beginn der Freisetzung, also auf den Zeitpunkt des Behälterdurchbruchs bezogen.
- Die Wirkung der Bentonitverfüllung wird im Modell nicht berücksichtigt. Indirekt findet sie jedoch Beachtung bei der Auswahl der für die Transportrechnungen auszuwählenden Radionuklide (Nuklide, welche zerfallen, bevor sie in das Wirtgestein eindringen, können ausser acht gelassen werden).
- Ebenso unberücksichtigt bleibt die Hydrodynamik des Nahfelds (Abschnitt 7.5.3) und der Umstand, dass im Bereich der (wasserführenden) Kakiritzonen keine Abfälle eingelagert werden. Es wird ein gleichmässig verteilter Wasserfluss von 0,71 l/Jahr und Behälter angenommen.
- Radionuklide werden in das zirkulierende Wasser entsprechend der Glasauflösung (Abschnitt 7.4.1) oder entsprechend ihrer Löslichkeitslimiten (Abschnitt 7.5.4) freigesetzt.
- Sie werden entsprechend Abschnitt 7.6 durch die Geosphäre transportiert, wobei der Wasserfluss konservativ auf die Adern der Kakiritzonen begrenzt wird, die als durchgehende "Rohre" modelliert werden. Als Retardations- resp. Retentionsmechanismen werden die Sorption und die Matrix-Diffusion berücksichtigt. Die Parameterwerte sind in den Tabellen 28 und 29 zusammengestellt.
- Die erste Verdünnung erfolgt gemäss dem hydrogeologischen Datensatz im oberen Kristallin, das Wasser fliesst schliesslich in den fluvialen Schotter des Rheins und wird entsprechend Abschnitt 7.7 in der Biosphäre verteilt.

Die Ergebnisse der Modell-Rechnungen sind in der Tabelle 30 zusammengestellt und werden in den folgenden Abschnitten kommentiert.

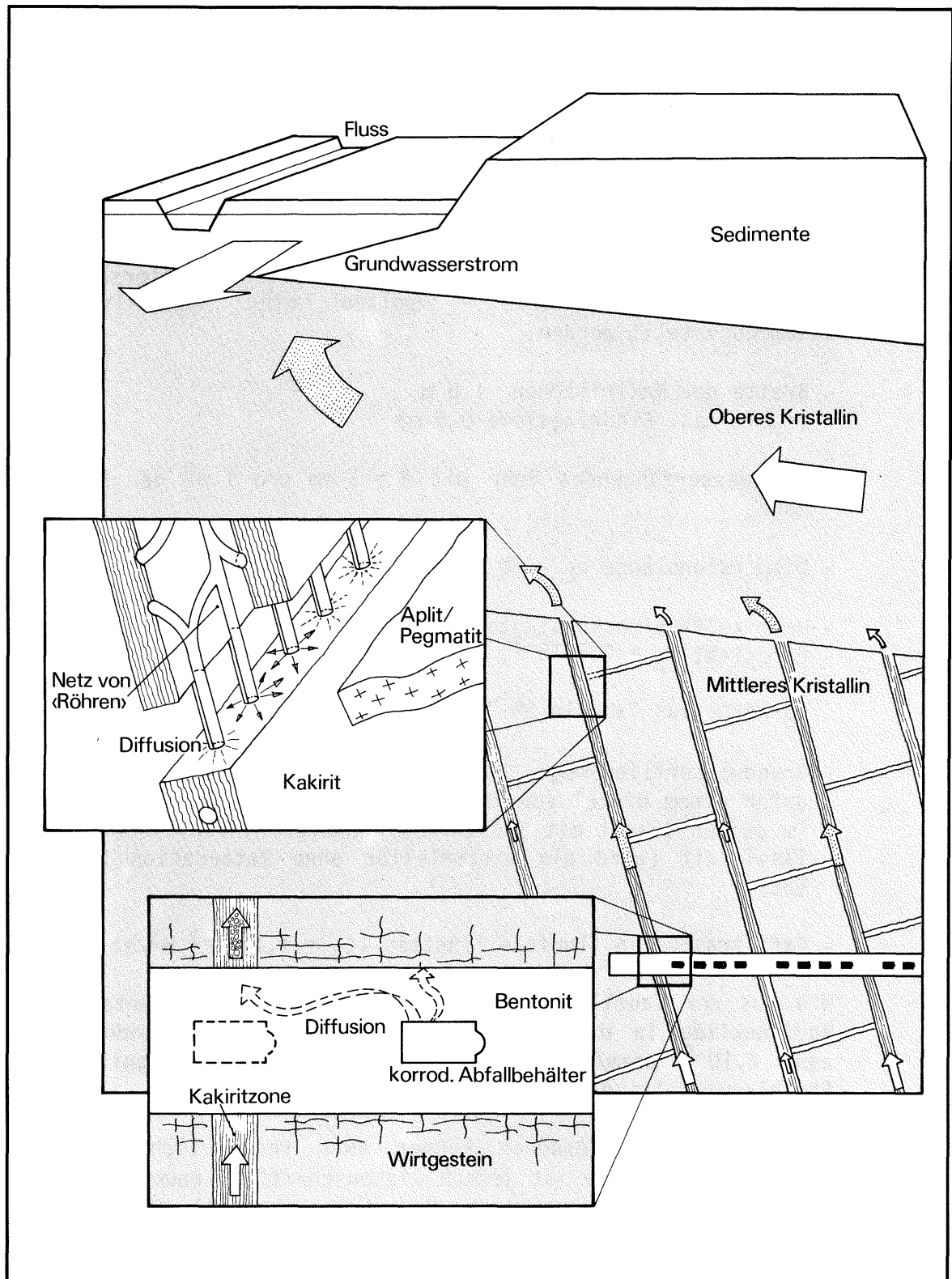


Fig. 44: Schematische Uebersicht der Transport- und Retentions-Vorgänge beim Grundzenarium

7.8.2.2 Der Basisfall

Das Grundwasserszenarium mit einem realistisch-konservativen Datensatz wird als Basisfall-Szenarium bezeichnet. Die für den Basisfall berechneten Strahlendosen geben ein zutreffendes Bild über die potentielle Strahlenexposition unter realistischerweise anzunehmenden Umständen. Sie dienen ausserdem als Vergleichsbasis für verschiedene Parametervariationen.

Die wichtigsten Parameter - die in den folgenden Unterszenarien z.T. variiert werden - sollen hier nochmals kurz zusammengestellt werden:

- Breite der Kakiritzonen 1,0 m
(somit max. Eindringtiefe 0,5 m)
- Ein wasserführendes Rohr mit $R = 5 \text{ mm}$ pro 1 m^2 der Kakiritzone
- Dispersionslänge $a_L = 50 \text{ m}$
- Matrixdiffusionskonstante $D_p = 1,5 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$
- Porosität $\epsilon_p = 3,3 \cdot 10^{-2}$, somit $\epsilon_p \cdot D_p = 5 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2/\text{s}$
- K_d -Werte aus Tabelle 29 "realistisch"
- Grundwasserfliessweg: Rund 500 m im mittleren Kristallin unter einem Winkel von 70° schräg nach oben, dann rund 5000 m im oberen Granit mit $1,7 \cdot 10^4$ -mal höherer hydraulischer Durchlässigkeit (wird als Wasserleiter ohne Retardation betrachtet)
- Exfiltration in fluviale Schotter ($Q_B = 1,1 \cdot 10^{-1} \text{ m}^3/\text{s}$)

Wie aus der Tabelle 30 ersichtlich, **führt die Freisetzung der Radionuklide in die Biosphäre zu maximaler Strahlendosis von rund $6 \cdot 10^{-8} \text{ mrem/Jahr}$** , also zu einer völlig insignifikanten Strahlenexposition.

(So kleine Strahlendosen können zwar rechnerisch ermittelt werden, ihre Angabe ist jedoch wissenschaftlich kaum mehr sinnvoll, da sie keine praktische Bedeutung haben. Als Beispiel sei die Basisfallfreisetzung von Np-237 angeführt, deren Maximumausgang der Geosphäre nach $2 \cdot 10^7$ Jahren $4 \cdot 10^{-22} \text{ mol/Jahr}$ erreicht, was weniger als 250 Np-Atome pro Jahr bedeutet! Trotzdem sind zumindest Dosisleistungen über $10^{-7} \text{ mrem/Jahr}$ angeführt, um die relative Bedeutung der Parametervariationen aufzuzeigen.)

Tabelle 30: Maximale Jahresdosis $D_{\max}$ und Zeit $T_{\max}$ ihres Auftretens (nach Behälterdurchbruch) für verschiedene Grundwasserszenarien beim Endlager Typ C für hochaktive Abfälle

Szenarium →	Basisfall-Szenarium		Konservative Matrix-Diffusion		Konservative Dispersionslänge		Konservative Sorption		Konservative Dicke der Kakiritzonen		Grössere Röhrenfrequenz bei kleinerem Röhrendurchmesser		Konservative Matrix-Diffusion und Sorption	
	$D_{\text{Kakirit}} = 1,0 \text{ m}$ $n = 1 \text{ m}^{-2}$; $R = 5 \cdot 10^{-3} \text{ m}$ $a_L = 50 \text{ m}$ $\varepsilon_p \cdot D_p = 5 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2/\text{s}$ K_d -Werte (realistisch)		Änderung zum Basisfall: $\varepsilon_p \cdot D_p = 5 \cdot 10^{-13} \text{ m}^2/\text{s}$		Änderung zum Basisfall: $a_L = 250 \text{ m}$		Änderung zum Basisfall: K_d -Werte (konservativ)		Änderung zum Basisfall: $D_{\text{Kakirit}} = 0,5 \text{ m}$		Änderung zum Basisfall: $n = 9 \text{ m}^{-2}$; $R = 5 \cdot 10^{-4} \text{ m}$		Änderung zum Basisfall: $\varepsilon_p \cdot D_p = 5 \cdot 10^{-13} \text{ m}^2/\text{s}$ K_d -Werte (konservativ)	
Nuklid ↓	$D_{\max}$ (mrem/a)	$T_{\max}$ (a)	$D_{\max}$ (mrem/a)	$T_{\max}$ (a)	$D_{\max}$ (mrem/a)	$T_{\max}$ (a)	$D_{\max}$ (mrem/a)	$T_{\max}$ (a)	$D_{\max}$ (mrem/a)	$T_{\max}$ (a)	$D_{\max}$ (mrem/a)	$T_{\max}$ (a)	$D_{\max}$ (mrem/a)	$T_{\max}$ (a)
Np-237	(-)		$3,6 \cdot 10^{-8}$	$2,1 \cdot 10^7$	(-)		(-)		(-)		(-)		$6,6 \cdot 10^{-7}$	$2,1 \cdot 10^7$
U-233	(-)		(-)		(-)		(-)		(-)		(-)		$8,1 \cdot 10^{-9}$	$2,1 \cdot 10^7$
Th-229*	(-)		$1,0 \cdot 10^{-8}$	$2,1 \cdot 10^7$	(-)		(-)		(-)		(-)		$4,6 \cdot 10^{-6}$	$1,6 \cdot 10^7$
U-238	(-)		(-)		(-)		$1,7 \cdot 10^{-8}$	$1,0 \cdot 10^8$	(-)		(-)		$1,7 \cdot 10^{-8}$	$1,0 \cdot 10^8$
U-234	(-)		(-)		(-)		$1,6 \cdot 10^{-8}$	$1,0 \cdot 10^8$	(-)		(-)		$1,6 \cdot 10^{-8}$	$1,0 \cdot 10^8$
Th-230	(-)		(-)		(-)		$5,4 \cdot 10^{-7}$	$1,0 \cdot 10^8$	(-)		(-)		$7,2 \cdot 10^{-7}$	$1,0 \cdot 10^8$
Ra-226*	(-)		$1,9 \cdot 10^{-9}$	$3,5 \cdot 10^5$	$1,8 \cdot 10^{-9}$	$1,0 \cdot 10^8$	$6,6 \cdot 10^{-7}$	$1,0 \cdot 10^8$	(-)		(-)		$8,8 \cdot 10^{-7}$	$1,0 \cdot 10^8$
U-235	(-)		(-)		(-)		$8,1 \cdot 10^{-9}$	$1,0 \cdot 10^8$	(-)		(-)		$8,0 \cdot 10^{-9}$	$1,0 \cdot 10^8$
Pa-231	(-)		$1,5 \cdot 10^{-9}$	$1,0 \cdot 10^8$	$3,7 \cdot 10^{-9}$	$1,0 \cdot 10^8$	$6,4 \cdot 10^{-6}$	$1,0 \cdot 10^8$	(-)		(-)		$7,6 \cdot 10^{-6}$	$1,0 \cdot 10^8$
Ac-227*	(-)		(-)		$1,7 \cdot 10^{-9}$	$1,0 \cdot 10^8$	$5,8 \cdot 10^{-7}$	$1,0 \cdot 10^8$	(-)		(-)		$6,9 \cdot 10^{-7}$	$1,0 \cdot 10^8$
Tc-99	(-)		$7,0 \cdot 10^{-9}$	$1,1 \cdot 10^6$	(-)		$7,5 \cdot 10^{-9}$	$2,6 \cdot 10^6$	(-)		(-)		$1,4 \cdot 10^{-6}$	$1,1 \cdot 10^6$
Se-79	(-)		$3,5 \cdot 10^{-8}$	$4,4 \cdot 10^5$	$4,3 \cdot 10^{-8}$	$5,9 \cdot 10^5$	$1,1 \cdot 10^{-3}$	$1,6 \cdot 10^4$	$5,2 \cdot 10^{-9}$	$8,6 \cdot 10^5$	(-)		$1,1 \cdot 10^{-3}$	$1,5 \cdot 10^4$
Pd-107	$7,8 \cdot 10^{-9}$	$3,8 \cdot 10^7$	$8,7 \cdot 10^{-9}$	$3,5 \cdot 10^7$	$2,7 \cdot 10^{-8}$	$3,4 \cdot 10^7$	$4,8 \cdot 10^{-8}$	$1,4 \cdot 10^4$	$2,8 \cdot 10^{-8}$	$2,9 \cdot 10^7$	(-)		$4,8 \cdot 10^{-8}$	$1,6 \cdot 10^4$
Cs-135	$5,5 \cdot 10^{-8}$	$1,8 \cdot 10^7$	$8,4 \cdot 10^{-7}$	$6,1 \cdot 10^6$	$2,2 \cdot 10^{-5}$	$6,6 \cdot 10^6$	$6,6 \cdot 10^{-5}$	$6,4 \cdot 10^6$	$2,9 \cdot 10^{-5}$	$7,8 \cdot 10^6$	(-)		$7,5 \cdot 10^{-5}$	$4,8 \cdot 10^6$
Ni-59	(-)		(-)		(-)		(-)		(-)		(-)		$1,1 \cdot 10^{-9}$	$5,6 \cdot 10^4$
Sn-126*	(-)		$1,4 \cdot 10^{-8}$	$8,8 \cdot 10^5$	(-)		$3,5 \cdot 10^{-3}$	$1,6 \cdot 10^4$	(-)		(-)		$3,5 \cdot 10^{-3}$	$1,6 \cdot 10^4$

* Dosis kurzlebiger Tochternuklide mitberücksichtigt. (-) Dosis kleiner als 10^{-9} mrem/Jahr.

7.8.2.3 Parameter-Variationen

In den weiteren Kolonnen der Tabelle 30 sind die Strahlendosen angegeben, die resultieren, wenn gegenüber dem Basisfall ein oder zwei Parameter-Werte noch konservativer angesetzt werden:

Als **"konservative Matrix-Diffusion"** wird das Unterszenarium mit einer zehnmal kleineren Matrixdiffusivität als im Basisfall bezeichnet. Unter diesen Umständen wird die Kakiritmatrix nicht mehr bei allen Nukliden gesättigt. Die Transportzeiten vermindern sich dabei zwar drastisch (bei Np-237 z.B. um rund 20 Halbwertszeiten), die resultierenden Strahlendosen sind aber immer noch insignifikant (maximal rund 10^{-6} mrem/a nach rund 10^7 Jahren).

Die Ergebnisse der Modell-Rechnungen für diese Parameter-Variation sind in Fig. 45 dargestellt, man ersieht daraus die Beiträge der einzelnen Radionuklide und den zeitlichen Verlauf der Dosiswerte. (Auf eine gleiche Darstellung des Basisfalls muss verzichtet werden, weil im gewählten Darstellungsbereich keine Aktinide resp. ihre Tochterprodukte sichtbar wären!)

Die **"konservative Dispersionslänge"** $a_L = 250$ m - beim totalen Fließweg von 500 m (!) - verkürzt ebenfalls die Transportzeiten: Ein Teil der Radionuklide erreicht die Biosphäre erheblich schneller als mit der mittleren Nuklidgeschwindigkeit. Wie bei den vorhergehenden Szenarien ist Cs-135 für die Maximaldosis verantwortlich, die jetzt rund $2 \cdot 10^{-5}$ mrem/a beträgt, aber nach wie vor insignifikant bleibt.

Mit den konservativen K_d -Werten aus der Tabelle 29 (Variation **"konservative Sorption"**) dominieren andere Spaltprodukte (Sn-126, Se-79), die jetzt als nicht-sorbierend betrachtet werden. Die maximale Exposition von rund $5 \cdot 10^{-3}$ mrem/a ist auch unter dieser extremen Annahme vernachlässigbar.

Eine kleinere **"konservative Dicke der Kakiritzonen"** führt zur Verminderung der maximalen Eindringtiefe und somit zur Reduktion des für die Matrixdiffusion verfügbaren Kakiritvolumens, mit entsprechendem Anstieg der möglichen Strahlenexposition insbesondere durch Pd-197 und Cs-135, welche beinahe den maximal möglichen Fluss erreichen. Die resultierenden Dosisleistungen von maximal $3 \cdot 10^{-5}$ mrem/a sind aber nicht signifikant.

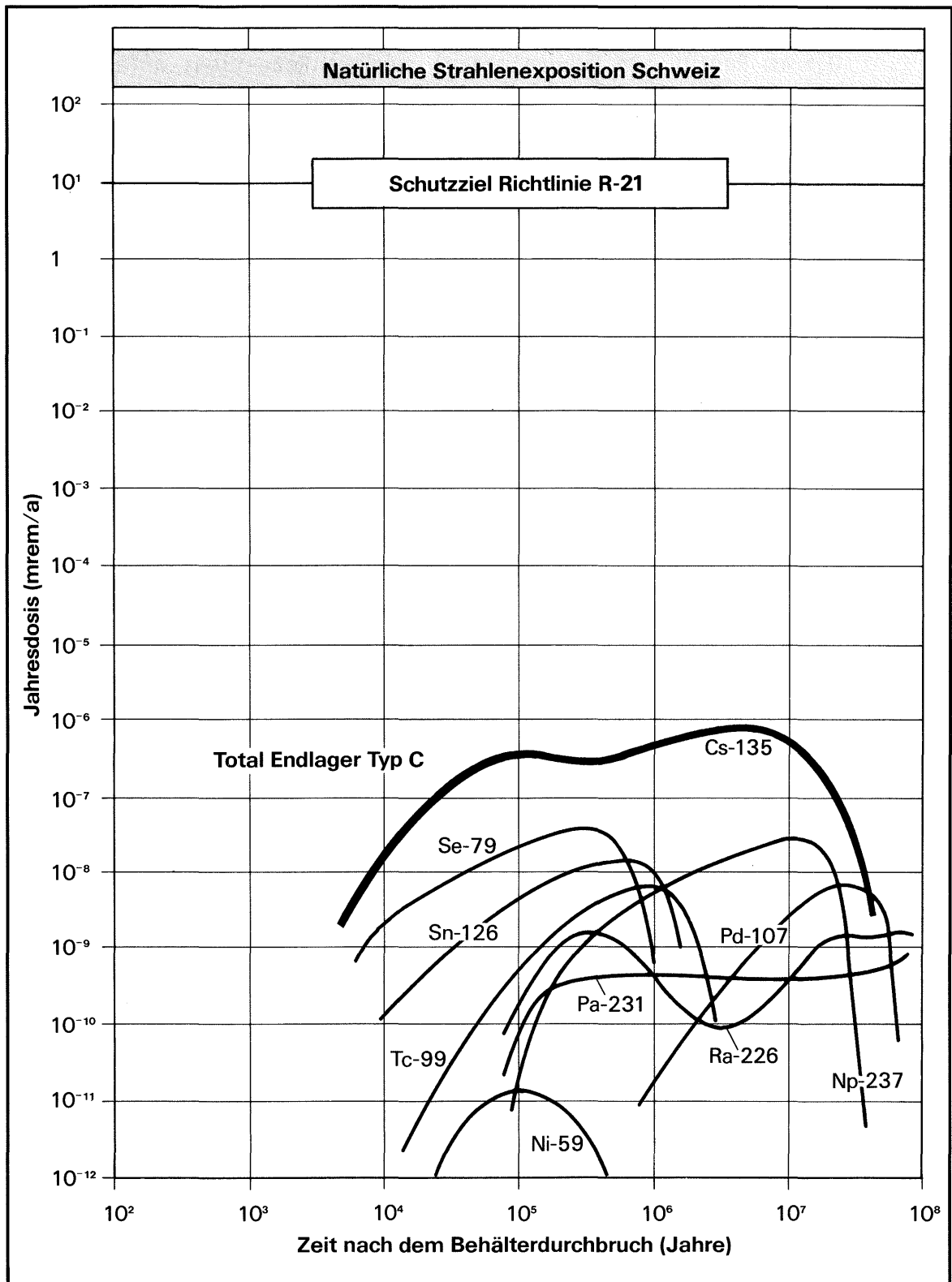


Fig. 45: Strahlenexposition durch radioaktive Stoffe aus dem Endlager Typ C für eine Variation des Basisfall-Szenariums mit konservativen Annahmen zur Matrixdiffusion ($\epsilon_p \cdot D_p = 5 \cdot 10^{-13} \text{ m}^2/\text{s}$).

Umgekehrt bringt die Annahme der Verteilung des Wasserflusses in den Kakiritzonen auf mehrere kleinere Adern (9 Rohre mit 0,5 mm Radius pro Quadratmeter) erhöhte Retention; alle Nuklidbeiträge liegen unter 10^{-9} mrem/a.

In der letzten Kolonne der Tabelle 30 ist schliesslich der kombinierte Einfluss der **"konservativen Matrix-Diffusion und Sorption"** dargestellt. Die Beiträge aller Nuklide liegen um Grössenordnungen höher als im Basisfall. Gesamthaft gesehen wird jedoch die maximale Strahlendosis durch die als nicht sorbierend angenommenen Spaltprodukte Se-79 und Sn-126 bestimmt (rund $4 \cdot 10^{-3}$ mrem/a). Sie bleibt weit unter einem signifikanten Niveau.

Als eine in der Tabelle 30 nicht dargestellte Variante wurde die Exfiltration der kontaminierten Tiefengrundwässer in eine **Quellfassung** der Schüttung 500 l/min (vgl. Fig. 34 und Tabelle 28) untersucht. Wegen der kleineren Verdünnung resultieren Strahlendosen, die um rund eine Grössenordnung höher sind als beim Austritt in das Grundwasser der fluvialen Schotter - somit immer noch insignifikant.

7.8.3 Einfluss der Bentonitverfüllung und der Nahfeldhydrogeologie

Wegen seiner niedrigen hydraulischen Konduktivität stellt der Bentonit eine Barriere dar, durch welche Radionuklide nur durch die Diffusion im Porenwasser transportiert werden können. Die dynamische Diffusivität (vgl. Abschnitt 7.4.3) ist wegen der Sorptionsprozesse besonders klein und ergibt lange Durchbruchzeiten. Nach dem Durchbruch begrenzt der Diffusionsprozess die maximalen Freisetzungsraten.

Weil anzunehmen war, dass unter den Bedingungen des Modell-Datensatzes die Begrenzung der Freisetzung durch die tiefen Löslichkeiten dominiert, wurde die Begrenzung durch die Diffusion in den Basisfallrechnungen konservativerweise vernachlässigt. Dem Verzögerungseffekt der Durchbruchzeit wurde hingegen Rechnung getragen, indem Radionuklide, welche während des Transports durch die Bentonitschicht auf nicht signifikante Werte zerfallen, im Basisfall nicht berücksichtigt wurden (vgl. NGB 85-05, Abschnitt 7.3).

Das Ergebnis der Berechnung der Freisetzung der Radionuklide durch ihre Diffusion durch die Bentonitschicht hängt stark von den angenommenen Randbedingungen ab. Besonders wichtig ist die Annahme der Nuklidkonzentration an der Stollenwand (= beim Eintritt in das Wirtgestein), weil diese den Konzentrationsgradienten und somit die treibende Kraft der Diffusion bestimmt. Ebenfalls wichtig sind geometrische Faktoren, wie die effektive Dicke der Bentonitschicht, der Abstand des Behälters von einer permeablen Störungszone, etc.

Der Einfluss der Randbedingungen auf die Begrenzung der Freisetzungsrates durch die Diffusion im Bentonit wurde durch Modellrechnungen untersucht. Die Ergebnisse der Modellrechnungen wurden zum Teil bereits in der Diskussion im Abschnitt 7.5.5 benützt, sie lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Bevor die Diffusionsfront die Bentonitschicht durchquert, erfolgt keine Freisetzung in das umliegende Wirtgestein - die Verfüllung wirkt bis zu der "Durchbruchzeit" als "vollständiger Einschluss". Signifikante Konzentrationen von Radionukliden treten am Eingang zur Geosphäre erst einige zehntausend Jahre nach dem Versagen des Abfallbehälters auf (vgl. Fig. 41).
- Dies hat zur Folge, dass die kürzerlebigen Nuklide - darunter z.B. Pu-239, Am-241 oder Cm-245 - zerfallen, bevor sie das System der technischen Barrieren verlassen können.
- Unter den Bedingungen des hydrogeologischen Modellsatzes (0,71 l Wasser pro Jahr und Behälter) ist die Löslichkeit der meisten Radionuklide der begrenzende Faktor ihrer Freisetzung nach der Durchbruchzeit, und nicht der diffusive Widerstand des Bentonits.
- Bei einem weniger guten Wirtgestein, mit einem höheren Grundwasserfluss durch das Endlager, erhöht sich entsprechend auch die löslichkeitsbegrenzte Freisetzung. Die Freisetzungsrates kann jedoch - wie in Fig. 42 gezeigt - die durch die diffusive Freisetzung gegebene Grenze nicht überschreiten: In diesem Sinne trägt die Diffusionsbarriere Bentonit auch **nach** der Durchbruchzeit zur Gesamtsicherheit der Endlagerung bei.
- Die durch die Diffusion gegebene Freisetzungsrates wird allerdings auch bei kleinen Wasserfliessraten dadurch beschränkt, dass das Wirtgestein nicht an der ganzen Stollenwand für die herausdiffundierenden Nuklide aufnahmefähig ist - diese müssen zu den potentiell wasserführenden Zonen gelangen (Kalkritzen, Klüfte, Gänge etc.). Der Uebertrittswiderstand kann die Freisetzungsrates etwa um eine Grössenordnung reduzieren.

Diese Zusammenfassung gibt ein qualitatives Bild der Wirkung des Bentonits. Die quantitativen Resultate der Freisetzungsberechnungen sind im NGB 85-05 und z.T. im NGB 85-04 dargestellt.

7.8.4 Alternative Freisetzungsszenarien

Als alternative Freisetzungsszenarien ausserhalb oder als grössere Variation des Basisfall-Szenariums wurden in der Sicherheitsanalyse betrachtet:

- Einfluss eines wärmeren oder kälteren Klimas,
- Einfluss der Erosion,
- Meteoriteinschlag,
- Vulkanausbruch,
- tektonische Bewegungen entlang von Schwachzonen, Erdbebenauswirkungen,
- endogene Effekte (durch Lagergut resp. Lagerbau verursacht): Auflockerungszone, Absinken des Behälters durch die Bentonitverfüllung zur Stollenwand, Versagen der Versiegelungen,
- Verlauf der Sättigung der teilweise entwässerten Endlagerzone durch das Grundwasser nach dem Endlagerverschluss,
- Kolloideffekte,
- mikrobiologische Effekte,
- Anbohren des oberen Kristallins zur Wasserversorgung.

Es zeigt sich, dass die Auswirkungen dieser Vorgänge und Ereignisse stets vernachlässigbar sind, und dass Vorgänge, welche die Integrität des Barrierensystems zu beeinträchtigen vermöchten, extrem unwahrscheinlich sind und darüber hinaus an sich zu katastrophalen Folgen führen würden (Meteoriteinschlag, Vulkanausbruch), welche weit schlimmer wären, als eine mögliche Freisetzung radioaktiver Stoffe.

7.9 Schlussfolgerungen, Kommentar

Die Sicherheitsanalyse zeigt, dass die Langzeitsicherheit der Endlagerung der radioaktiven Abfälle im Endlager Typ C gewährleistet ist. Alle realistischerweise anzunehmenden Vorgänge und Ereignisse führen zur Strahlenexposition des Menschen, die weit unter dem behördlich festgelegten Schutzziel von 10 mrem/Jahr liegt. Die Festlegung der Modelle und der Eingabedaten der Sicherheitsanalyse entspricht dabei den Ergebnissen speziell durchgeführter Untersuchungen resp. dem Stand der Technik; zur Festlegung von standortspezifischen Parametern wurde ein Modell-Datensatz benützt, der mit den Ergebnissen des erdwissen-

schaftlichen Untersuchungsprogramms der Nagra in der Nordschweiz im Einklang steht. Es wurden keine nicht-konservativen (optimistischen) Annahmen gemacht.

7.9.1 Kommentar zur Konservativität des Vorgehens und der Daten

Die Sicherheitsanalysen im Projekt Gewähr 1985 und das Vorgehen bei der Bestimmung der Eingabedaten für diese versuchen bezüglich der Konservativität einen mittleren Kurs einzuhalten, in dem Sinne, dass die Modelle wie auch die Daten so realistisch wie möglich gewählt werden, ohne dabei den konservativen Bereich zu verlassen.

Ueberkonservative "worst case" Annahmen werden gemieden; insbesondere wird versucht, nicht viele konservative Annahmen gleichzeitig zu treffen, die zusammen zu vollständig unrealistischen Situationen führen würden. Bei Parametern, welche die Sicherheitsvorhersagen kritisch beeinflussen könnten - z.B. bei den Sättigungslöslichkeiten der Radionuklide oder bei den Sorptionswerten -, wird das Datenspektrum erweitert und es werden zwei Datensätze für die Basisfall-Analyse bereitgestellt. Der erste Datensatz wird im Sinne der oben gemachten Ueberlegungen als "realistisch-konservativ" definiert, der zweite ist dann "sehr konservativ" - seine Parameterwerte stellen Grenzwerte für recht extreme Bedingungen dar.

Die Konservativität im Bereich der verschiedenen Komponenten des Barrierensystems kann wie folgt kommentiert werden:

- Die Werte der Auslaugfestigkeit der Glasmatrix gegenüber Grundwässern sind konservative Extrapolationen aus Labormessungen, die effektiven Auslaugraten dürften um Grössenordnungen tiefer liegen.
- Die geschätzte Lebensdauer des Stahlbehälters von 1000 Jahre sowie die Annahme des gleichzeitigen Versagens aller 6000 Behälter enthält eine hohe Konservativität.
- Bei der Sicherheitsbarriere Bentonit wurden die sicherheitsrelevanten Parameter vorsichtig gewählt, unberücksichtigt blieb z.B. auch das Eindringen des Bentonits in die Risse des umgebenden Wirtgesteins und ihre resultierende Abdichtung.

- Obwohl Felduntersuchungen zeigen, dass rund 90 % des Tiefen-Grundwassers in diskreten Störungszonen zirkuliert, wird konservativ eine gleichmässige Verteilung des Wasserflusses über die gesamte Endlagerfläche angenommen; das Wasserangebot von 0,71 l/Jahr und Behälter überschätzt die tatsächlich zu erwartenden Bedingungen sehr.
- Dem "konservativen" Datensatz der Nuklidlöslichkeiten wurde ein weites Spektrum verschiedener möglicher Grundwässer mit ungünstigen Eigenschaften zugrundegelegt.
- Die in die Sicherheitsanalyse eingehenden Angaben über Wasserwege und Fliessmengen in der Geosphäre stehen im Einklang mit in situ Messungen in tiefen Bohrlöchern (z.B. NTB 85-09). Dabei wird angenommen, dass die angetroffenen Verhältnisse im Umkreis von 1 - 2 km um das Endlager vorherrschen. Es wird also einerseits ein Netzwerk von Störungszonen mit hydraulischen Konduktivitäten über 10^{-9} m/s angenommen, andererseits wird aber vorausgesetzt, dass Zonen noch grösserer Durchlässigkeit ausgewichen werden kann. Diese Annahme erscheint plausibel, kann aber erst durch die Fortführung des Untersuchungsprogramms bekräftigt werden.
- Bezüglich der hydrogeologischen Parameter ist der Modell-Datensatz keinesfalls "günstig" gewählt (Exfiltrationszone, kurze Wasserfliesswege und -zeiten!).
- Die Beschreibung der Wasserbewegung in den Kakiritzonen durch zusammenhängende "Rohre" mit 10 mm Durchmesser dürfte als konservativ gelten.
- Die Sorption wie die Matrix-Diffusion wurden durch je zwei Datensätze abgedeckt, wovon einer als sehr konservativ zu betrachten ist. Insbesondere die extreme Wirksamkeit der Matrix-Diffusion als Retentionsmechanismus führte zu besonderer Vorsicht bei der Auswahl der Eingabedaten. Demgegenüber abzuwägen ist die Vernachlässigung einiger potentiell negativer Faktoren (z.B. ein möglicher Kolloidtransport).
- Ebenfalls konservativ wurde die Verdünnung in der Biosphäre angesetzt (kein Austausch zwischen der Grundwasserführung in den fluvialen Sedimenten und dem Vorfluterstrom).

7.9.2 Bemerkungen zum weiteren Vorgehen, offene Fragen

Im Abschnitt 7.1.3 wurde bereits auf die Einbettung des Projekts Gewähr 1985 in das laufende Arbeitsprogramm der Nagra für die Lager-Realisierung hingewiesen. Die Sicherheitsanalysen zeigten, dass der gegenwärtige Kenntnisstand für die Erfüllung der an das Projekt Gewähr gestellten Ansprüche ausreichend ist; im Hinblick auf die Lager-Realisierung bestehen jedoch noch offene Fragen, die vor der Ausarbeitung von ausführungsfähigen Projekten und ihrer technisch-wirtschaftlichen Optimierung noch beantwortet werden müssen.

Notwendig und vorgesehen sind insbesondere folgende weitere Untersuchungen und Arbeiten:

- Aufstellung und Validierung vertiefter konzeptioneller Modelle für die genauere Erfassung einzelner Komponenten sowie des integralen Systems der Sicherheitsbarrieren.
- Ausarbeitung probabilistischer Modelle, bessere quantitative Erfassung der Eingabedaten, Ermittlung der Wahrscheinlichkeitsverteilungen für die wichtigsten Parameter.
- Vertiefte erdwissenschaftliche Untersuchung geeigneter Regionen und wenn zweckmässig auch alternativer Wirtgesteine im Hinblick auf eine definitive Standortwahl. Die Auswertung der bereits gesammelten geologischen und hydrogeologischen Daten und die Erarbeitung von noch fehlenden Angaben hat hier die erste Priorität.
- Langzeitversuche zur Bestätigung bzw. Eingrenzung der Parameterwerte bei den technischen Barrieren unter möglichst wirklichkeitsnahen Bedingungen.

Von Bedeutung ist die langfristige Anlage sowohl der Untersuchungen an den technischen Barrieren, als auch - und vor allem - der geologischen und hydrogeologischen Arbeitsprogramme.

In Anbetracht der erst ab 2020 notwendigen Inbetriebnahme eines Endlagers für hochaktive Abfälle ist für diese Untersuchungen denn auch genügend Zeit vorhanden.

Andererseits kann jedoch nicht erwartet werden, dass das konservative Vorgehen des Projekts Gewähr 1985 innert kurzer Zeit im Sinne einer konkreten Analyse mit genaueren Eingabedaten ersetzt werden kann: Der Nachweis der Langzeitsicherheit der Endlagerung wird bis zum Vorliegen standortspezifischer Daten auf konservative Annahmen angewiesen sein.

8 ENDLAGER TYP B FUER SCHWACH- UND MITTELAKTIVE ABFAELLE

Dieser Abschnitt stellt die Zusammenfassung der Berichtsbände NGB 85-06, 85-07 und 85-08 dar, in denen

- die bautechnische Projektstudie des Endlagers für schwach- und mittelaktive Abfälle,
- die sicherheitstechnisch relevanten Eigenschaften der natürlichen (geologischen) und der technischen Sicherheitsbarrieren, und
- die Ergebnisse der Sicherheitsanalyse

beschrieben und dokumentiert sind.

Die vorliegende Zusammenfassung legt das Schwergewicht auf den Nachweis der Langzeitsicherheit des Endlagers; die dem Machbarkeitsnachweis dienende bautechnische Projektstudie wird nur soweit rekapituliert, als dies zum Verständnis der Sicherheitsbetrachtungen nötig ist.

8.1 Grundsätzliches

8.1.1 Sicherheitsbarrieren des Endlagers Typ B

Im Endlager Typ B werden alle Sorten der schwach- und mittelaktiven Abfälle gelagert, mit Ausnahme der Abfallsorte WA-4, die im Projekt Gewähr 1985 dem Endlager Typ C zugewiesen wird (Abschnitt 6.7).

Die Szenarien-Analyse zeigt, dass Wasser das kritische Medium zum Transport der Abfallstoffe zur Biosphäre darstellt. Die Sicherheitsbarrieren werden deshalb im Hinblick darauf ausgewählt, wie sie den Grundwasserfluss durch das Endlager beschränken, wie sie den Uebertritt der radioaktiven Stoffe aus dem Lagergut in Wasser begrenzen, wie sie den Transport des allfällig kontaminierten Wassers vom Lagerort zur Erdoberfläche verhindern oder verlangsamen, und wie sie radioaktive Stoffe aus dem kontaminierten Wasser während seines Wegs zur Erdoberfläche zurückhalten können.

Das Barrierensystem ist in Fig. 46 dargestellt:

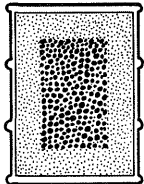
- Die Einbettung der Abfälle in eine **Verfestigungsmatrix** (Zement, Bitumen oder Kunststoff) begrenzt die Freisetzung der Radionuklide in Tiefengrundwässer.

- Die verfestigten Abfälle werden in Endlagercontainern aus Beton gestapelt und mit **Fliesszement** umgeben. Die Verfüllung und die Containerwände bilden ein zusätzliches Hindernis für den Grundwasserfluss und begrenzen weiter die Freisetzung der Radionuklide.
- Die gefüllten Container werden in Lagerkavernen mit **Betonauskleidung** gestapelt und mit **Sonderbeton** als Verfüllung umgeben. Der massgebende Mechanismus für Materietransport durch diese Barriere ist die Ionendiffusion. Die Auskleidung und Verfüllung beschränken den Wasserdurchfluss, verzögern den Beginn der Freisetzung der Radionuklide in das Wirtgestein um die Diffusionsdurchbruchzeit und begrenzen anschliessend die Freisetzungsrates. Sie sorgen ausserdem als pH-Puffer für günstigen Chemismus im Nahfeld.
- Das **Wirtgestein** der Lagerzone hat zwei wichtige Funktionen. Es schützt mechanisch das System der technischen Barrieren dank seiner Mächtigkeit während einer ausreichenden Zeit vor Zerstörung durch klimatische Einflüsse und Erosion. Ausserdem sorgt das Wirtgestein des Nahfelds für einen geringen Wasserdurchfluss und für günstigen Chemismus (reduzierende Bedingungen).
- Die **Geosphäre** - also das Wirtgestein und gegebenenfalls weitere, umgebende Gesteinsschichten - sorgt für möglichst lange Fliesszeiten der Tiefengrundwässer vom Lagerort zur Erdoberfläche und für zusätzliche Verlängerung der Migrationszeiten der Radionuklide durch verschiedene chemische und physikalische Rückhalte-mechanismen. Die Mächtigkeit der geologischen Formationen muss so gross sein, dass die hydrogeologischen Verhältnisse während einer ausreichenden Zeit vor Verschlechterung insbesondere durch Erosion geschützt sind.

Das Aktivitätsinventar der frischen Abfälle im Endlager Typ B ist um zwei Zehnerpotenzen kleiner als im Endlager Typ C, und besteht ausserdem überwiegend aus relativ kurzlebigen Spaltprodukten - der Inhalt an langlebigen alpha-strahlenden Aktiniden ist durch das Verfahren der Sortenzuteilung auf kleine Werte begrenzt. Die sicherheitstechnisch relevanten Zeiträume sind dementsprechend kürzer, was sich vor allem bei den Anforderungen an die geologische Langzeitstabilität des Lagerortes auswirkt. Die Toxizität der Gesamtmenge der Abfälle im Endlager Typ B ist zu jeder Zeit hundertmal geringer als diejenige im Endlager Typ C.

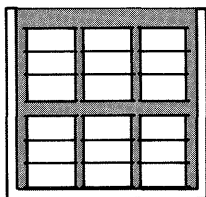
Das System der Sicherheitsbarrieren für schwach- und mittelaktive Abfälle

**Verfestigungs-
matrix**
(Zement, Bitumen,
Kunststoff)



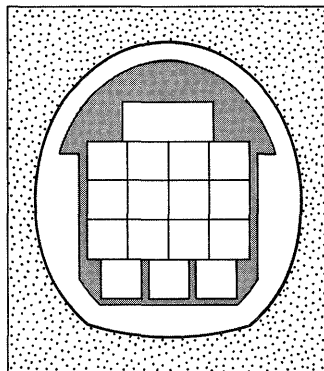
- Begrenzt Freisetzung

**Container
mit Verfüllung**
(Beton/
Fließ-Zement)



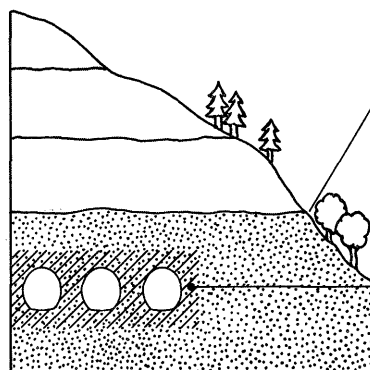
- Begrenzt Wasserzutritt
- Begrenzt Freisetzung (Diffusion)

**Lagerkaverne
mit Verfüllung**
(Beton/
Sonder-Beton)



- Begrenzt Wasserzutritt
- Verzögert Beginn der Freisetzung (Diffusions-Durchbruchzeit)
- Begrenzt Freisetzung (Diffusion)
- Sorgt für günstigen Chemismus (pH)

Wirtgestein



Geosphäre:

- Lange Wasserfliesszeiten
- Zusätzliche Verzögerung der mit Wasser transportierten radioaktiven Stoffe (Sorption, Matrixdiffusion)
- Langzeitstabilität der hydrogeologischen Bedingungen gegenüber klimatischen und geologischen Veränderungen

Lagerzone:

- Begrenztes Wasserangebot
- Günstiger Chemismus (Redox-Potential)
- Geologische Langzeitstabilität

Fig. 46: Uebersicht über das System der Sicherheitsbarrieren im Endlager Typ B für schwach- und mittelaktive Abfälle

8.1.2 Zur Wahl des Endlagerkonzepts

Die Beschreibung der Sicherheitsbarrieren im Abschnitt 8.1.1 nimmt bereits eine mögliche Realisierungsvariante des Endlagerkonzepts vorweg (wie sie im Projekt Gewähr 1985 weiterverfolgt wird). Das Konzept der mehrfachen Sicherheitsbarrieren lässt jedoch zunächst mehrere Varianten offen.

Konzeptbestimmende Parameter sind einerseits die Wahl des Wirtgesteins (Tone, Mergel, Anhydrit, Kristallin etc.) und andererseits die technische Ausgestaltung der Lageranlage (Anordnung der Endlagerkavernen im Berginneren oder unter Talsohle; Zugang zur Endlagerzone durch befahrbaren horizontalen Stollen, schräge Zufahrtsrampe oder durch einen Schacht mit Förderanlage; Vorverpackung der Abfallgebinde in normierte Endlagercontainer oder Stapelung der einzelnen Abfallfässer in den Lagerkavernen, etc.).

Für das Projekt Gewähr 1985 wurde als Endlagerkonzept ein bergmännisch erstelltes Kavernensystem mit Zugang durch einen horizontalen Stollen gewählt, in einer alpinen Formation der Valanginienmergel.

Dieses Konzept wurde bezüglich seiner Langzeitsicherheit und der bautechnischen Realisierbarkeit ausgewertet und - wie zu zeigen ist - als sicher und machbar befunden. Die Konzeptwahl stellt aber kein Präjudiz für die spätere Ausgestaltung eines ausführungsfähigen Endlagerprojekts dar, weder bezüglich des Wirtgesteins, noch des Endlagerstandorts oder der bautechnischen Realisierung.

Der Konkretisierung des Endlagerkonzepts im Projekt Gewähr 1985 wurde im Sinne eines Modell-Datensatzes eine geologische Situation zugrunde gelegt, die mit dem derzeitigen Kenntnisstand über den vorgesehenen Sondierort Oberbauenstock im Einklang steht - auch dies ohne Präjudiz der später zu treffenden Standortwahl, die erst nach der Auswertung der zunächst für drei Sondierorte vorgesehenen umfassenden Abklärungen erfolgen kann (vgl. Abschnitt 8.1.3). Der Datensatz wird für die Durchrechnung der sicherheitsanalytischen Modelle und für die bautechnische Projektstudie gebraucht. Das im Abschnitt 8.2 beschriebene Bauprojekt setzt den Modell-Datensatz stillschweigend voraus. Die für die Sicherheitsbetrachtungen relevanten Modell-Daten werden im Abschnitt 8.3 zusammengefasst.

8.1.3 Stand der Arbeiten im Hinblick auf die Lager-Realisierung

Bestimmte schwach- und mittelaktive Abfälle, so die Betriebsabfälle der KKW und die MIF-Abfälle, liegen bereits heute in endlagerfähiger Form vor. Das Endlager Typ B wird deshalb früher benötigt als dasjenige für hochaktive Abfälle aus der Wiederaufarbeitung, seine Inbetriebnahme sollte Mitte der neunziger Jahre erfolgen. Entsprechend weiter ist hier die Bewertung der möglichen Lagerstandorte fortgeschritten.

Das Auswahlverfahren verlief in mehreren Stufen und ist in den Berichten NTB 81-04 und NTB 83-15 dokumentiert. Die Nagra legte zunächst entsprechend den geologischen Anforderungen die möglichen Wirtgesteinstypen fest und bewertete in den Jahren 1978-81 insgesamt 100 potentielle Standortgebiete. Die Resultate (NTB 81-04) führten zur Auswahl von 20 potentiellen Standortgebieten der engeren Wahl, für welche zusätzliche, nicht bewilligungspflichtige Abklärungen vorgenommen wurden, mit dem Ziel einer weiteren Einengung der Standortmöglichkeiten.

Die Evaluation der 20 Standortgebiete wurde 1982/83 durchgeführt (NTB 83-15). In Abwägung der Vor- und Nachteile der einzelnen Standorte wurden diese in drei Prioritätsgruppen eingeteilt:

Drei Standortgebiete - **Bois de la Glaivaz** (Anhydrit), **Oberbauenstock** (Valanginienmergel) und **Piz Pian Grand** (Kristallin) - werden mit **erster Priorität** weiterverfolgt. Für jedes dieser Standortgebiete sollen die Untersuchungen zunächst in gleicher Weise weitergeführt werden. Die Nagra hat hierfür Arbeitsprogramme für umfassende geologische, geophysikalische und hydrogeologische Erkundungen aufgestellt und will - sofern die von der Erdoberfläche aus möglichen Voruntersuchungen und Sondierbohrungen keine unvorhergesehenen Probleme zutage bringen - die Verhältnisse im Wirtgestein durch den Bau von Sondierstollen vor Ort abklären. Weil es sich beim vorgesehenen Stollenbau um vorbereitende Handlungen im Hinblick auf die Errichtung eines Lagers für radioaktive Abfälle im Sinne der Verordnung des Bundesrates vom 24. Oktober 1979 handelt, hat die Nagra entsprechende Gesuche ausgearbeitet (NSG 15, NSG 16 und NSG 17) und Ende 1983 den zuständigen Behörden unterbreitet.

Fünf weitere Sondiergebiete werden mit **zweiter Priorität** weiterverfolgt. Für diese Standortgebiete sollen zusätzliche Informationen gesammelt und allfällig notwendige weitere - nicht bewilligungspflichtige - Abklärungen durchgeführt werden. Vorbehaltlich der Eignung der Standortgebiete der ersten Priorität sind in dieser Gruppe jedoch keine Sondierarbeiten vorgesehen. Die übrigen Standorte wurden von einer weiteren Bearbeitung zurückgestellt.

Die Terminplanung und das Tätigkeitsprogramm bezüglich der Realisierung des Endlagers für schwach- und mittelaktive Abfälle können wie folgt zusammengefasst werden:

1978	Vorlage des Konzepts /2/ der Endlagerung in geologischen Formationen der Schweiz
seit 1978	(und früher) Untersuchungen an technischen Sicherheitsbarrieren, Mitarbeit an internationalen Forschungsprogrammen, nicht bewilligungspflichtige erdwissenschaftliche Untersuchungen.
1978 - 1982	Standortunabhängige Projektstudien, Erarbeitung eines Inventars potentiell geeigneter Standortgebiete in der Schweiz, standortbezogene generelle bautechnische Projekte
1983	Ausarbeitung und Einreichung von Sondiergesuchen an drei ausgewählten Standorten
seit 1984	Bewilligungsverfahren zu den Sondiergesuchen gemäss Verordnung über vorbereitende Handlungen
-----	Zeitpunkt Projekt Gewähr 1985 -----
1985 - 1988	Ausführung der Sondierarbeiten an den vorgesehenen Standorten, gegebenenfalls Erkundung alternativer Sondierstandorte
ab 1988	Auswahl eines geeigneten Standorts und Einreichung des Gesuchs um die Rahmenbewilligung für ein Endlager, Rahmenbewilligungsverfahren, Bau des Endlagers
ab 1995	Inbetriebnahme des Endlagers Typ B

Die Terminangaben enthalten wesentliche Unsicherheiten, da die Weiterführung der Arbeiten von den Ergebnissen insbesondere der erdwissenschaftlichen Untersuchungen sowie vom Verlauf der Bewilligungsverfahren abhängt.

Eine allgemeine Uebersicht über die einzelnen Arbeitsprogramme der Nagra bietet NTB 83-02. Der Abschnitt 8.8 dieses Berichts kommentiert die Auswirkung der Schlussfolgerungen aus dem Projekt Gewähr 1985 auf den Fortgang der geplanten Untersuchungsarbeiten.

8.2 Bautechnische Projektstudie

8.2.1 Konzeptionelle Grundsätze

Das in der bautechnischen Projektstudie (NGB 85-06) beschriebene Endlager Typ B für schwach- und mittelaktive Abfälle ist durch folgende wesentliche Aspekte bezüglich seiner Anlage und des Betriebsablaufs charakterisiert:

- Die Endlagerung erfolgt in unterirdischen Felskavernen mit Zugang durch horizontalen Stollen. Die Empfangsanlage ist ebenfalls unterirdisch angeordnet.
- Das Lager ist so konzipiert, dass man nach seinem Verschluss auf Wartung und Unterhalt verzichten kann und trotzdem die Gewähr einer hohen Langzeitsicherheit geboten ist.
- Die Ueberwachung und Kontrolle des Lagers während der Einlagerung und der sukzessiven Verfüllung der Lagerkavernen ist gewährleistet. Vor dem definitiven Verschluss des Endlagers erfolgt die sicherheitstechnische Auswertung eines Langzeit-in-situ-Versuchs. Auch nach dem Lagerverschluss können potentielle Exfiltrationspfade (Quellen etc.) grundsätzlich kontrolliert werden. Die Rückholbarkeit der Abfälle ist nach dem Lagerverschluss möglich, wenn sie auch mit einem erheblichen technischen Aufwand verbunden ist.
- Das System der technischen Sicherheitsbarrieren umfasst:
 - Verfestigungsmatrix der Abfälle (Zement, Bitumen und Kunststoffe),
 - Umhüllung der Abfallfässer im Container durch Fließzement,
 - Betoncontainer,
 - Verfüllung der verbliebenen Lagerholräume mit Sonderbeton,
 - Betonauskleidung der Lagerkavernen,
 - Versiegelung der Zugangswege bei Lagerverschluss.

Die Abfälle werden im konditionierten Zustand (in der Verfestigungsmatrix eingeschlossen) angeliefert, alle übrigen technischen Barrieren werden beim Bau, Betrieb und Verschluss des Endlagers erstellt.

- Die Einlagerung aller Abfälle erfolgt in normierten Endlagercontainern, in welche die kleineren Abfallgebinde in der Empfangsanlage umgeladen und mit Fließzement eingegossen werden (im Sinne einer "verlorenen Verpackung"), was den Transport zwischen der Empfangsanlage und den Lagerkavernen und die fernbediente Stapelung der Abfälle in den Lagerkavernen bedeutend vereinfacht (= Monolith-Konzept).
- Die verfestigten und bereits in Grosscontainern eingefüllten Abfälle aus der Stilllegung der Kernkraftwerke werden in der Empfangsanlage nicht umgeladen. Die Stilllegungscontainer werden - nach entsprechender Eingangskontrolle - direkt in die Lagerkavernen transportiert und dort endgelagert.
- Es besteht die Möglichkeit der Unterteilung der Abfälle in mehrere Toxizitätsklassen zur vollständigen Ausnutzung des Sicherheitspotentials des Endlagers durch die Einlagerung von Abfällen höherer Toxizität in Lagerbereichen mit längeren potentiellen Migrationswegen in die Biosphäre.
- Die angelieferten Abfallgebinde werden in der Empfangsanlage bezüglich ihres Zustandes, Oberflächenkontamination etc. kontrolliert. Insbesondere sind Einrichtungen zur Kontrolle der Radioaktivität der Abfallgebinde vorgesehen. Abfälle mit Nuklidkonzentrationen über den zulässigen, für den Endlagerstandort spezifisch bestimmten Grenzkonzentrationen werden zurückgewiesen und ins Endlager Typ C für hochaktive Abfälle überführt.
- Durch organisatorische Vorkehrungen ist sichergestellt, dass über die angelieferten und eingelagerten Abfälle Buch geführt wird. Aus der Buchführung geht hervor, welche Abfallgebinde in welchen Container eingefüllt und schliesslich in welcher Position einer bestimmten Endlagerkaverne eingelagert wurden. Die Buchführung gibt laufend Uebersicht über die kumulierte Menge der signifikanten Radionuklide im bereits eingelagerten Abfallgut.
- Die Bau- und Einlagerungsphasen sind getrennt: die gesamte Endlageranlage wird vor dem Beginn der Abfalleinlagerung erstellt. Parallelbetrieb für den Bau und den Einlagerungsbetrieb ist nicht vorgesehen. Diese Feststellung trifft für das vorliegende Projekt Gewähr 1985 zu. Im Rahmen eines späteren ausführungsfähigen Projekts kann ein etappenweiser Lagerausbau oder die gleichzeitige Ausführung von Bauarbeiten und der Einlagerung durchaus vorgesehen werden.

8.2.2 Anlagen und Einrichtungen des Endlagers, Betriebsablauf

Die Perspektivzeichnung in Fig. 47 bietet Uebersicht über die Anlagen des Endlagers Typ B. Das Lager besteht aus folgenden Anlageteilen:

- Zufahrtsstollen
- Empfangsanlage mit einer Empfangskaverne, einer Kaverne für die technischen Räume und einer Kaverne für die Herstellung des Verfüllmaterials (Sonderbeton)
- Verbindungsstollen
- Kavernen für die Endlagerung

Fig. 48 zeigt noch das Grundrisschema der Endlagerkavernen mit Angaben über ihre Länge, Füllzeiten und eine mögliche Verteilung der Abfälle im Kavernensystem entsprechend ihren Toxizitätsklassen.

Ueber den Zufahrtsstollen gelangen die Abfallgebinde per Strassenfahrzeug als Normal- oder Spezialtransport in die Empfangsanlage.

Vor der Empfangskaverne in der Empfangsanlage werden die Abfallgebinde von den Strassenfahrzeugen entladen. Die technischen Einrichtungen erlauben auch die Handhabung der mit Transportabschirmung versehenen Abfallfässer und deren kurzzeitige Zwischenlagerung. In der Empfangskaverne werden die Fässer nach Toxizitätsklassen sortiert in die Endlagercontainer (Fig. 49) gebracht. Ebenfalls hier erfolgt die Verfüllung (Konditionierung) des Endlagercontainers zum Monolithen.

Die Empfangsanlage verfügt in einer Nebenkaverne über Räume, von welchen aus der administrative und technische Ablauf des gesamten Endlagers geleitet und überprüft wird. Eine weitere Nebenkaverne beherbergt alle technischen Einrichtungen, welche zur Herstellung des Sonderbetons benötigt werden.

Ueber einen Verbindungsstollen werden die konditionierten Endlagercontainer per Stollenbahn in die Lagerkavernen gebracht.

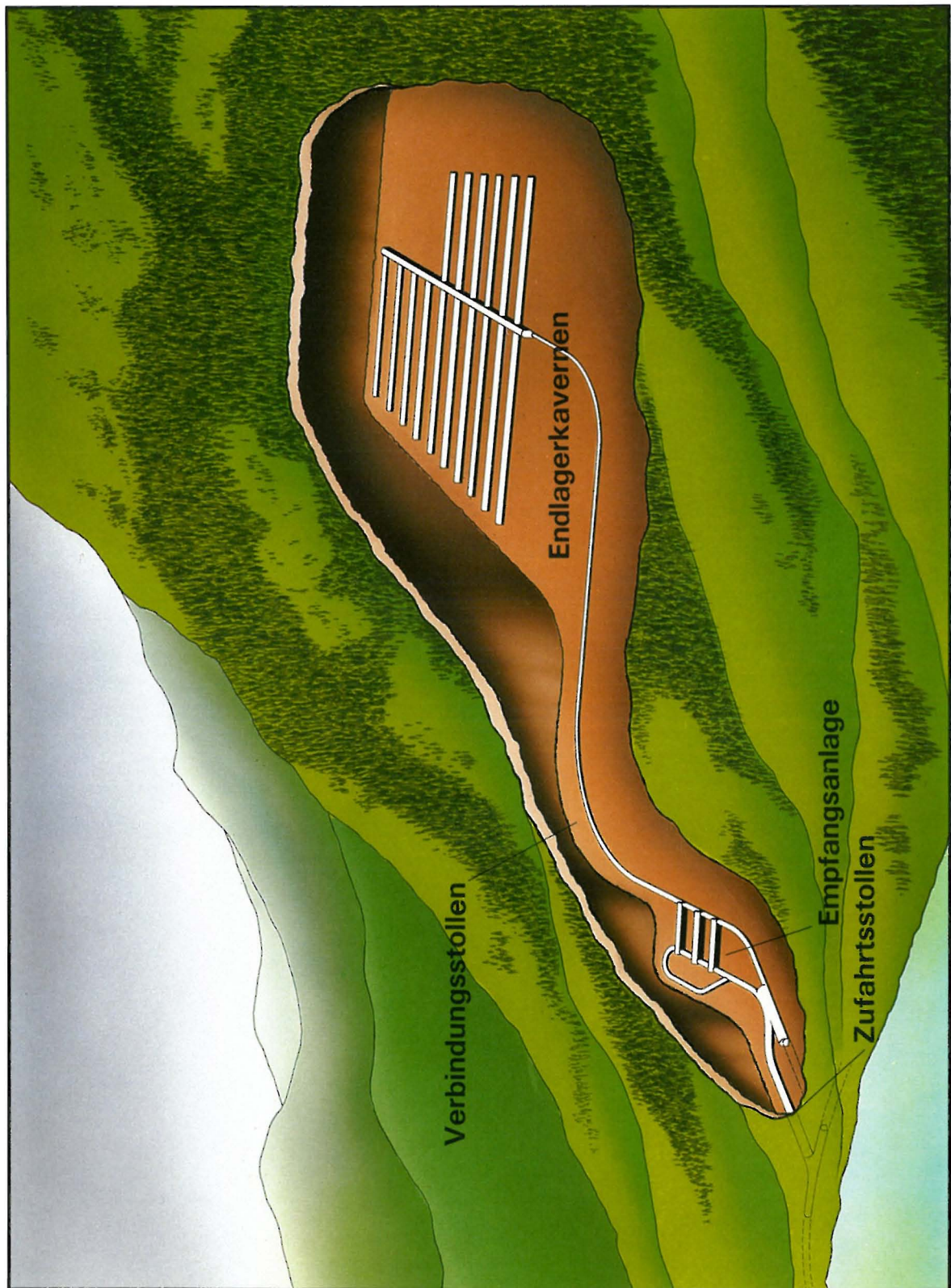


Fig. 47: Perspektivübersicht der Anlagen des Endlagers Typ B

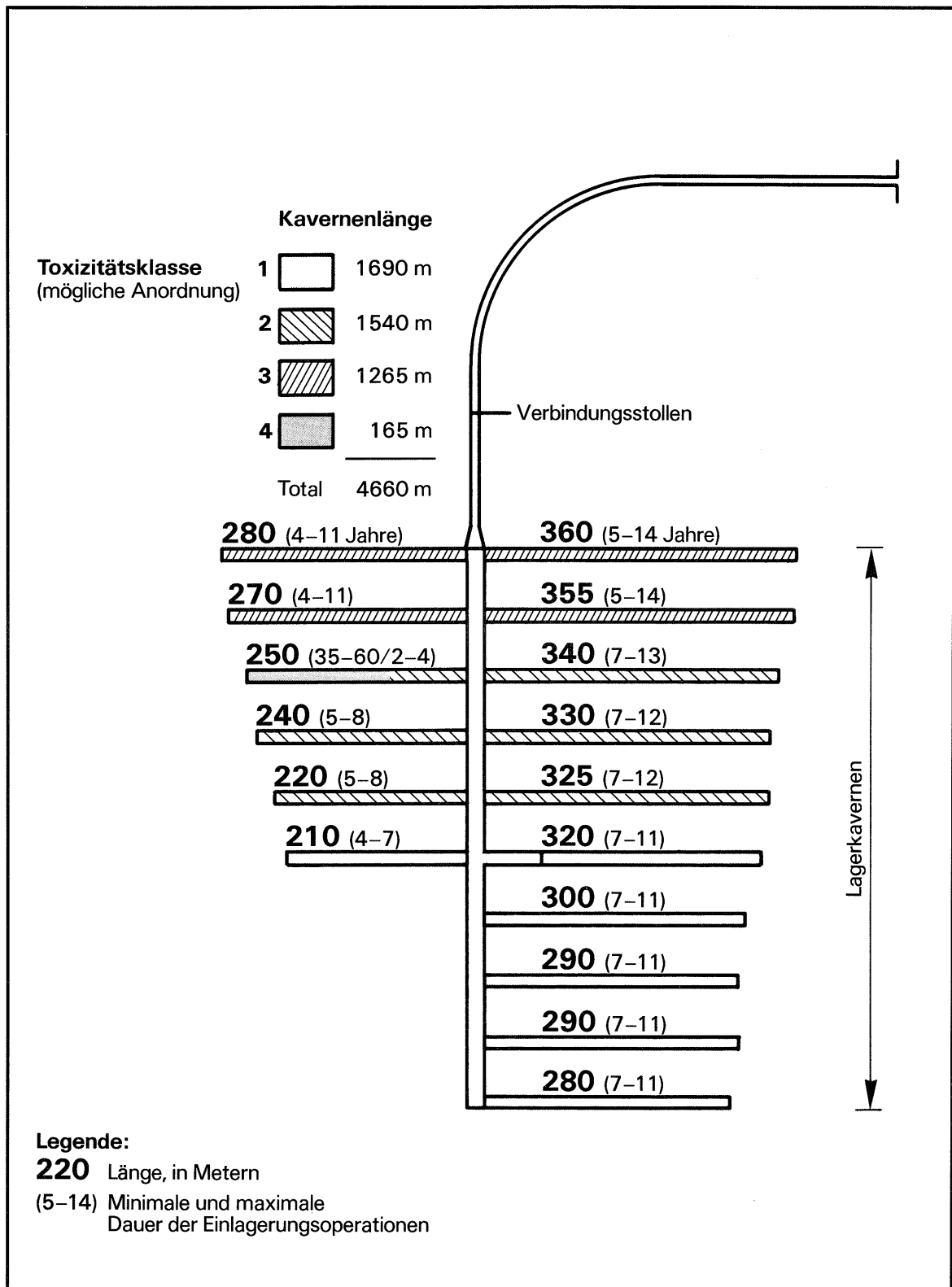


Fig. 48: Grundrisschema der Endlagerkavernen, Einlagerungsplan

In den Lagerkavernen werden die Endlagercontainer, evtl. getrennt nach Toxizitätsklassen, abschnittsweise und fernbedient gestapelt (Fig. 50). Anschliessend werden die verbleibenden Hohlräume der Kaverne mit Sonderbeton verfüllt. Als letzter Schritt des Betriebes des Endlagers erfolgt nach seiner vollständigen Beladung die Verfüllung und Versiegelung der verbleibenden Hohlräume und somit der definitive Verschluss der Anlage.

Die Abmessungen der Anlageteile und übrige Kenndaten des Endlagers werden im folgenden Abschnitt 8.2.3 zusammengefasst.

8.2.3 Kenndaten des Endlagers Typ B

Die wichtigsten Kenndaten des Endlagers für schwach- und mittelaktive Abfälle gemäss der bautechnischen Projektstudie sind:

Geologie

Endlagerüberdeckung	750 - 1300 m
Wirtgestein	Valanginienmergel

Abfall

Gesamtes Brutto-Volumen der angelieferten Abfälle	ca. 200'000 m ³
Abmessungen Endlagercontainer (Länge x Breite x Höhe)	
Typ I	4,78 m x 2,18 m x 2,08 m
Typ II	4,78 m x 2,18 m x 1,63 m

Anlageteile

Zufahrtsstollen:

- Abmessungen Zufahrt	zweispurig; B = 8,70 m x H = 6,45 m Länge 210 m
- Abmessungen Wendeschleife	einspurig; B = 6,20 m x H = 6,00 m Länge 410 m
- Funktion	Zugang mit Strassentransportfahrzeugen zur Empfangsanlage
- Ausbruch	konventionell (durch Sprengen)

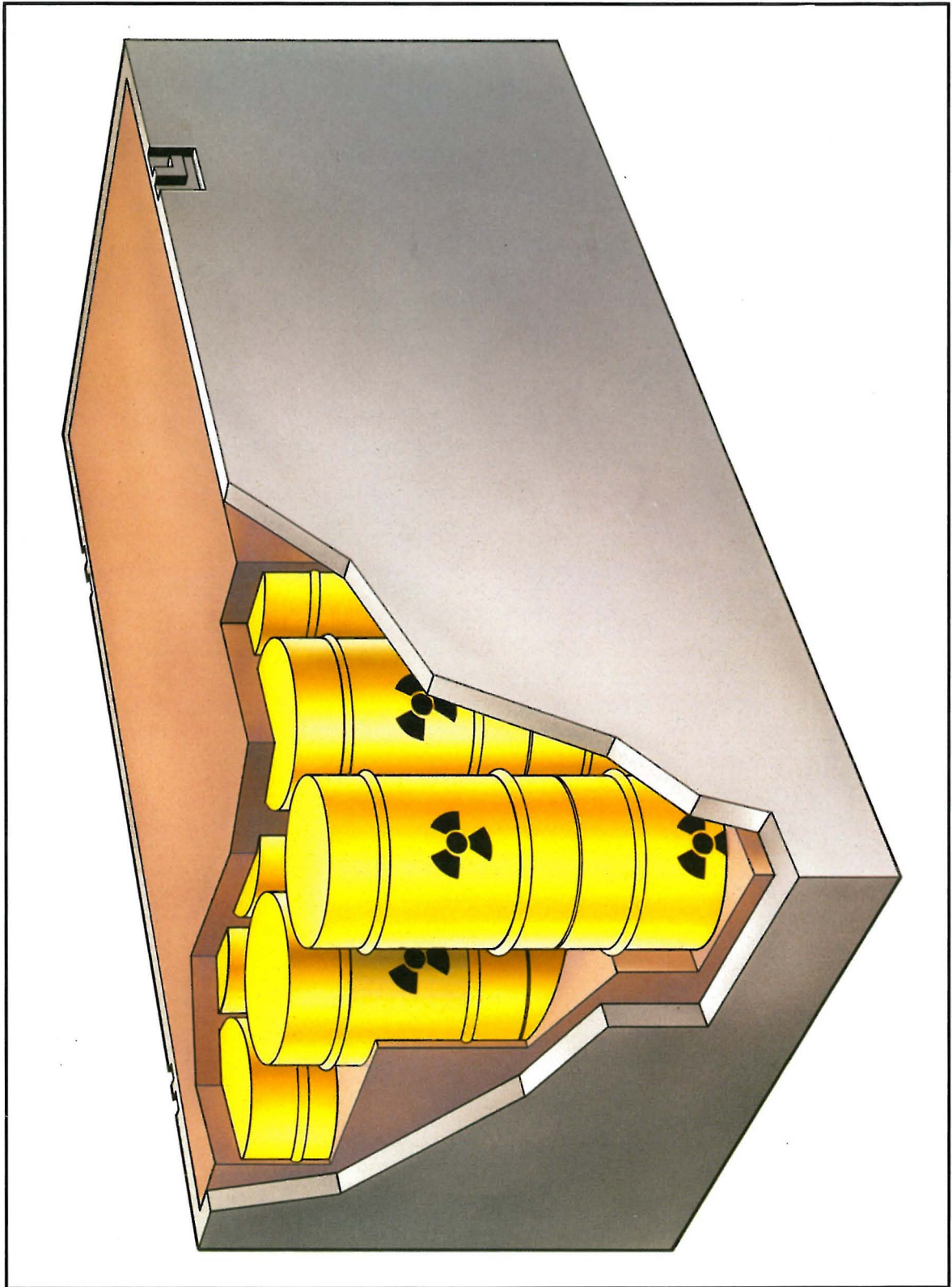


Fig. 49: Die angelieferten Abfallgebinde werden in der Empfangsanlage in normierte Grosscontainer gestapelt und in diesen mit Fließzement umgeben.

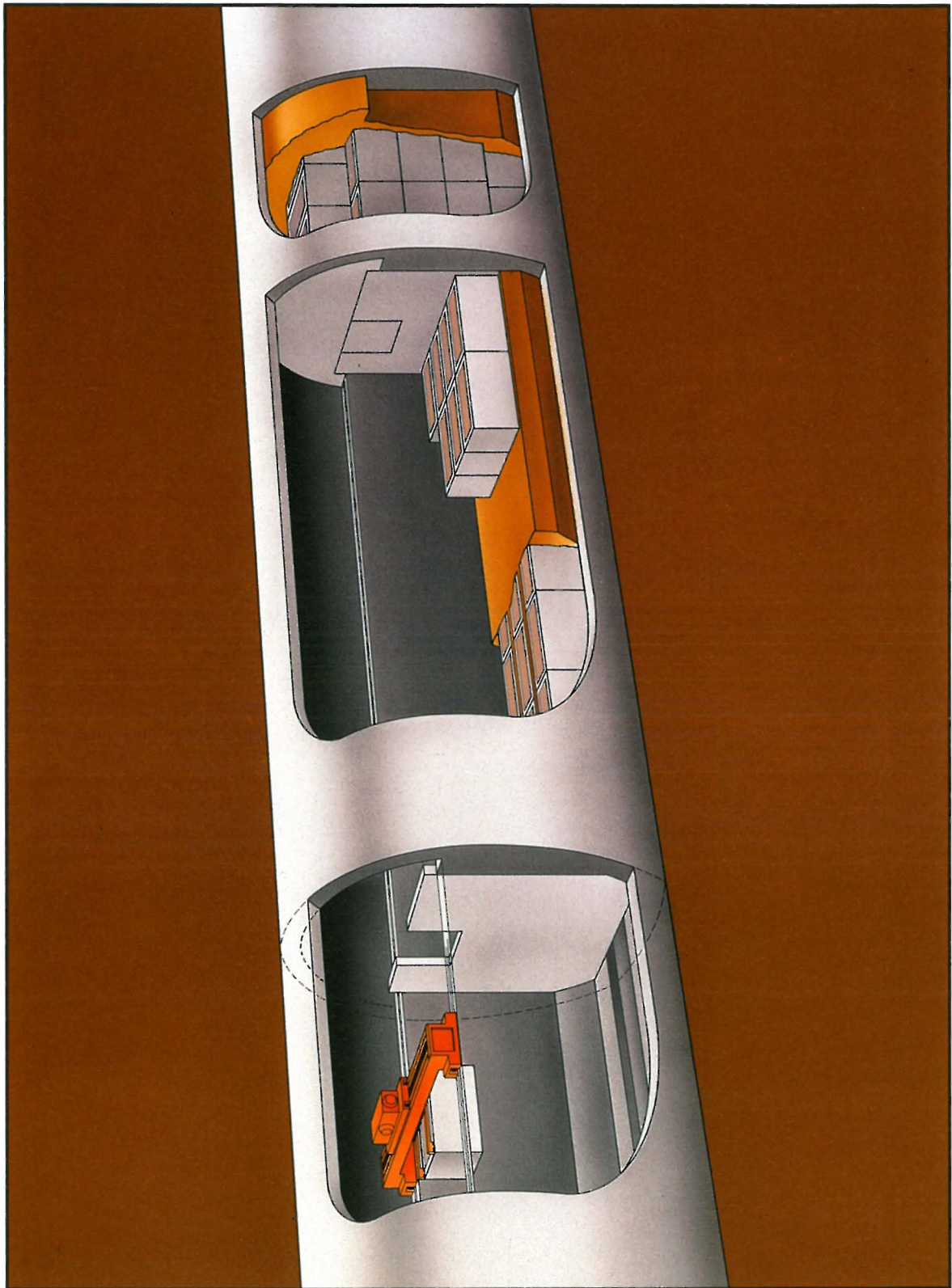


Fig. 50: Die Abfallcontainer werden in den Lagerkavernen gestapelt und abschnittsweise mit Verfüllmaterial umgeben. Die einzelnen Einlagerungsabschnitte sind durch Trennwände abgegrenzt.

Empfangsanlage:

- Aufbau 3 parallele Kavernen im Abstand von 30 m, miteinander durch Zufahrts- und Verbindungsstollen verbunden
- Empfangskaverne:
 - Abmessungen B = 11,50 m x H = 15,40 m;
Länge 52,80 m
 - Funktion Empfang, kurze Puffer-Lagerung und Bereitstellung der Abfälle für die Endlagerung
 - Ausbruch konventionell (durch Sprengen)
- Kaverne der technischen Räume:
 - Abmessungen B = 12,0 m x H = 10,0 m;
Länge 52,80 m
 - Funktion Verwaltungs- und Umkleideräume, Werkstatt und technische Räume. Lüftungszentrale
 - Ausbruch konventionell (durch Sprengen)
- Kaverne für die Herstellung des Verfüllmaterials:
 - Abmessungen B = 11,50 m x H = 15,40 m,
Länge 52,80 m
 - Funktion Verwaltungs- und Umkleideräume, Werkstatt und technische Räume. Lüftungszentrale
 - Ausbruch konventionell (durch Sprengen)

Verbindungsstollen:

- Abmessungen Innendurchmesser 5,20 m;
Länge 1640 m
- Funktion Transportweg für die einzulagernden Abfälle zu den Lagerkavernen. Belüftung des Endlagers
- Ausbruch mit Tunnelbohrmaschine (Vollschnittmaschine)

Lagerkavernen:

- Aufbau 16 parallele Lagerkavernen im Abstand von 70 m, miteinander durch eine Längskaverne verbunden
- Abmessungen Ausbruchquerschnitt 162 m² bis 183 m².
Länge zwischen 210 m und 360 m.
Gesamtlänge der Lagerkavernen: 4660 m
Stärke der Betonauskleidung im First: 60 bis 90 cm
Innenmasse der ausgekleideten Kaverne:
B = 12,2 m x H = 12,8 m
- Funktion:
 - Lagerkavernen Einlagerungsort für Abfälle in Containern
 - Längskaverne Zugang, Belüftung
- Ausbruch mit Teilschnittmaschinen (gleichzeitiger Ausbruch von 3 Kavernen)
- Verfüllung mit Sonderbeton

Ausbruchkubatur

Total ca. 1'000'000 m³ fest

Betrieb

Voraussichtliche Betriebsdauer 60 Jahre

Betriebsweise Betrieb erst nach vollständigem Abschluss der Bauarbeiten

Einlagerungskadenz rund 7500 Gebinde pro Jahr, entsprechend rund 500 Endlager-Containern pro Jahr

Bauzeit, Kosten (Bas s 1984)

Bauzeit Gesamtanlage 7 Jahre (ohne geologische Untersuchungen)

Erstellungskosten rund 320 Mio. Fr.

Betriebskosten rund 6 Mio. Fr. pro Jahr

Betriebsmannschaft rund 30 Personen

8.2.4 Schlussfolgerungen der Projektstudie

Die im Berichtsband NGB 85-06 beschriebene Projektstudie erlaubt die Schlussfolgerung, dass ein Endlager für schwach- und mittelradioaktive Abfälle unter Berücksichtigung der mengenmäßigen und betrieblichen Randbedingungen sowie der bautechnisch relevanten geologischen und hydrogeologischen Gegebenheiten eines am konkreten Standort orientierten Modell-Datensatzes mit den heute vorhandenen technischen Mitteln machbar ist.

8.3 Geologische Voraussetzungen

Wie im Abschnitt 8.1.2 dargestellt, wurde für den Endlagertyp B im Projekt Gewähr 1985 aus mehreren Möglichkeiten das Endlagerkonzept eines bergmännisch erstellten Kavernensystems im Berginnern gewählt, mit Zugang durch einen horizontalen Stollen. Als Wirtgestein wird Valanginienmergel angenommen.

Weil der Modell-Charakter des Projekts Gewähr 1985 keine definitive Standortwahl erfordert (siehe Abschnitt 5.6), wird die Konkretisierung der Sicherheitsbetrachtungen anhand eines **Modell-Datensatzes** durchgeführt. Der erdwissenschaftliche Datensatz wurde - so weit es beim derzeitigen Kenntnisstand möglich war - aus beobachteten und gemessenen Felddaten des Sondierortes Oberbauenstock abgeleitet, um den Sicherheitsanalysen möglichst wirklichkeitsgetreue Verhältnisse zugrunde zu legen. Der Modell-Datensatz stellt kein Präjudiz für eine künftige Standortwahl dar.

Der Modell-Datensatz Geosphäre ist in einem umfangreichen Abschnitt 6 des Berichtbandes NGB 85-07 sowie in einem separaten Referenzbericht NTB 84-20 beschrieben. Die dort dargebotene Information soll hier nur kurz zusammengefasst werden, der am Detail interessierte Leser sei auf die oben erwähnten Berichte verwiesen.

8.3.1 Zur Bedeutung der Geosphäre für die Sicherheit der Endlagerung

Die sicherheitstechnische Bedeutung der Geosphäre wurde schon im Abschnitt 7.3.1 (beim Endlager Typ C für hochaktive Abfälle) diskutiert. Die Situation beim Endlager Typ B für schwach- und mittelaktive Abfälle ist grundsätzlich gleich, wobei die Anforderungen insbesondere an die Zeitdauer der geologischen Stabilität reduziert werden können: Das Aktivitätsinventar der frischen Abfälle im EL-B ist um rund zwei Zehnerpotenzen kleiner als im EL-C und der Inhalt an langlebigen alpha-strahlenden Aktiniden ist auf kleine Werte begrenzt, woraus kürzere sicherheitstechnisch relevante Zeiträume resultieren.

Unter dem Gesichtspunkt des als Basisfall zu betrachtenden Grundwasser-Freisetzungsszenariums hat die Geosphäre folgende Aufgaben zu erfüllen:

- Wasserangebot am Lagerort auf kleine Werte begrenzen,
- geeignete chemische Bedingungen im Grundwasser gewährleisten,

- lange Wasserfliesszeiten vom Lagerort zur Biosphäre und
- zusätzliche Verzögerung der Migration der Radionuklide durch Sorption und andere Retentionsmechanismen sicherstellen.

Darüber hinaus schützt die Geosphäre das System der technischen Sicherheitsbarrieren vor der Beeinträchtigung seiner Wirkung durch klimatische Einflüsse und durch Erosion sowie vor einem unbeabsichtigten Eindringen durch menschliche Tätigkeiten. Dieser Schutz muss über eine genügend lange Zeit bestehen bleiben.

8.3.2 Modell-Datensatz Geologie und Tektonik

Die Lagerzone liegt gemäss Modell-Datensatz im Bereich des als Oberbauenstock bezeichneten ca. 2'000 m hohen Bergmassivs westlich des Urnersees in Valanginienmergeln, welche jene Hänge aufbauen, die bis zu den ersten Felswänden unterhalb der Alp Urwängi und des Oberbauenstocks ansteigen.

Die Mergel- und Kalkformationen, welche den Oberbauenstock und die ganze gegen WSW streichende Bauen-Brisen-Kette aufbauen, gehören zur helvetischen Drusbergdecke. Die südlich des Choltals liegende Erhebung der Scheidegg ist Teil der Axendecke. Der Kontakt Drusbergdecke/Axendecke liegt südlich des Choltalbaches unter dem Gehängeschutt. Die Endlagerkavernen kommen in die Valanginien-Mergel der Drusbergdecke, die unterirdische Empfangsanlage liegt in den Schichten der Axendecke. Die Situation und einige Profile sind in den Fig. 51 bis 54 dargestellt, die dem Sondiergesuch NSG 16 der Nagra entnommen sind.

Fig. 51 stellt die von der unteren Kreide bis ins Alttertiär reichenden Schichtreihen der Axen- und Drusbergdecke sowie deren lithologische Beschreibung und stratigraphische Einordnung zusammen. Charakteristisch für die helvetische Kreide in der Zentral- und Ostschweiz sind die Wechsellagerungen von Tiefsee- und Flachsee-Sedimenten. Sie führen zu zyklischen Abfolgen von stärker tonig-mergeligen und kalkigen Gesteinsserien. Die Zyklen sind vor allem im unteren und mittleren Teil der Kreide markant ausgebildet. Im Gegensatz dazu sind sie oberhalb des oberen Schrattenkalks nur noch angedeutet.

Mit dem Begriff Valanginienmergel (oder auch Berrias-Valanginienmergel, vgl. NTB 81-04, Seite 43) wird diejenige Schichtserie der unteren Kreide bezeichnet, die mit scharfer Grenze dem Oehrlikalk resp. den Zementsteinschichten aufliegt und gegen oben in den Valanginienkalk übergeht.

Die als Wirtgestein vorgesehenen Valanginienmergel bestehen im Datensatzgebiet aus einer im grossen monotonen, im kleinen jedoch sehr wechsellagernden Serie von bräunlich-grauen glatten oder feinsandigen mergeligen bis tonigen Schiefern, die lokal bis meterdicke Mergelbänke enthalten.

Im wesentlichen können folgende Gesteinstypen unterschieden werden:

- **Mergel** (35 - 65 % Karbonat), feingeschichtet in mm- bis cm-mächtigen Lagen.
- **Kalkige Mergel** (65 - 75 % Karbonat) oder **Mergelkalke** (75 - 85 % Karbonat) in Schichten, die meist 5 - 30 cm mächtig sind.
- **Mergel**, schlecht geschichtet, kompakt, die teilweise einen erhöhten Kalkgehalt aufweisen.
- **Kalke** (mehr als 95 % Karbonat), in dm-mächtigen Schichten (selten).
- **Schiefrige, stärker tonige Schichten** (weniger als 35 % Karbonat, nicht häufig).

Mergel und kalkige Mergel (35 - 75 % Karbonatgehalt) machen zusammen rund 90 % der Gesteine der Valanginien-Mergel. Die mineralogischen Hauptkomponenten der Valanginien-Mergel sind die Karbonate, die Tonminerale und der Quarz (Silt-Fraktion und Sand-Fraktion). Die Bestandteile der Tonfraktion sind Illit, Wechsellagerungsminerale (Illit/Montmorillonit), Chlorit sowie Kaolinit.

Die Ausdehnung des Wirtgesteins ist aus den Fig. 52 und 53 ersichtlich. Vom hydrogeologischen Standpunkt aus von Bedeutung ist die Begrenzung der Valanginien-Mergel im Liegenden: Als angrenzendes Gestein werden entweder Valanginienkalke des verkehrt liegenden Schenkels der Niederbauenfalte oder alttertiäre Schiefer der Axendecke angenommen. (Der Modell-Datensatz berücksichtigt hier zwei Möglichkeiten, weil die Bestimmung des Gesteins im Liegenden der Valanginien-Mergel erst durch Sondierungen wird erfolgen können.)

Die tektonische Situation des Datensatzgebiets ist durch die Ueberschiebung der Drusbergdecke über die Axendecke gegeben. Fig. 54 zeigt den tektonischen Aufbau des Gebietes, wie er sich aufgrund von geologischen Oberflächenstudien sowie des Befundprofils in dem das Gebiet querenden Seelisbergtunnel präsentiert.

Die Drusbergdecke setzt sich aus einer Abfolge liegender Falten und Mulden zusammen. Die Falten von N nach S, von der tektonisch tiefsten zur höchsten, werden folgendermassen bezeichnet:

- Seelisbergfalte
- Niederbauenfalte
- Oberbauenfalte

Bei der Ueberschiebung wirkten die Mergel als Gleitkissen, das sich gegenüber dem eigentlichen Deckenpaket weitgehend selbständig bewegte und verformte. Dabei wurde es zwischen dem Nordrand der Axendecke einerseits und der Oberbauen- und Niederbauenfalte der Drusbergdecke andererseits tektonisch angehäuft.

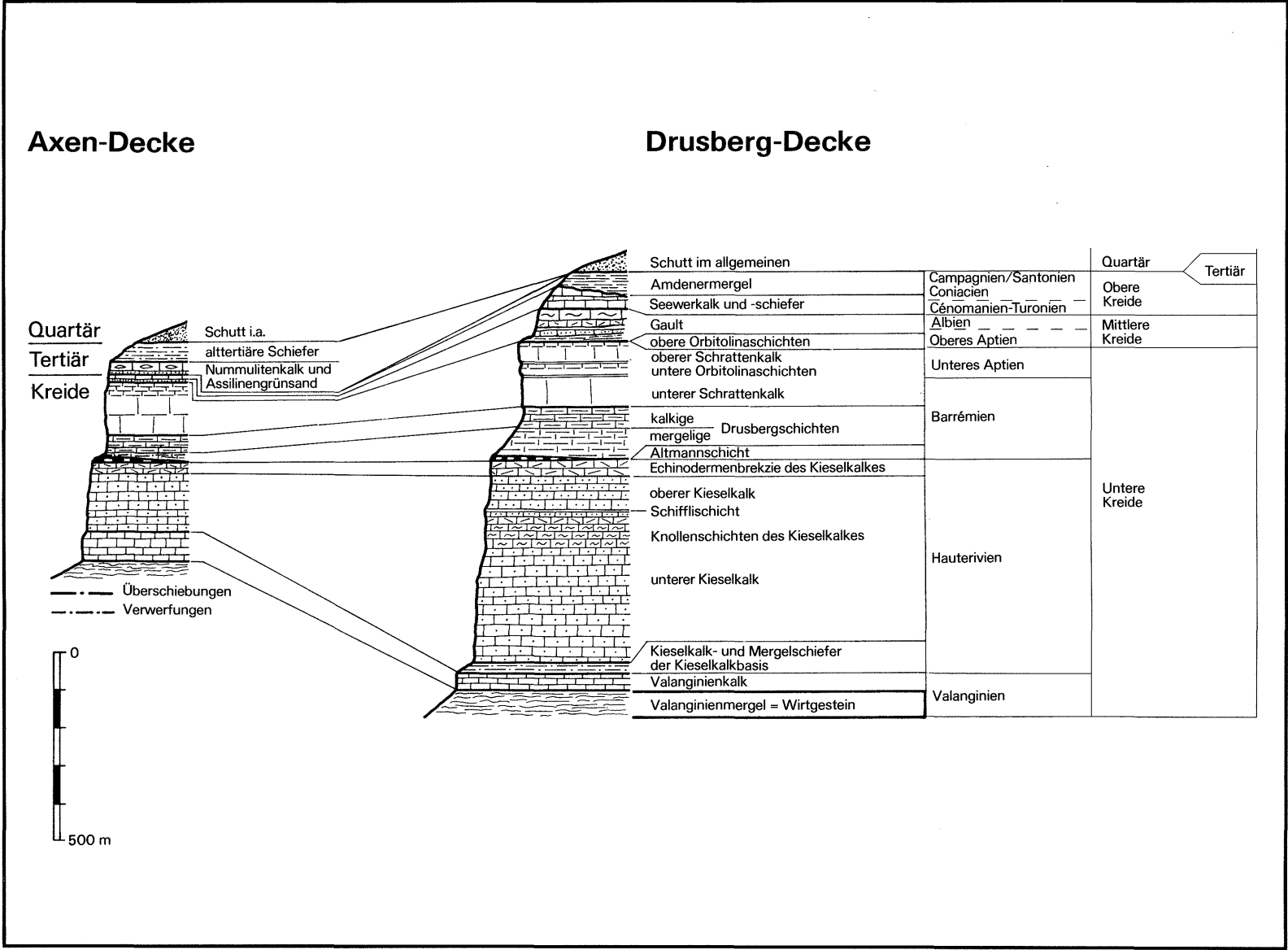
Bei der Gebirgsbildung wurde die - verglichen mit den umgebenden Kalken mechanisch wenig widerstandsfähige - Serie der Valanginienmergel intensiv durchbewegt, was zu relativ unruhigen Verfallungen und Verschuppungen führte. Dabei können im wesentlichen drei Trennflächensysteme unterschieden werden:

- Schichtung bzw. Schieferung
Streichen: annähernd Ost-West
Fallen: durchschnittlich 28° gegen Süden
- Ruschelzonensystem I
Streichen: annähernd Ost-West
Fallen: durchschnittlich 42° gegen Süden
- Ruschelzonensystem II
Streichen: annähernd Ost-West (bis WSW - ENE)
Fallen: durchschnittlich 54° gegen Norden

Mit dem Ausdruck Ruschelzonen werden 1 bis (selten) 10 cm dicke, tonige oder schiefrige Bewegungszonen bezeichnet, welche im Seelisbergtunnel beobachtet wurden. Zum Teil sind sie von Kalzitausscheidungen begleitet. Der mittlere Abstand zwischen zwei Ruschelzonen beträgt bei System I rund 17 m, bei System II rund 10 m. Ihre Ausdehnung liegt normalerweise in der Grössenordnung von 10 ... 20 m. Den Ruschelzonen wird eine wichtige Rolle bei der Wasserzirkulationen im Wirtgestein zugeordnet, wie im Abschnitt 8.3.3 noch erläutert wird.

Andererseits erwiesen sich die geklüfteten Mergelkalkschichten bei den Untersuchungen während des Tunnelbaus infolge der starken Verschuppung als nicht durchgehend, sodass ein durchgehendes Netz offener Klüfte im Wirtgestein fehlt.

Fig. 51: Stratigraphie und Lithologie des Modell-Datensatzgebietes:
Zusammenstellung der Schichtreihen der Axen- und der Drusberg-
Decke



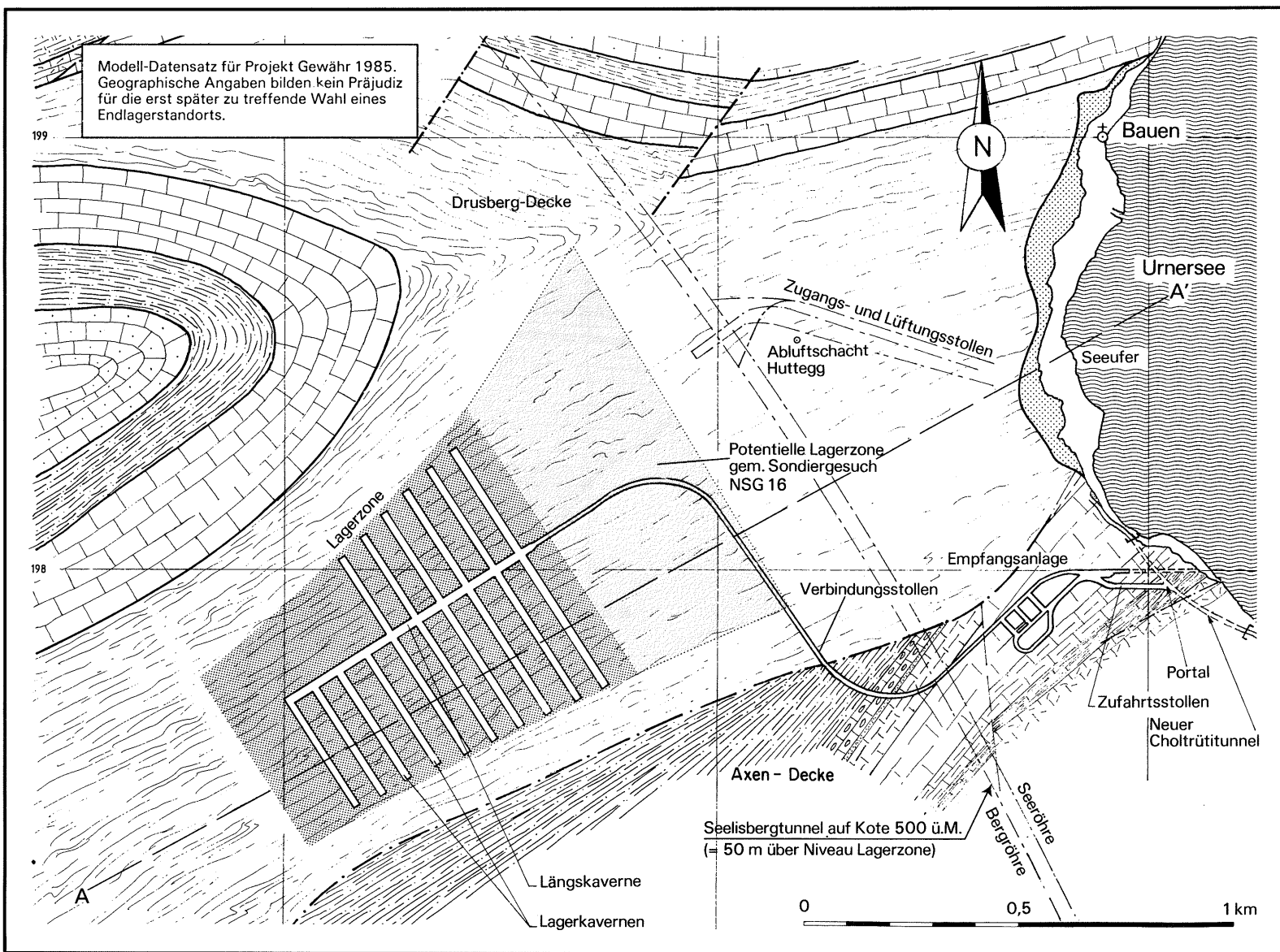


Fig. 52: Modell-Datensatz Oberbauenstock: Geologischer Horizontalschnitt auf Kote 450 m (Gesteinssignaturen gemäss Fig. 51).

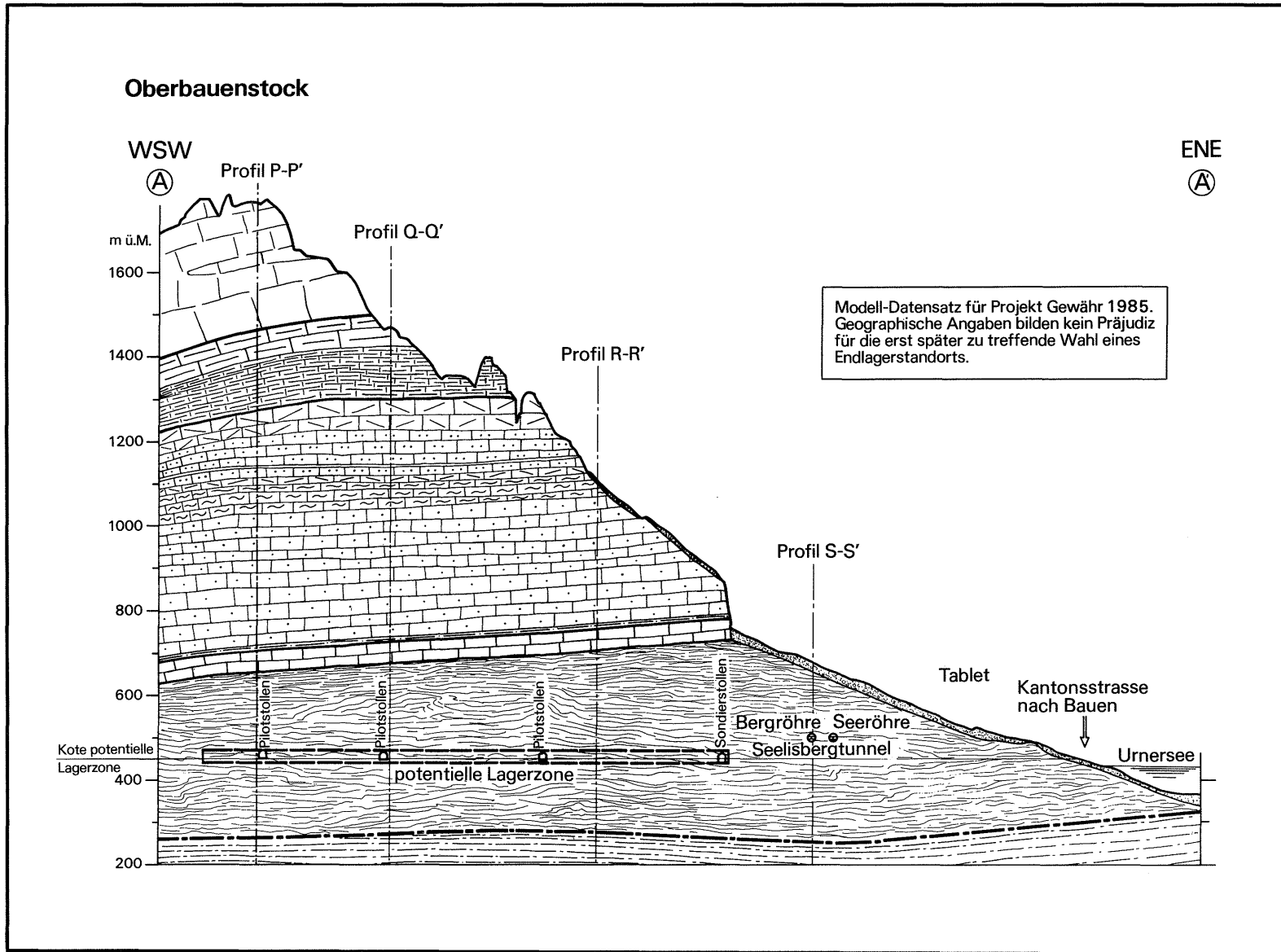
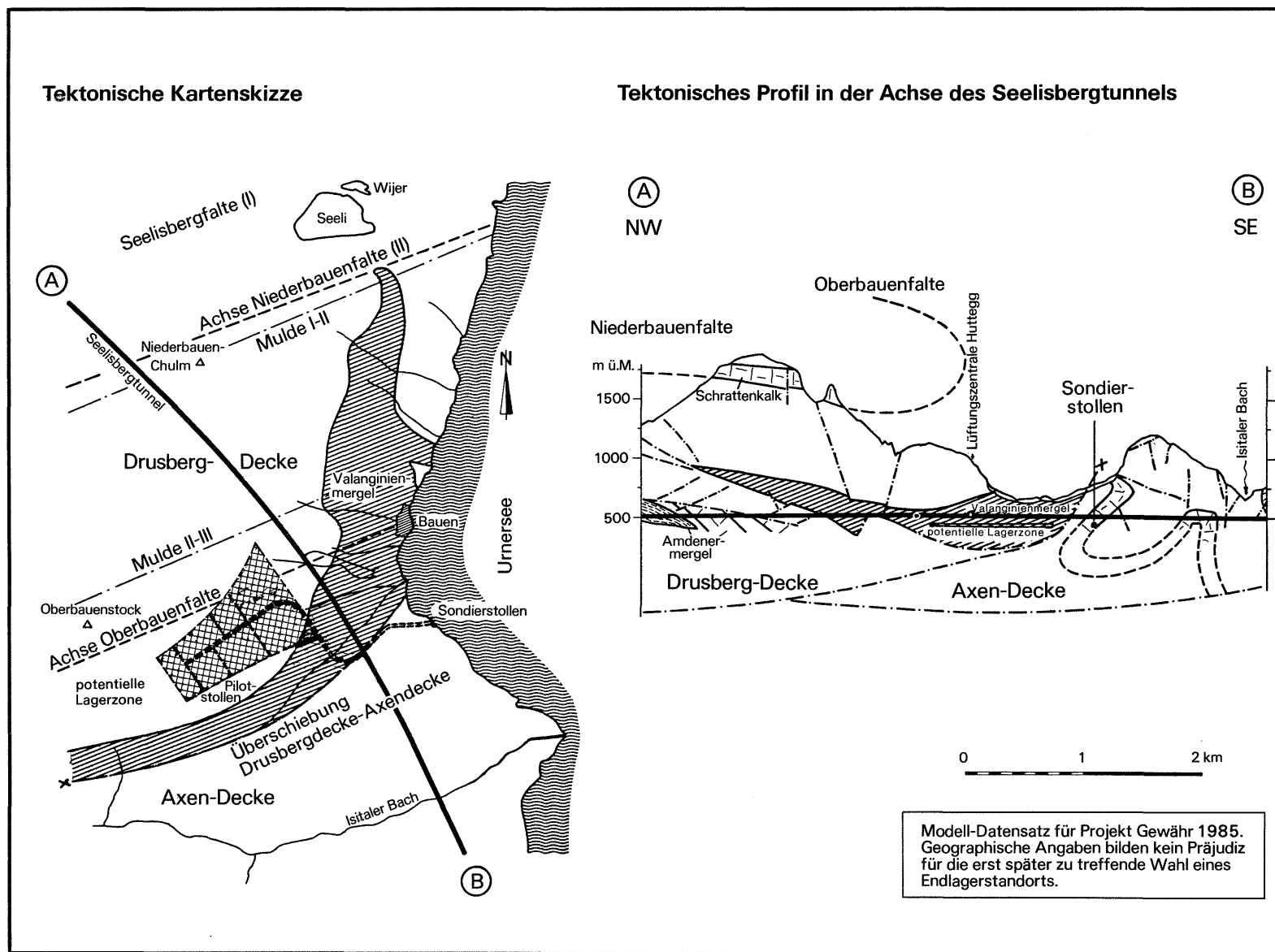


Fig. 53: Modell-Datensatz Oberbauenstock: Geologisches Profil WSW - ENE (entlang der Linie A-A' in Fig. 52. Gesteinssignaturen gemäss Fig. 51).

Fig. 54: Modell-Datensatz Oberbauenstock: Tektonische Karte und Profil.



8.3.3 Modell-Datensatz Hydrogeologie und Geochemie

Die Grundwasserströmung - die für die Freisetzung der Radionuklide aus dem Nahfeld und für ihren Transport durch die Geosphäre gemäss Basisfallszenarium verantwortlich ist - wird durch folgende Faktoren beeinflusst:

- geologische Faktoren; Lithologie, Geometrie der zutreffenden geologischen Einheiten,
- hydraulische Parameter; Durchlässigkeitskoeffizient, Porosität, piezometrische Oberfläche,
- Grundwasserneubildung; Situation der Neubildungszone. Infiltrationsrate,
- Drainage des Systems; Situation der Austrittszone, Entwässerungsrate.

Die regionale hydrogeologische Situation im Datensatz-Gebiet ist durch folgende Feststellungen charakterisiert:

- den Urnersee im Osten und den Vierwaldstättersee im Norden als Vorfluter
- die Ausbissflächen der Kalkformationen der Kette Niderbauen - Chulm - Oberbauenstock als Infiltrationsbereiche
- den grossräumigen Faltenbau der Drusberg-Decke mit flach nach WSW, d.h. vom Urnersee weg einfallenden Faltenachsen
- die ausgesprochen starke Tektonisierung des Axen-Nordlappens mit flach NE bis ENE, d.h. gegen den Urnersee einfallenden Faltenachsen
- die Wechsellagerungen von wenig durchlässigen und stark durchlässigen geologischen Einheiten der helvetischen Schichtserien
- die Karstbildungen, denen vor allem der Schrattenkalk, die übrigen Kalkserien aber nur in ganz untergeordnetem Masse unterworfen sind
- die tektonische Aufhäufung der wenig durchlässigen Valanginienmergel an der Basis der Drusberg-Decke, durch welche die Drusberg-Decke vom Axen-Nordlappen hydraulisch getrennt wird

- die in der Regel nur geringmächtigen Lockergesteine, die oft als ganz lokale Einzugsgebiete kleiner Quellen wirken.

In den eher durchlässigen Gesteinen im Hangenden des Wirtgesteins ist mit Bergwasser zu rechnen, die Wasserdurchlässigkeit der Valanginienmergel kann als sehr gering eingestuft werden. Die Tabelle 31 zeigt die Werte der hydraulischen Durchlässigkeitskoeffizienten K (m/s) für die einzelnen geologischen Einheiten des Modell-Datensatzes.

Die "makroskopische" Durchlässigkeit des Wirtgesteins, die in der Tabelle 31 mit 10^{-10} m/s angegeben ist, setzt sich - ähnlich wie bei der Betrachtung der Wasserführung im Granit, Abschnitt 7.5.3 - aus den Werten für durchlässigere (Trennflächen (Ruschelzonen und Kalklinsen) und für die ungestörte Wirtgesteinsmatrix zusammen:

Durchlässigkeit der Trennflächen: $3 \cdot 10^{-9}$ m/s

Durchlässigkeit der Wirtgesteinsmatrix: $10^{-12} \dots 10^{-13}$ m/s

Der Querschnittsflächenanteil der Trennflächen wird auf 3 % geschätzt.

Tabelle 31: Durchlässigkeitskoeffizienten der geologischen Einheiten im Hangenden des Wirtgesteins gemäss Modell-Datensatz Oberbauenstock

Geologische Einheit	Durchlässigkeitskoeffizient K (m/s)	
	Mittlerer Wert *	Grenzwerte für Parameter-Variationen
Schrattenkalk und kalkige Drusbergschichten	10^{-4}	10^{-7} bis 10^{-4}
Mergelige Drusbergschichten	10^{-8}	10^{-9} bis 10^{-7}
Kieselkalk	10^{-5}	10^{-7} bis 10^{-5}
Mergelschiefer der Kieselkalkbasis	10^{-7}	10^{-8} bis 10^{-6}
Valanginienkalk	10^{-4}	10^{-7} bis 10^{-4}
Valanginienmergel (Wirtgestein)	10^{-10}	10^{-10} bis 10^{-8}

* Schätzung unter Berücksichtigung der bisherigen Kenntnisse aus ähnlichen geologischen Formationen in der Schweiz

Im Nahfeld ist noch die erhöhte Durchlässigkeit der Auflockerungszone um die unterirdischen Anlagen zu berücksichtigen. Wegen der Selbstheilung der Mergel durch Quellung ist das zeitabhängige Verhalten der Auflockerungszone von Bedeutung:

- Die Ausdehnung (Radius) der Auflockerungszone beträgt je nach Ueberdeckungshöhe
 - beim Verbindungsstollen mit $\varnothing$ 3 m: $R = 5 \dots 8$ m
 - bei den Lagerkavernen: $R = 19 \dots 24$ m
- Unmittelbar nach dem Ausbruch wird mit $K = 10^{-7}$ m/s gerechnet (oberer Grenzwert).
- Nach Abschluss der 50-jährigen Betriebsphase - also zum Zeitpunkt der frühestmöglichen Versiegelung - dürfte die Auflockerungszone K-Werte zwischen 10^{-8} und 10^{-9} m/s aufweisen.
- Nach der Versiegelung erfolgt eine weitere Heilung, deren Betrag aber in der Sicherheitsanalyse vernachlässigt wird.

In den Modellrechnungen für Sicherheitsanalysen wird konservativ angenommen, dass die ausgedehnte Auflockerungszone $K = 10^{-8}$ m/s aufweist, ihr innerer Teil von 0,5 m Dicke um den Ausbruchraum $K = 10^{-7}$ m/s hat.

Da der Wasserfluss und damit auch der Nuklidtransport durch das Wirtgestein gemäss den Modellvorstellungen ausschliesslich entlang und in den Trennflächen erfolgt, ist vor allem die effektive **Porosität** dieser Trennflächen von Bedeutung. Für die Sicherheitsanalysen wurden folgende Werte für potentielle Wasserpfade abgeschätzt:

- effektive Porosität der Trennflächen $\epsilon_F = 3 \%$
- effektive Porosität der Auflockerungszone
 - dünne, innere Zone am Aushubrand
(Dicke ca. 0,5 m) $\epsilon_1 = 4 \%$
 - Auflockerungszone im ganzen $\epsilon_2 = 3 \%$

Die geschilderte hydrogeologische Situation wurde zweidimensional modelliert. Es wird konservativ angenommen, dass Bergwasser aus den Karbonatgesteinen im Hangenden des Wirtgesteins durch dieses hindurchfliessen. Als Exfiltrationspfad wird der Urnersee oder der - als eingestürzt angenommene - Seelisbergtunnel betrachtet. Die Modellrechnungen basieren auf folgenden Eingabedaten:

a) Randbedingungen

- oben: piezometrische Oberfläche ("Bergwasserspiegel") in der hangenden Serie von Karbonatgesteinen auf 220 m über dem Urnersee, d.h. ca. 650 m ü.M. (Basisfall). Für den Extremfall wurde der Grundwasserspiegel auf 300 m über dem Urnersee angesetzt.
- nach Westen: vertikal undurchlässige Grenze
- nach Osten: oberhalb des Urnersees Sättigung bis an die Obergrenze (d.h. festgehaltenes Potential, Infiltration und Drainage möglich)
- nach Osten: unterhalb des Urnersees Potential entsprechend dem hydrostatischen Druck
- am Liegenden: undurchlässige Schicht auf 300 m unter dem Urnersee

b) Annahmen

- das Wirtgestein ist wassergesättigt
- die Durchlässigkeit ist homogen und isotrop (Modellierung durch ein homogenes äquivalent-poröses Milieu)
- geologische Formation im Liegenden:
 - Fall 1: Valanginienkalke des verkehrt liegenden Schenkels der Niederbauenfalte, mittel durchlässig
 - Fall 2: alttertiäre Schiefer der Axendecke, wenig durchlässig
- die beiden Tunnelröhren des Seelisbergtunnels sind eingestürzt

c) Durchlässigkeitskoeffizienten

- | | |
|---|----------------------------|
| - Wirtgestein | $K = 1 \cdot 10^{-10}$ m/s |
| - alttertiäre Schiefer | $K = 1 \cdot 10^{-10}$ m/s |
| - Kalke im Liegenden | $K = 1 \cdot 10^{-7}$ m/s |
| - Auflockerungszone des Seelisbergtunnels | $K = 1 \cdot 10^{-8}$ m/s |

In Fig 55 sind zwei Beispiele der Resultate der Modell-Rechnungen für unterschiedliche Randbedingungen dargestellt. Die Berechnungen der Fliesswege ergaben im wesentlichen folgendes Bild:

Fall 1 (Valanginienkalke im Liegenden)

- die Strömungslinien gehen aus allen Kavernen zuerst praktisch senkrecht hinunter zur Basis des Wirtgesteins, dann praktisch horizontal in den Valanginienkalken bis zum Urnersee
- der direkteste Weg zur Biosphäre geht von der östlichsten Kaverne aus
- die Strömungsparameter des direktesten Weges für den Extremfall (Grundwasserspiegel auf 300 m über dem Urnersee) sind die folgenden:

Fliesslänge	160 m im Wirtgestein
dann	1'500 m in den Valanginienkalken
Verweildauer	80 Jahre im Wirtgestein
dann	1'500 Jahre in den Valanginienkalken
Grundwasseraustritt in den Urnersee	

Fall 2 (alttertiäre Schiefer im Liegenden)

- die Strömungslinien gehen aus den östlichen Kavernen zum eingestürzten Seelisbergtunnel oder zum Urnersee
- aus den westlichen Kavernen gehen sie zu den darüberliegenden Valanginienkalken
- der direkteste Weg zur Biosphäre geht von der östlichsten Kaverne aus
- die Strömungsparameter des direktesten Weges für den Extremfall (Grundwasserspiegel auf 300 m über dem Urnersee) sind die folgenden:

Fliesslänge	600 m im Wirtgestein
Verweildauer	600 Jahre im Wirtgestein
Endpunkt im Seelisbergtunnel, dann kurze Transportzeit von dort in die Biosphäre	

Dreidimensionale Kontrollrechnungen bestätigten im wesentlichen die Ergebnisse der zweidimensionalen Modell-Rechnungen. Für das Nahfeld (Auflockerungszonen um die Kavernen-Anlage) wurden detaillierte hydrodynamische Berechnungen durchgeführt, die in den Sicherheitsanalysen berücksichtigt sind, hier aber nicht weiter diskutiert werden sollen.

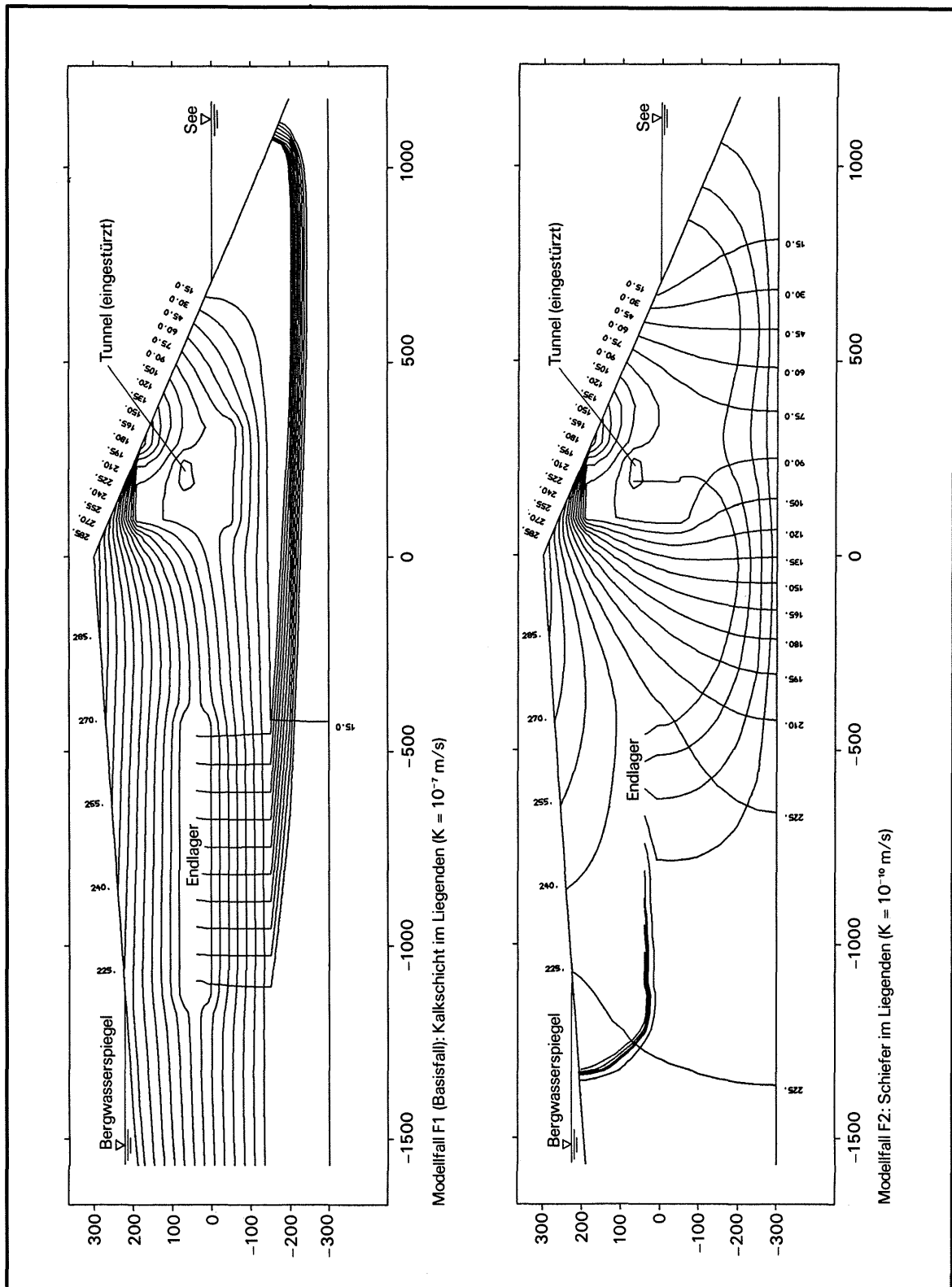


Fig. 55: Beispiele für die Berechnung der Fließwege mit dem Rechenprogramm FREESURF (NGB 85-08)

Tabelle 32: Chemismus des Bergwassers im Wirtgestein

Parameter	Bereich
pH	7,6 - 9,3
Elektrische Leitfähigkeit (Mikrosiemens/cm)	1'120 - 46'000
Karbonathärte (° franz.)	3 - 24
Konzentrationen (mg/l):	
- Sulfate SO_4^{--}	5 - 382
- Chloride Cl^-	7,6 - 20'100
- Nitrite NO_2^-	0,02
- Ammonium NH_4^+	1 - 15
- Sulfide S^{--}	21 - 92

Bezüglich des Chemismus der Grundwässer in den Valanginienmergeln fasst schliesslich die Tabelle 32 die Messergebnisse an einer Anzahl von Proben zusammen. Das Wasser besitzt eine hohe Salinität, die Anwesenheit von Sulfiden sowie Pyrit und Methan- gas im Gestein deutet auf eine reduzierende Umgebung hin.

8.3.4 Szenarien der geologischen Langzeitsicherheit

Zur Beurteilung der Entwicklung der im Modell-Datensatz definierten Geosphären-Situation über die hier interessierenden Zeiträume von 10^4 ... 10^5 Jahren wurden Schätzungen der Denudation, Erosion und Hebung durchgeführt, unter plausiblen oder extremen Annahmen über klimatische Verhältnisse und unter Berücksichtigung der längerfristigen Rahmenszenarien des Abschnitts 7.3.7.

Aufgrund der Analyse der quartären Klimaschwankungen nehmen die Klimatologen allgemein ein Andauern des quartären Eiszeitalters als wahrscheinlich an. Das Holozän wäre demzufolge ein Interglazial und die nächste Kaltzeit mit einem oder mehreren Gletschervorstössen bis ins Alpenvorland würde in einigen 100 bis einigen 1'000 Jahren einsetzen. Die Annahme eines raschen Gletschervorstosses durch Reusstal, Urnersee-Talung und übrige Hohlformen des Vierwaldstädter- und des Zugersees, der in 10'000 Jahren bereits weit ins Alpenvorland hinausreicht, ist deshalb nicht unrealistisch.

Die Folgen der Vergletscherung wäre eine Verstärkung der Erosions- und Denudationsraten sowie der Kluftbildung längs Tälern. Zudem würde die Bildung von Sackungen, Rutschen und das Auftreten von Bergstürzen begünstigt.

Neben den auf natürlichen Ursachen beruhenden Klimaschwankungen müssen heute auch anthropogene Klimaänderungen in Betracht gezogen werden (z.B. aufgrund der Erhöhung der CO_2 -Konzentration in der Atmosphäre durch Verbrennung fossiler Brennstoffe). Eine mögliche und für die Sicherheitsanalyse wichtige Folge des sog. Treibhauseffektes wäre ein arides Klima im Modellgebiet, mit zumindest teilweise ausgetrocknetem Vierwaldstättersee, erhöhten Denudations- und Erosionsraten und einem erhöhten hydraulischen Gradienten in der Endlagerzone.

Unabhängig von Klimaveränderungen wird die Erdoberfläche auch unter heutigen Bedingungen flächenhaft abgetragen und von Flüssen und Bächen erodiert, wofür Mess- und Schätzwerte vorliegen.

Weiter muss auch in der Zukunft mit der heute durch Messungen, belegten Hebung des Alpenkörpers gegenüber Mittelland gerechnet werden (Abschnitt 7.3.7). Daraus resultiert eine Kipp-Bewegung der helvetischen Decken im Modell-Gebiet. Eine konservative Abschätzung ihrer Grösse liefert allerdings nur den kleinen Betrag von $0,3^0$ pro 100'000 Jahre, der viel zu gering ist, um auch nur kleine Bewegungen auszulösen. Lokale Reaktivierung früherer Bewegungsflächen ist aber nicht völlig auszuschliessen.

Aufgrund der Erdbebenrisikokarten der Schweiz ist die Oberflächenintensität des stärksten Erdbebens, das im Modellgebiet mit einer Wahrscheinlichkeit von 10^{-4} /Jahr auftritt, 8,7 nach der MSK-Skala. Dieses Erdbeben entspricht einer Oberflächenbeschleunigung von 0,29 g. Die Auswirkungen auf das noch leere Endlager werden im NGB 85-06 diskutiert, es zeigt sich, dass die Kavernenauskleidung der zu erwartenden Beanspruchung genügen dürfte. Nach Verschluss und Versiegelung des Endlagers - wenn also keine mechanisch relevanten Hohlräume mehr vorhanden sind - nimmt die Möglichkeit zur Rissbildung weiter ab, d.h. die Sicherheit der Endlagerung wird von den zu erwartenden Erdbeben nicht beeinträchtigt.

Quantitativ betrachtet wurden die Effekte der Denudation, der Flusserosion, der Hebung und der Gletschererosion. Insgesamt resultiert eine Erosionsrate zwischen 0,2 und 2 mm pro Jahr, mit einem Erwartungswert von 1 mm/Jahr. Die "Lebensdauer" der geologischen Sicherheitsbarrieren ist sicher grösser als 10^5 Jahre. In den Sicherheitsanalysen wird konservativerweise angenommen, dass das Endlager nach 10^5 Jahren freigelegt wird (siehe Abschnitt 8.7.2.4).

8.4 Technische Barrieren des Endlagersystems

Das System der technischen Barrieren besteht aus folgenden Komponenten:

- Abfallmatrix (+ Abfallmaterial selbst): Zement, Bitumen, Kunststoffe
- Abfallbehälter: vor allem Stahlfässer
- Verfüllmaterial des Endlagercontainers: Fließzement
- Endlagercontainer-Wand: Beton
- Kavernenverfüllmaterial: Sonderbeton
- Kavernenauskleidung: Beton

Für die Sicherheitsanalysen von Bedeutung sind einerseits die einschlussrelevanten Eigenschaften der einzelnen Barrierenmaterialien (z.B. ihre Durchlässigkeitskoeffizienten, Diffusivitäten, zeitliche Stabilität), andererseits ihre relativen Volumenanteile, welche in verschiedene Nahfeldprozesse eingehen (mikrobiologische Zersetzung, Gasproduktion durch Korrosion etc.). Die Stahlwände der Abfallbehälter werden nicht als eine spezielle Einschlussbarriere betrachtet, ihr Beitrag zum Metallinhalt des Endlagers muss aber berücksichtigt werden.

8.4.1 Mengenübersicht

Im Projekt Gewähr 1985 wird angenommen, dass im Endlager Typ B insgesamt folgende Abfallvolumina eingelagert werden:

Tabelle 33: Volumina der Abfälle im Endlager Typ B

Abfallart	Brutto-Volumen (m ³)	Netto-Volumen der Abfallmatrix (m ³)
BA-Abfälle	44'000	39'500
WA-Abfälle	47'000	17'300
SA-Abfälle	97'000	65'000
MIF-Abfälle	7'500	5'100
Total	195'500	126'900

Die Tabelle 34 gibt die Zusammensetzung des Abfalls und seiner Verfestigungsmatrix nach einigen wichtigen Materialkategorien an, die Tabelle 35 fasst schliesslich die Gesamtmengen verschiedener Materialien im Endlager (einschliesslich Verfüllmaterial und Kavernenauskleidung) zusammen.

Tabelle 34: Gesamtmengen der Materialien im Abfall und seiner Verfestigungsmatrix im Endlager Typ B

(Materialmengen in t)	Betriebs- abfälle	Wiederauf- arbeitungs- abfälle	Still- legungs- abfälle	MIF- Abfälle	Total
Verfestigungs- matrix					
Zement	54'730	9'120	118'280	8'410	190'500
Bitumen	300	3'100	-	-	3'400
Kunststoffe	100	-	-	-	100
Abfall- material					
Stahl	2'800	23'600	39'700	-	66'100
Al/Zn	-	600	6	-	600
Salzkonzentrate	300	1'800	8'500	-	10'600
Asche	200	-	100	-	300
Glas	400	-	-	-	400
Ionentauscher- harze	12'200	100	-	-	12'300
Beton	20	-	4'300	-	4'300
Zellulose*	-	-	-	-	-
Kunststoffe	5	600	3'000	-	3'600
Andere org. Materialien	0	1	-	-	1
Andere feste Stoffe	3'000		2'400	3'300	8'700

* Alle Zellulose-Anteile des Abfalls werden als verascht angenommen

Tabelle 35: Gesamtmen gen (in t) der wichtigsten Materialien im Endlager Typ B

Barriere	Beton resp. Zement	Stahl	Aluminium Zink	Organisches Material *)
Abfall und Abfallmatrix	194'900	66'100	600	19'400
Abfallbehälter	59'300	15'300	-	-
Verfüllmaterial im Endlagercontainer	164'000	-	-	-
Endlagercontainer	174'900	22'100	-	-
Kavernenverfüllung	277'000	-	-	-
Kavernenaus- kleidung	410'800	40'100	-	-
Endlager Total	1'280'900	143'600	600	19'400

*) Bitumen, Plastik, Ionentauscherharze und andere organische Materialien

Man ersieht, dass fast 90 % Gewichtsanteil an Beton resp. Zement entfällt, knapp 10 % an Eisen und rund 1 % an organisches Material diverser Provenienz. Das Eisen kommt vor allem in den Wieraufarbeitungs- und Stilllegungsabfällen vor sowie als Armierungsstahl in den Endlagercontainern und in der Kavernenauskleidung. Organisches Material wird mehrheitlich durch die Betriebsabfälle sowie durch die Verfestigungsmatrix der bituminierten WA-Abfälle beigesteuert.

8.4.2 Freisetzung der Radionuklide aus dem System der technischen Barrieren

Wegen ihrer kleinen Durchlässigkeit bildet sich unter normalen Bedingungen in den technischen Barrieren des Endlagers Typ B nur ein vernachlässigbarer konvektiver Wasserfluss aus. Das Porenwasser kann als stagnierend beschrieben werden. Die Freisetzung der Radionuklide erfolgt

- durch ihren Uebergang aus der Festphase in das Porenwasser
- und ihre Diffusion im Porenwasser unter dem Einfluss der Konzentrationsgradienten.

Die maximale Konzentration im Porenwasser - welche den Konzentrationsgradienten und somit die "treibende Kraft" der Diffusion bestimmt - ist durch die **Löslichkeit** der Radionuklide unter den gegebenen chemischen Bedingungen in der Abfallmatrix gegeben. Der pH-Wert des Porenwassers im Beton sinkt von zunächst 12,5 bis 13,0 binnen einiger 1'000 Jahre wegen der Auslaugung von Calcium auf etwa 10,5. Der anfänglich vorhandene Sauerstoff wird nach Lagerverschluss durch Korrosion rasch aufgebraucht, danach werden im Nahfeld gemäss Modell-Datensatz reduzierende Bedingungen herrschen, die für die Auslaugung der Aktinide im allgemeinen kleine Löslichkeiten ergeben (vgl. Abschnitt 7.5.4). In den Berechnungen der Sicherheitsanalysen werden aber konservativerweise die Löslichkeitslimiten nicht berücksichtigt, sondern es wird angenommen, dass alle Nuklide aus der Matrix freigesetzt werden und dass die Konzentration der Radionuklide im Porenwasser ausschliesslich durch ihre Sorptionsparameter (Verteilungskoeffizienten) bestimmt wird.

Die **Diffusionsraten** sind nebst dem Konzentrationsgradienten noch zur Diffusivität der betrachteten Ionenspezies im fraglichen Medium proportional. Es müssen mehrere Diffusivitäten unterschieden werden. Im porösen Material sind die Diffusionspfade länger und die Diffusionsquerschnitte kleiner als im freien Wasser, die Diffusivität D_p im Porenwasser ist deshalb um einen Materialfaktor kleiner als diejenige im freien Wasser. (Der erwähnte Materialfaktor wird **Geometriefaktor** genannt und kann experimentell bestimmt werden.)

Die **effektive Diffusivität** ist gegenüber D_p noch um den für die Diffusion verfügbaren Volumenteil des Materials kleiner, also um seine **Porosität**. Während des Aufbaus der Gleichgewichtskonzentration der diffundierenden Ionen im betrachteten Medium werden die Ionen dem Porenwasser entzogen, was zur weiteren Ver-

zögerung des Diffusionstransports und zur **scheinbaren** (apparenten, dynamischen) **Diffusivität** D_a führt, die um den Retentionsfaktor R_p kleiner ist (zur Definition von R_p vgl. Abschnitt 7.6.1).

Für die Freisetzung relevant sind also die folgenden (nuklid-spezifischen) Parameter der Materialien der technischen Barrieren:

- die Porendiffusivität D_p resp. der Geometrie-Faktor G und seine Veränderung im Verlaufe der Zeit
- der Retentionsfaktor R_p resp. der entsprechende Verteilungskoeffizient K_d
- die Porosität ϵ_p des Materials und schliesslich seine Dichte.

8.4.3 Eigenschaften des Betons/Zement

Wie aus der Tabelle 35 ersichtlich, dominiert der Beton resp. Zement mit rund 90% die Materialien im Endlager. Je nach Verwendungszweck (Matrix, Verfüllmaterial, Kavernenauskleidung etc.) werden verschiedene Zementarten, Zementmörtel, Fließzement, Sonderbeton, Konstruktionsbeton usw. verwendet. Ihre Eigenschaften variieren zwar, für die Belange der Sicherheitsanalyse kann aber eine gewisse Vereinheitlichung vorgenommen werden.

Die Permeabilitätswerte des Betons variieren im Bereich von 10^{-20} ... $3 \cdot 10^{-18} \text{ m}^2$, was einer **hydraulischen Leitfähigkeit** K (Durchlässigkeitskoeffizient) von etwa 10^{-13} ... $3 \cdot 10^{-11} \text{ m/s}$ entspricht. Diese Werte liegen unter denjenigen des Wirtgesteins und insbesondere der Auflockerungszone, das Porenwasser im Beton kann deshalb mit guter Berechtigung als stagnierend betrachtet werden. Die gemessenen **Porositäten** liegen etwa im Bereich von 1,5 - 4 %.

Die Sorptionseigenschaften der Nuklide hängen in komplexer Art von den mineralogischen Bestandteilen der Betonmatrix ab, von ihrem Ionentauschvermögen, von der Speziation der Nuklide etc. Aufgrund von chemischen Veränderungen und Rekristallisationsprozessen können sich die Sorptionseigenschaften ausserdem mit der Zeit ändern.

Tabelle 36: Verteilungskoeffizienten für ausgewählte Nuklide für Basisfall-Freisetzungsrechnungen im Nahfeld

Verteilungskoeffizient K_d (m ³ /kg)	Element
0,1	C, Zr, Tc, Ra, Th, Pa, U, Np, Pu, Am, Cm
0	Cl, Ni, Se, Sr, Pd, Sn, I, Cs

Um diesen Komplikationen aus dem Wege zu gehen wird in den Freisetzungsrechnungen für das Nahfeld konservativ angenommen, dass nur Nuklide mit bekannter starker Sorption im Beton sorbiert werden, und zwar mit einem vorsichtig angesetzten Verteilungskoeffizienten $K_d = 0,1 \text{ m}^3/\text{kg}$. Alle übrigen Nuklide werden als nichtsorbierend betrachtet (siehe Tabelle 36).

Beton und Zement sind chemischen Veränderungen und der Wechselwirkung mit dem Grundwasser unterworfen. Der Einfluss dieser Vorgänge auf die Sorptionseigenschaften wurde bereits erwähnt, von Bedeutung ist ferner der Einfluss auf die Porosität, die Diffusionseigenschaften und die Wasserdurchlässigkeit der Barrieren. Für die **langfristige Veränderung der Betoneigenschaften** von Bedeutung ist praktisch ausschliesslich die Wechselwirkung mit chemischen Komponenten des Grundwassers und des Abfalls. Es lassen sich drei Zersetzungsraten unterscheiden:

- Herauslösung von Alkali- und Calciumhydroxiden aus dem Beton
- Ionenaustauschreaktionen zwischen Grundwasser- und Betonkomponenten, was lösliche Produkte zur Folge hat, die aus dem Beton ausgewaschen werden können.
- Grundwasser- oder Abfallkomponenten, die mit Betonkomponenten chemisch reagieren und unlösliche Produkte mit veränderten Eigenschaften ergeben können.

Besonders wichtig sind Reaktionen mit Karbonaten im Grundwasser (Karbonatisierung von Beton) sowie die zuerst genannte Herauslösung. Beide Reaktionen schreiten von aussen (von der Kavernenauskleidung) in das Lagerinnere fort. Berechnungen ergeben, dass die Stabilität der technischen Barrieren gegenüber diesen Zersetzungsmechanismen während etwa 10'000 bis 100'000 Jahren gewährleistet ist. Für die Sicherheitsanalysen wurde aber konservativ angenommen

- dass die volle Schutzwirkung des Betons - ausgedrückt je nach der Barriere durch die bereits konservativ angesetzte Diffusivität D_p von $2 \cdot 10^{-12}$ bis $2 \cdot 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$ - nur während der ersten 500 Jahre nach Verschluss anhält,
- dass nach 500 Jahren bereits die äussere Hälfte der Kavernenauskleidung korrodiert ist und damit bereits eine Diffusivität $D_p = 2 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$ aufweist, und
- dass nach 10'000 Jahren ab Verschluss der Beton (d.h. Auskleidung, Verfüllmaterial, Containerwände, Containerverfüllung und Zementmatrix der Abfälle) vollständig zersetzt ist und überall nur noch $D_p = 2 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$ vorherrscht. Zum Vergleich sei angeführt, dass diese Diffusivität den Verhältnissen im kompaktierten Sand entspricht!

Unterteilt nach den einzelnen Barrieren ergeben sich somit für die Freisetzungsrechnungen aus dem Nahfeld für den Basisfall der Sicherheitsanalyse Parameterwerte gemäss Tabelle 37.

Tabelle 37: Parameterwerte für die Berechnung der Freisetzung aus dem Nahfeld (Basisfall)

Barriere	Diffusivität D_p (m ² /s)			Retentionsfaktor R		Effektive Porosität ϵ_p (m ³ /m ³)	Dichte (fest) (kg/m ³)
	0–500 Jahre	500–10 000 Jahre	> 10 000 Jahre	für nicht-sorbierende RN $K_d=0$	für sorbierende RN $K_d=0,1$		
Abfallmatrix	$2 \cdot 10^{-12}$	$2 \cdot 10^{-11}$	$2 \cdot 10^{-10}$	1	1000	0,2	2300
Container-verfüllmaterial	$2 \cdot 10^{-11}$	$2 \cdot 10^{-11}$	$2 \cdot 10^{-10}$	1	1000	0,2	2300
Endlagercontainer	$2 \cdot 10^{-12}$	$2 \cdot 10^{-11}$	$2 \cdot 10^{-10}$	1	1000	0,15	2300
Kavernen-verfüllmaterial	$2 \cdot 10^{-11}$	$2 \cdot 10^{-11}$	$2 \cdot 10^{-10}$	1	–	0,15	2200
Kavernen-auskleidung	$2 \cdot 10^{-11}$	$2 \cdot 10^{-11}$	$2 \cdot 10^{-10}$	1	1000	0,15	2300
Äussere Hälfte der Kavernen-auskleidung	$2 \cdot 10^{-11}$	$2 \cdot 10^{-10}$	$2 \cdot 10^{-10}$	1	1000	0,15	2300

Nicht-sorbierende Nuklide: Cl-36, Ni-59, Se-79, Sr-90, Pd-107, Sn-126, I-129, Cs-135, Cs-137.

Sorbierende Nuklide: C-14, Zr-93, Tc-99, Ra, Th, Pa, U, Np, Pu, Am, Cm.

Um einer möglichen Rissbildung im Abfallgut Rechnung zu tragen, wurde im Sinne einer **Parameter-Variation** zusätzlich angenommen, dass die Abfall-Matrix und die Containerwände alle 0,1 m einen Riss von 10^{-4} m Breite aufweisen. Daraus resultiert auch für diese beiden Barrieren für den Zeitraum bis 500 a eine Porendiffusivität von $2 \cdot 10^{-11}$ m²/s.

8.4.4 Bitumen und Kunststoffe

Nur etwa 5% des Netto-Abfallvolumens sind mit Bitumen und weniger als 1% mit Kunststoffen verfestigt.

Bitumen – ein Nebenprodukt der Erdölaufbereitung – besteht vor allem aus aliphatischen und aromatischen Kohlewasserstoffen und weist bei der Normaltemperatur hohe Viskosität auf.

Die Freisetzung erfolgt durch die Aufnahme von Wasser durch Osmose, mit anschliessender Aufquellung der Matrix und Heraufdiffusion der Radionuklide. Wenn die Aufquellung durch begrenztes Volumen behindert wird, erfolgt stattdessen Druckaufbau. Bei der Einlagerung resp. beim Füllen von Endlagercontainern mit Fässern mit bituminiertem Abfall wird deshalb genügendes Leervolumen zum Druckausgleich vorgesehen.

In Kunststoffen werden einige Ionentauscherharze aus der Abwasserreinigung eingebettet. Aufgrund ihrer chemischen Verwandtschaft gehen die Komponenten untereinander chemische Bindungen ein.

In den Freisetzungsberechnungen der Sicherheitsanalysen werden die bituminierten und plastifizierten Abfälle so behandelt, als wären sie mit Zement verfestigt. Dies ist wegen ihres kleinen Anteils zulässig.

8.4.5 Gasproduktion im Nahfeld

Die Materialien der technischen Barrieren des Endlagers - wie sie in den Tabellen 34 und 35 aufgelistet wurden - sind einer Reihe von Prozessen ausgesetzt, in deren Verlauf unter anderem grössere Mengen von Gasen produziert werden. Es handelt sich um folgende Prozesse:

Korrosion von Metallen

Im Endlager sind über 140'000 t Eisen und an die 1'000 t Zink und Aluminium. Diese Metalle werden durch das Grundwasser korrodiert, zunächst unter aeroben Bedingungen, später - wenn der während der Betriebsphase des Endlagers ins Nahfeld eingedrungene und beim Lagerverschluss dort eingeschlossene Sauerstoff verbraucht ist - unter anaeroben Bedingungen.

Bei der anaeroben Korrosion aller drei Metalle entsteht Wasserstoff. Die Produktionsrate und das bei der Korrosion der gesamten Metallmenge im Endlager resultierende Gesamtvolumen des Wasserstoffs lassen sich berechnen (vgl. Fig. 56).

Radiolyse von Wasser

Ionisierende Strahlen können in den bestrahlten Stoffen chemische Veränderungen bewirken, wobei eine Reihe von neuen Verbindungen entstehen können. Es zeigt sich, dass die strahlungsinduzierten Veränderungen in den festen Materialien des Nahfelds sicherheitstechnisch irrelevant sind. Von gewisser Bedeutung ist die Radiolyse des Porenwassers, wobei Wasserstoff entsteht (der gleichzeitig entstehende Sauerstoff wird in den Korrosionsprodukten gebunden). Die Gasproduktion durch die Radiolyse liegt weit unter derjenigen durch anaerobe Korrosion (Fig. 56).

Mikrobiologische Prozesse

Aufgrund der im Lager herrschenden Verhältnisse (Temperatur, keine allzu hohe Strahlungsintensität, Anwesenheit von organischen Stoffen etc.) müssen mikrobiologische Aktivitäten angenommen werden, wie im Falle der Korrosion zunächst unter aeroben, später unter anaeroben Bedingungen. Weil genaue Angaben zur quantitativen Erfassung der mikrobiologischen Aktivitäten fehlen, wurden als Abbauraten der organischen Stoffe konservative Werte angenommen. Es zeigt sich, dass die Produktionsraten der dabei entstehenden Gase (vor allem CO_2 , aber auch H_2 und CH_4) klein sind.

Die kumulierten Gesamtmengen der produzierten Gase (Volumen bei STP) sind in Fig. 56 aufgetragen. Je nach der anzunehmenden Porosität der technischen Barrieren entweichen die Gase mehr oder weniger schnell in das Wirtgestein. Dabei könnte es zum Druckaufbau im Endlager kommen. Sofern das Gas nicht entweichen kann, kommt es zum Aufbau einer Gasblase und evtl. zur Verschiebung vom kontaminierten Wasser aus dem Endlagerbereich (vgl. Abschnitt 8.4.6).

In den Basisfallrechnungen wird angenommen, dass die Gase durch grössere Poren, Haarrisse etc. am Porenwasser vorbei entweichen und der Druckaufbau vermieden wird. Diese Annahme ist mit den übrigen Barrierendaten konsistent und durch die Erfahrung z.B. mit der Eisenarmierung des Betons abgesichert. Gegebenenfalls können in den Kalotten der Kavernen spezielle Vorrichtungen für das Entweichen der Gase in die Auflockerungszone vorgesehen werden.

8.4.6 Alternative Freisetzungsvorgänge

In den vorangegangenen Abschnitten wurde als der normale Freisetzungsvorgang die Diffusion der Radionuklide aus dem System der technischen Barrieren betrachtet (Abschnitt 8.4.2).

Als Alternativ-Szenarium sind der **konvektive Transport** der gelösten Radionuklide aus dem Beton mit durchfliessendem Wasser sowie die **Verdrängung** des kontaminierten Wassers durch die unter Abschnitt 8.4.5 diskutierte Gasproduktion denkbar.

Weil die hydraulische Leitfähigkeit der Auflockerungszone um Grössenordnungen höher ist als diejenige der verfüllten Kavernen, fliesst das Grundwasser um die Kavernen herum und dringt in diese wegen des hohen hydrodynamischen Widerstands nicht hinein. Unter realistischerweise anzunehmenden Bedingungen ist der konvektive Transport also auszuschliessen.

Trotzdem wurde in den Sicherheitsanalysen der Fall durchgerechnet, dass die hydraulische Leitfähigkeit im Wirtgestein, in der Auflockerungszone und in den technischen Barrieren gleich ($= 10^{-10}$ m/s) ist, und das Grundwasser sich somit gleichmässig durch das Nahfeld durchbewegt. Dies entspricht dem Fall, dass die Auflockerungszone z.B. durch Quellung des Mergels verheilt wird und das Wirtgestein undurchlässiger ist als angenommen, und die technischen Barrieren gleichzeitig durchlässiger.

Auch die mögliche Verdrängung des kontaminierten Wassers durch die Gasproduktion wurde unter konservativen Annahmen quantitativ abgeschätzt.

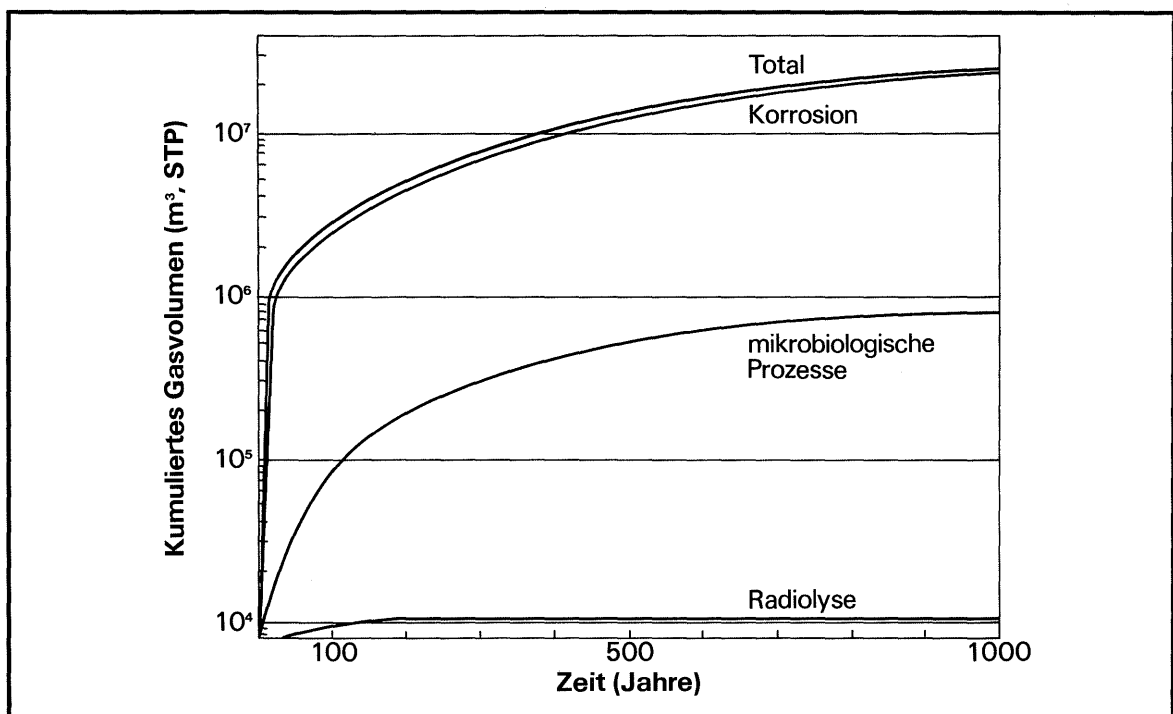


Fig. 56: Kumulierte Gasproduktion im Endlager Typ B

8.5 Transport der Radionuklide durch die Geosphäre

Die Grundlagen des Transports der Radionuklide durch die Geosphäre wurden bereits im Abschnitt 7.6.1, bei der Betrachtung der Nuklidtransportphänomene in der Umgebung des Endlagers Typ C, dargestellt. Auch im Fall des Endlagers für schwach- und mittelaktive Abfälle sind - neben dem radioaktiven Zerfall - folgende Effekte zu berücksichtigen:

- advektiver Fluss
- Dispersion der Transportfront (durch Geschwindigkeitsschwankungen und durch die Diffusion)
- Sorption
- Matrixdiffusion.

Die für den advektiven Fluss bestimmenden Parameter (Fliesslängen/Fliesszeiten) wurden für die zwei Varianten der geologischen Formation im Liegenden des Wirtgesteins bereits im Abschnitt 8.3.3 behandelt. Es ergeben sich Fliesszeiten von etwa 600 bis 1'580 Jahren.

Die für die Sorption der Radionuklide im Wirtgestein (d.h. im Fernfeld der Geosphäre; für die Sorption in den technischen Barrieren des Nahfelds vgl. Abschnitt 8.4.3) bestimmenden Verteilungskoeffizienten wurden unter Berücksichtigung des geochemischen Modell-Datensatzes aus dem Datenmaterial der wissenschaftlichen Literatur abgeleitet. Die Verteilungskoeffizienten K_d und die mit Gesteinsdichte von $2,7 \text{ g/cm}^3$ und Porosität von 3 % abgeleiteten Retentionsfaktoren R_p sind in der Tabelle 38 wiedergegeben. Wiederum wird ein "realistischer" und ein "konservativer" Datensatz verwendet.

Wie im Modell-Datensatz Hydrogeologie dargelegt wurde, findet der advektive Nuklidtransport praktisch nur in den Trennflächen statt, weil die ungestörte Mergelmatrix für einen signifikanten Wasserfluss zu undurchlässig ist. Aufgrund der Porosität des Mergels können aber die Radionuklide in die Gesteinsmatrix hineindiffundieren (**Matrixdiffusion**, vgl. Abschnitt 7.6.1). Im Gegensatz zur Situation im Kristallin wurde in den Sicherheitsanalysen für das Endlager Typ B der zusätzliche Retardationsbeitrag der Matrixdiffusion vernachlässigt.

Tabelle 38: Sorptionseigenschaften des Wirtgesteins Valanginien-Mergel

Element	Verteilungskoeffizient K_d (m ³ /kg)		Retentionsfaktor R_p	
	realistisch	konservativ	realistisch	konservativ
Am	5	0,5	400'000	40'000
Cs	0,02	0,005	2'000	400
C	0	0	1	1
Cm	5	0,5	400'000	40'000
I	0	0	1	1
U	1	0,01	80'000	800
Np	1	0,1	80'000	8'000
Pd	0,01	0	800	1
Pu	5	0,5	400'000	40'000
Pa	1	0,01	80'000	800
Ra	0,1	0,01	8'000	800
Se	0,01	0,001	800	80
Tc	0,05	0,005	4'000	400
Th	1	0,1	80'000	8'000
Sn	0,1	0,01	8'000	800
Zr	5	0,1	400'000	4'000
Ni	0,2	0,02	20'000	2'000
Cl	0	0	1	1
Sr	0,005	0,001	400	80

8.6 Transportphänomene in der Biosphäre, Inkorporation

Die freigesetzten Radionuklide gelangen nach ihrem Transport durch die Geosphäre (soweit sie nicht bereits zerfallen sind) in die Oberflächengewässer der Biosphäre und erreichen schliesslich über das Trinkwasser oder auf dem Umweg über Pflanzen und Tiere den Menschen.

Das Vorgehen bei der Modellierung der Transportphänomene in der Biosphäre und bei der Berechnung der aus der Inkorporation der Radionuklide resultierenden Strahlendosis wurde für das Endlager Typ C im Abschnitt 7.7 beschrieben. Das gleiche Vorgehen wird auch im vorliegenden Fall des Endlagers Typ B angewandt, seine Beschreibung soll nicht wiederholt werden.

Für den Modell-Datensatz Oberbauenstock spezifisch sind folgende Annahmen über die Exfiltrationspfade des kontaminierten Bergwassers in die Biosphäre:

- Vom Lager nach unten in die liegenden Valanginienkalke und entlang diesen nach Osten in den See
- Vom Lager durch das intakte Wirtgestein zum (eingestürzten) Seelisbergtunnel, entlang dessen stark aufgelockerter Kernzone nach Süden aus dem Wirtgestein in den Schrattenkalk der Axendecke und von dort in den See
- Vom Lager durch das intakte Wirtgestein zum (eingestürzten) Seelisbergtunnel und von dessen Lüftungszentrale Huttegg entlang der drei ebenfalls eingestürzten Stollen (Zugangs- und Lüftungsstollen) an die Ostflanke des Wirtgesteins. Mit diesem Transportweg treten die Radionuklide in einer Höhe von 490 m ü.M. in die Biosphäre ein, an einer Stelle, unterhalb derer heute ein Bach durchfliesst
- Vom Lager entlang der Auflockerungszone des Verbindungsstollens in den Schrattenkalk im Süden des Wirtgesteins und von dort in den See

Die Wahl der Kompartimente des Modells trägt diesen Transportwegen Rechnung. Sie stellen konservativerweise die kürzesten und für die Sicherheitsbetrachtungen ungünstigsten Möglichkeiten dar.

Wie im Fall vom Endlager Typ C wurden auch bei den Sicherheitsanalysen zum Endlager Typ B Dosiskonversionsfaktoren gemäss ICRP-30 verwendet.

8.7 Ergebnisse der Sicherheitsanalyse

8.7.1 Einleitende Bemerkungen, Szenarienaufbau

Die Aufgaben der Sicherheitsanalyse für das Endlager Typ B und das angewandte Vorgehen entspricht der Beschreibung der Situation beim Endlager Typ C im Abschnitt 7.8.1. Auch bei den Betrachtungen zur Sicherheit der Endlagerung schwach- und mittelradioaktiver Abfälle wird eine Kette von Rechenmodellen, die im Berichtsband NGB 85-08 beschrieben sind, eingesetzt. Sie umfassen die Modellierung der Grundwasserbewegung (vgl. auch Fig. 55 in diesem Berichtsband), der Freisetzung aus dem Nahfeld, des Geosphärentransports und der möglichen Ausbreitung in der Biosphäre. Die Auswahl und Ausgestaltung der Modelle trägt den Besonderheiten der Lageranordnung Rechnung.

Gegenüber den Analysen beim Endlager Typ C für HAA ergeben sich folgende wesentliche Unterschiede:

- In den Berechnungen nicht berücksichtigt wird die Begrenzung der Freisetzung der Radionuklide durch die Löslichkeit im Porenwasser,
- nicht berücksichtigt wird die Retention der Radionuklide auf ihrem Weg durch die Geosphäre durch die Matrix-Diffusion,
- bereits im Basisfall-Szenarium wird angenommen, dass das Endlager nach 10^5 Jahren durch Erosionsprozesse freigelegt wird.

Die Betrachtung der möglichen Freisetzungsvorgänge zeigt, dass sich die meisten wahrscheinlichen Freisetzungsszenarien als Variationen eines **Grundszenariums** darstellen lassen, das in der Auflösung und im Transport der Radionuklide zur Biosphäre durch Grundwasser besteht. Auf dieses Szenarium bezog sich bereits die Diskussion der meisten Eingabedaten in den vorhergehenden Abschnitten 8.3 bis 8.6. Auch die zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse der Sicherheitsanalyse soll sich im wesentlichen auf das Grundwasser-Szenarium beschränken, alternative Freisetzungsszenarien werden nur am Rande erwähnt (Abschnitt 8.7.3). Wiederum wird das Grundszenarium mit einem realistisch-konservativen Datensatz als **Basisfall-Szenarium** bezeichnet.

Bei den Szenarien der Nuklidfreisetzung aus dem Nahfeld - welche den Anfang der Freisetzungskette bilden - werden folgende Fälle unterschieden:

- N1 - Basisfall: Freisetzung durch Diffusion durch die technischen Barrieren, wobei Barrieren-Eigenschaften und ihre zeitliche Veränderung gemäss Tabelle 37 vorausgesetzt werden.
- N2 - Eine Parameter-Variation des Szenariums N1, mit der Annahme einer von Anfang an (0 ... 500 Jahre) um Faktor 10 schlechteren Porendiffusivität der Abfallmatrix und der Wände der Endlagercontainer ($2 \cdot 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$).

Als alternative Szenarien der Nuklidfreisetzung aus dem Nahfeld mit Grundwasser werden betrachtet:

- N3 - Konvektiver Durchfluss des Grundwassers durch die technischen Barrieren (vgl. Abschnitt 8.4.6). Als Fliesstrate wird während der ersten 10^4 Jahre $2 \cdot 10^{-3} \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{a}$ vorausgesetzt, danach $2 \cdot 10^{-2} \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{a}$.
- N4 - Variation zu N3, mit einer Wasserfließrate von $1 \cdot 10^{-2} \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{a}$ von Anfang an.
- N5 - Variation zu N3, mit einer Wasserfließrate von $2 \cdot 10^{-3} \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{a}$ von Anfang an.
- N6 - Verdrängung des kontaminierten Porenwassers aus der Endlagerzone durch Gasdruckaufbau.

Die Szenarien des Transports durch die Geosphäre - welche jeweils bestimmte Nahfeldrechnungen einbeziehen - werden durch den Buchstaben T bezeichnet. Es werden insgesamt 10 Fälle unterschieden, die in der Tabelle 39 dargestellt sind.

Die Transportszenarien fallen in zwei grössere Gruppen, entsprechend der Annahme des Gesteins im Liegenden des Wirtgesteinskörpers, was Einfluss auf die hydrogeologische Situation hat (Kalk/Schiefer; vgl. Abschnitt 8.3.3 und Fig. 55). Als Basisfall wird das Kalkszenarium T1 betrachtet. Die Schiefer-szenarien T3 bis T10 führen zur sehr konservativen Annahme der Freisetzung in Grundwasser resp. Quellen kleiner Schüttung, mit entsprechend kleinem Verdünnungseffekt. Aus der Tabelle 39 ist ersichtlich, welches Nahfeldszenarium als Quellterm für welches Transportszenarium eingesetzt wurde, sowie welche Sorptionseigenschaften der Geosphäre (K_d -Werte gemäss Tabelle 38) und welche Dispersion (ausgedrückt durch die Pecletzahl) angenommen wurde.

Tabelle 39: Uebersicht über die Geosphärentransport-Szenarien

Szena- rium	Hydro- geo- logie	Fliess- distanz (m)	Fliess- geschw. (m/a)	K_d Datensatz	Lager- modell	Nahfeld- rechnung	Peclet- zahl
T1	Kalk	160+1500	2 bzw. 1	realistisch	P	N1	10
T2	Kalk	160+1500	2 bzw. 1	konservativ	P	N1	10
T3	Schiefer	600	1	realistisch	P	N1	10
T4	Schiefer	600	1	konservativ	P	N1	10
T5	Schiefer	600, 800 und 1000	1	realistisch	A	N1	10
T6	Schiefer	600	1	realistisch	P	N2	10
T7	Schiefer	600	1	realistisch	P	N3	10
T8	Schiefer	600	0,5	realistisch	P	N1	10
T9	Schiefer	600	1	realistisch	P	N1	2
T10	Schiefer	600	1	realistisch	P	N1	50

Im Szenarium T5 wird untersucht, ob die Ausdehnung des Endlagers mit unterschiedlichen Fliesslängen für verschiedene Lagerkavernen auf die Ergebnisse von Bedeutung ist, in allen anderen Szenarien wird das Endlager bezüglich der Fliesslängen in der Geosphäre als "punktförmig" (= P) angenommen, d.h. dass für alle Endlagerbereiche der kürzeste Fliessweg vorausgesetzt wird. Im Szenarium T7 wird schliesslich die konvektive Freisetzung aus dem Nahfeld berücksichtigt (N3), die sich als repräsentativ für die alternativen Nahfeld-Grundwasserszenarien erwiesen hat.

Bei den Biosphären-Szenarien werden drei Fälle unterschieden:

B1 - Normalklima (entspricht dem Basisfall)

B2 - Trockenklima

B3 - Höhere Anreicherung der Radionuklide in der Biosphäre infolge konservativ hoher K_d -Werte im Boden

Die Szenarien T und B wurden untereinander zu kompletten Freisetzungsketten kombiniert, und zwar so, dass die resultierenden Parametervariationen sich gegenüber dem Ausgangsfall jeweils bezüglich eines Parameters resp. Parametersatzes unterscheiden.

8.7.2 Basisfall-Szenarium mit Parameter-Variationen

8.7.2.1 Das Grundszenarium

Das Grundszenarium berücksichtigt folgende Vorgänge und Ereignisse:

- Nach dem Endlagerverschluss dringt das Bergwasser in die verfüllten Lagerkavernen ein. Die Radionuklide treten aus der Festphase in das Porenwasser über und diffundieren durch die technischen Barrieren in die Geosphäre.
- Der Zement der technischen Barrieren wird als nach und nach zersetzt angenommen, der Zementkörper leistet dem Diffusionsprozess zunehmend weniger Widerstand und entspricht nach 10^4 Jahren nur noch kompaktiertem Sand.
- Unberücksichtigt bleibt die Begrenzung der Nuklidkonzentration im Porenwasser durch die Löslichkeiten.
- Die Nuklide werden entsprechend Abschnitt 8.5 durch die Geosphäre transportiert. Als Retardations- resp. Retentionsmechanismus wird nur die Sorption berücksichtigt, die zusätzliche Rückhaltung durch die Matrixdiffusion wird nicht betrachtet.
- Eine Verdünnung erfolgt erst in der Biosphäre (Abschnitt 8.6).

8.7.2.2 Der Basisfall (ohne Erosion)

Die für den Basisfall und einige Parameter-Variationen berechnete Jahresdosen sind in Fig. 57 zusammengefasst - angegeben ist jeweils die höchste resultierende Strahlendosis im Zeitraum 0 ... 10^6 Jahre. *)

*) Rein rechnerisch resultieren z.T. höhere Dosenmaxima nach 10^6 Jahren, die aber nie über 10 mrem/a hinausgehen und ohnehin irrelevant sind, da bereits im Basisfall eine Freilegung des Endlagers nach 10^5 Jahren angenommen wird (vgl. NGB 85-08).

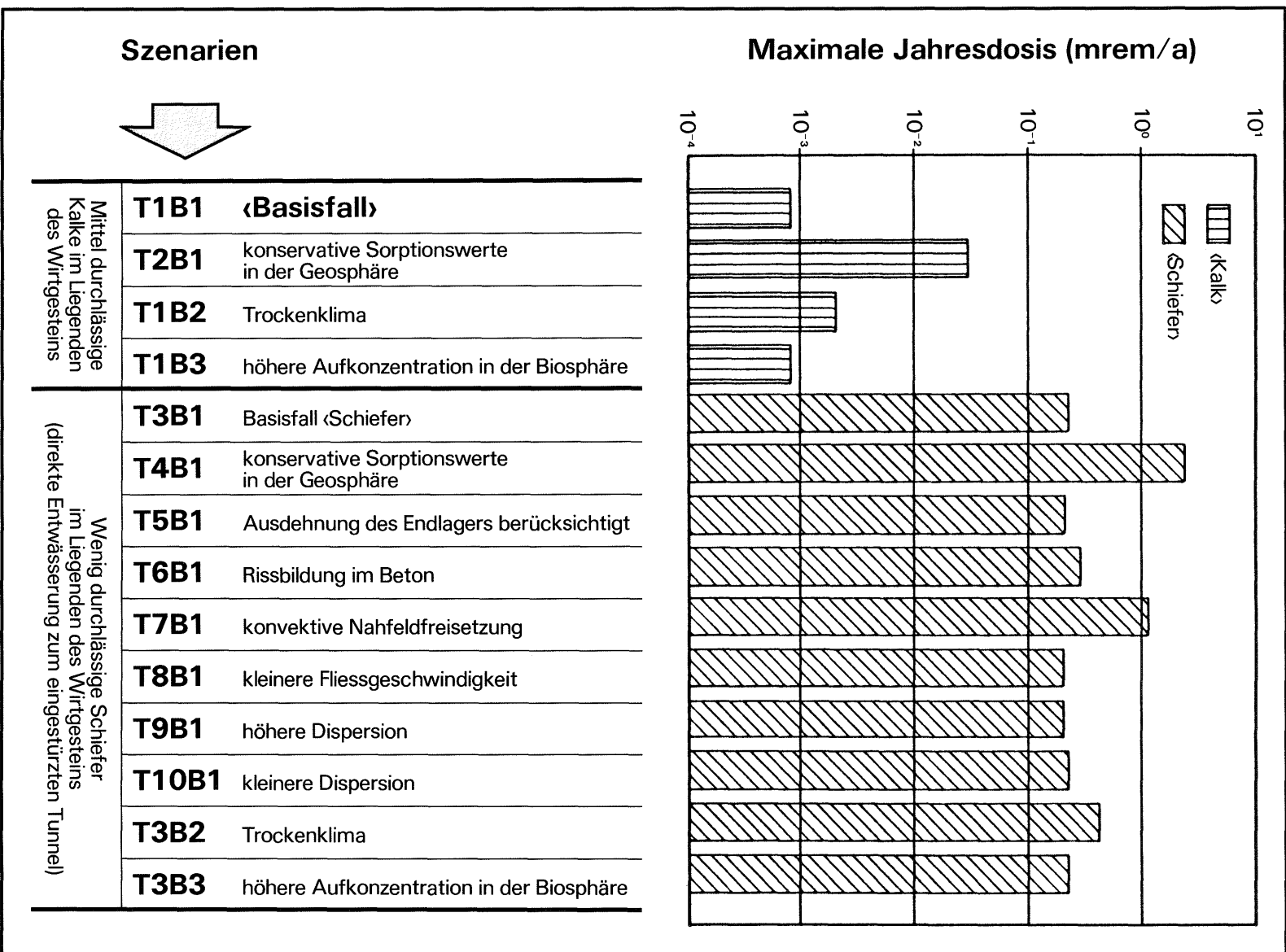


Fig. 57: Ergebnisse der Dosisrechnungen für das Grundwasserszenarium.

Als Basisfall wird die Kombination T1B1, also die durch Kalk im Liegenden beeinflusste hydrogeologische Situation, diffusive Freisetzung aus dem Nahfeld, realistische Sorptionswerte in der Geosphäre und Normalklima bezeichnet.

Die maximale Strahlendosis von $8 \cdot 10^{-4}$ mrem/a tritt etwa $4 \cdot 10^3$ Jahre nach der Einlagerung auf, sie wird hauptsächlich durch die als nicht-sorbierend betrachteten Nuklide I-129 und z.T. Cl-36 hervorgerufen*. Die Dosisleistung liegt wesentlich unter dem Schutzziel der Richtlinie R-21.

8.7.2.3 Parameter-Variationen zum Basisfall

Wie aus Fig. 57 unmittelbar ersichtlich, hat die konservative Annahme der wegen der veränderten hydrogeologischen Situation beim Schiefer im Liegenden des Wirtgesteins resultierenden lokal konzentrierten Freisetzung der Radioaktivität in die Biosphäre auf die Strahlenexposition den grössten Einfluss: Die einander sonst entsprechenden Szenarien "Kalk" und "Schiefer" unterscheiden sich dabei rund um zwei Zehnerpotenzen. Die Annahme konservativer K_d -Werte erhöht die Strahlendosis jeweils um den Faktor 10.

Der zeitliche Verlauf der Dosisleistung für zwei konservative Szenarien T2B1 (Kalk, konservativer K_d -Datensatz) und T4B1 (Schiefer, konservativer K_d -Datensatz) ist in den Fig. 58 und 59 aufgezeichnet.

Auch die Ergebnisse der Parameter-Variation liegen unter dem Schutzziel von 10 mrem/a, sogar diejenigen, wo eine Kumulierung von konservativen Annahmen getroffen wurde (z.B. T4B1). Die konvektive Nahfeldfreisetzung N3 im T7B1 beeinträchtigt die Sicherheit der Endlagerung ebenfalls nicht. Wie aus den Fig. 58 und 59 ersichtlich, treten die Maximaldosen jeweils erst rund 10^6 Jahre nach Lagerverschluss auf, zu einer Zeit also, als das Endlager ohnehin als erodiert angenommen wird (Abschnitt 8.7.2.4).

Bei der Interpretation der Ergebnisse insbesondere der konservativen Szenarien (T4B1 etc.) darf nicht vergessen werden, dass durch die Vernachlässigung der Matrixdiffusion und Löslichkeitslimiten bereits zwei zusätzliche, generell konservative Annahmen getroffen wurden.

*) Bezüglich einer detaillierteren Diskussion der Beiträge einzelner Nuklide sei auf den Berichtsband NGB 85-08 verwiesen.

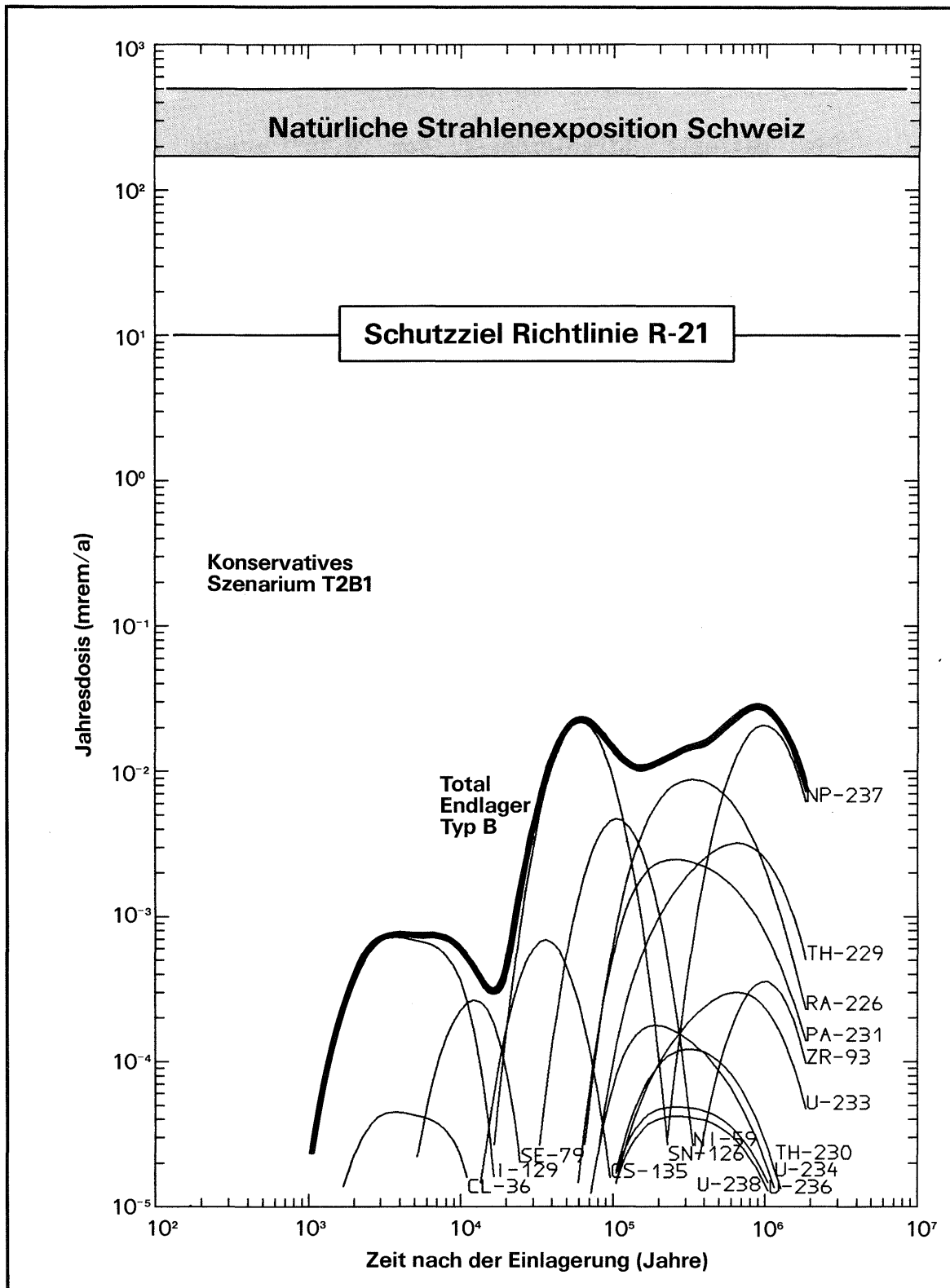


Fig. 58: Jahresdosis beim konservativen Szenarium T2B1
(Kalk im Liegenden des Wirtgesteins, konservative Sorptions-
werte in der Geosphäre).

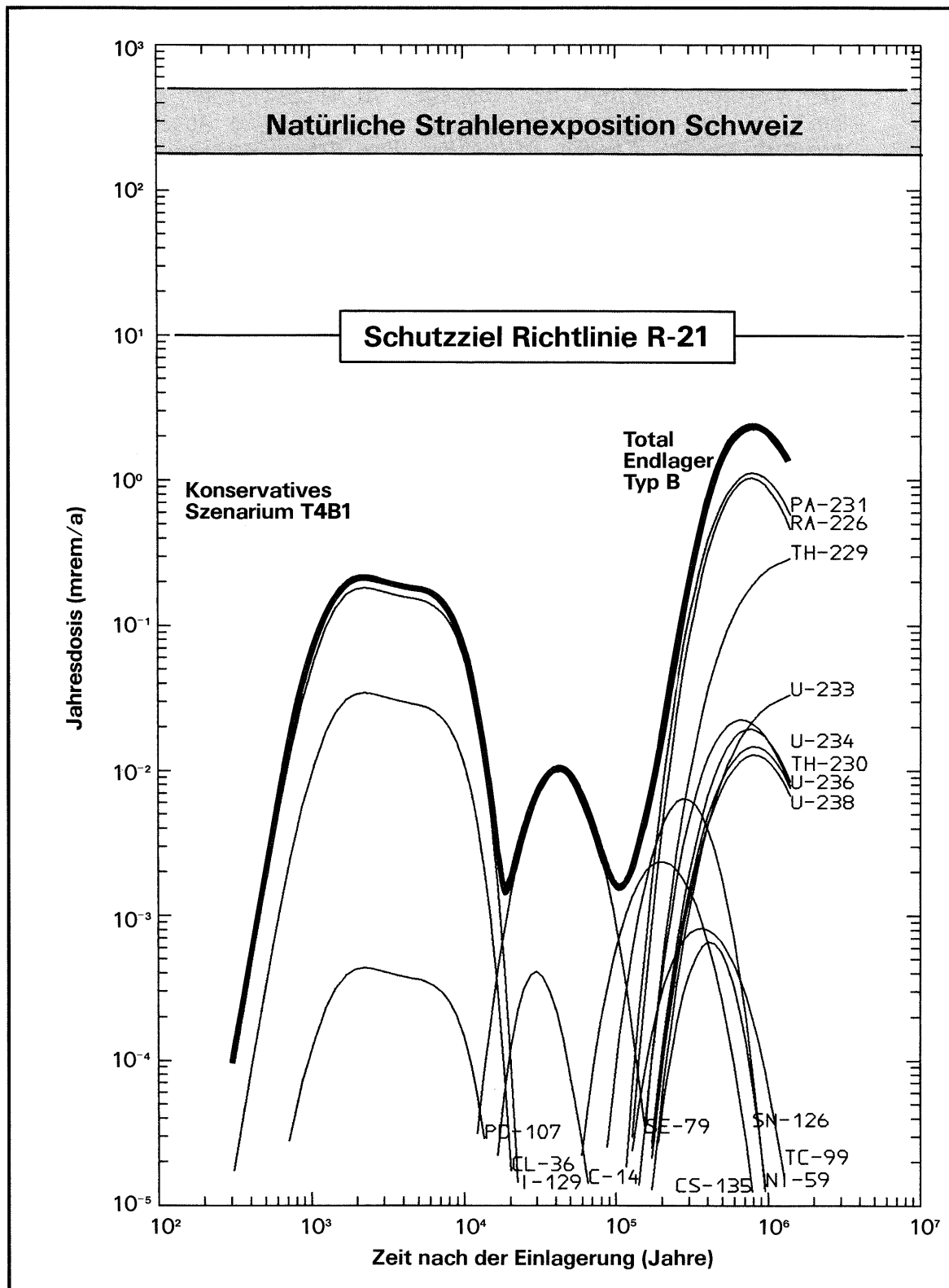


Fig. 59: Jahresdosis beim konservativen Szenarium T4B1 (Schiefer im Liegenden des Wirtgesteins, konservative Sorptionswerte).

8.7.2.4 Auswirkungen der Erosion

Die Szenarien im Abschnitt 8.7.2.3 untersuchen die Freisetzung der Radionuklide aus dem Endlager im wesentlichen aufgrund der heutigen topographischen Verhältnisse. Wie im Abschnitt 8.3.4 gezeigt wurde, liegen die Raten der flächenhaften Erosion von 1 mm/Jahr im Bereich des Möglichen. Bei einem Minimalabstand des Lagers von der Terrainoberfläche von 500 m kann deshalb die Freilegung des Endlagers nach $5 \cdot 10^5$ Jahren nicht ausgeschlossen werden. Hier wird angenommen, dass das Lager bereits nach 10^5 Jahren freigelegt wird. Der Lagerinhalt vermischt sich mit erodiertem Gestein und bildet irgendwo Boden, der landwirtschaftlich genützt werden und gleichzeitig als Grundwasserleiter der Wasserversorgung dienen soll.

Eine Berechnung der aus Ingestion, Inhalation und Direktstrahlung resultierenden Strahlendosis ist möglich, auch wenn das Resultat zuerst interpretiert werden muss. Unter konservativen Annahmen durchgeführte Modellrechnungen ergeben mit 13 mrem/a einen Wert, der - trotz der extremen Annahmen - immer noch im Bereich des Schutzziels von 10 mrem/a liegt. Die Strahlenexposition wird durch Np-237 mit etwa 80 % Beitrag dominiert, weitere 10 % der Gesamtdosis werden von Ra-226 beigesteuert.

Das Resultat der Modellrechnung soll wie folgt kommentiert werden:

- Der berechneten Dosisleistung von 13 mrem/Jahr liegen extreme Annahmen zugrunde (vgl. Abschnitt 7.7 des NGB 85-08): Eine hohe Erosionsrate wird mit einer kleinen Neigung der topographischen Oberfläche von nur 10° kombiniert; das erodierte Endlagermaterial wird mit natürlichem Gesteinsmaterial nur im Verhältnis 1 : 2500 vermischt, bevor es einen landwirtschaftlich genutzten Boden bildet; der gleiche Boden bildet einen Aquifer zur Trinkwasserversorgung etc. Unter realistischen Annahmen läge das Resultat wesentlich tiefer.
- Das Schutzziel der Richtlinie R-21 (10 mrem/Jahr, vgl. Anhang B) bezieht sich auf eine radiologische **Singularität** der isolierten hochtoxischen Abfälle, nicht auf die Verteilung der Radioaktivität in der natürlichen Biosphäre - die Natur selbst genügt ja nicht dem Schutzziel von 10 mrem/Jahr, weil die unvermeidbare natürliche Strahlenexposition im Mittel etwa 250 mrem/Jahr beträgt. Das Erosionsszenarium verlässt die Voraussetzung der radiologischen Singularität der nach CC-Prinzip isolierten Abfälle, angenommen wird eine vollständige materielle Vermischung mit Bodenbereichen, die zur Bio-

sphäre gehören. Unter solchen Bedingungen aussagekräftiger erscheint der Vergleich der beim Erosionsszenarium resultierenden Aktivitätskonzentrationen im kontaminierten Boden mit den Konzentrationen natürlich im Boden vorhandener vergleichbarer Radionuklide:

Nuklid	Konzentration beim Erosions- Szenarium (Ci/kg)	Natürliche Konzentration (Ci/kg)
Ra-226	$1,3 \cdot 10^{-11}$	$3 \cdot 10^{-10} \dots 5 \cdot 10^{-9}$
Th-232		10^{-9}
Np-237	$1,4 \cdot 10^{-11}$	
U-238		10^{-9}

Die Aktivitätskonzentration ist beim Erosionsszenarium (trotz der konservativen Annahmen) rund zwei Zehnerpotenzen tiefer als im Naturboden.

- Die Anwendung der Modellrechnungen des Erosionsszenariums auf natürliche Gesteine anstatt auf das Endlagerresiduum ergibt folgerichtig auch wesentlich höhere Strahlendosen. Mit anderen Worten, die Erosion des dem Modelldatensatz zugrundeliegenden Oberbauenstock-Massivs **ohne** Endlager ergibt keine signifikant höhere Strahlenexposition, als die Erosion des gleichen Massivs **mit** den Endlagerresten nach 10^5 Jahren.

Diese Ueberlegungen zeigen, dass ein Endlager entsprechend der Auslegung, dem Aktivitätsinventar und dem Modell-Datensatz des Projekts Gewähr 1985 sogar bei der Annahme seiner Freilegung durch die Erosion nach 10^5 Jahren keine Strahlengefährdung des Menschen und der Umwelt darstellt.

8.7.3 Alternative Freisetzungsszenarien

Unter alternativen Freisetzungsszenarien werden im Sicherheitsbericht NGB 85-08 behandelt:

- Nahfeldfreisetzung durch Konvektion (N3 bis N5),
- Nahfeldfreisetzung durch Gasverdrängung (N6),
- Anbohren des Endlagers z.B. für Rohstofferkundung,
- Tunnelvortrieb durch den Endlagerbereich.

Das zu den alternativen Szenarien zuzurechnende konvektive Nahfeldszenarium N3 wurde bereits unter Parameter-Variationen zum Basisfall betrachtet. Es zeigt sich, dass N3 bezüglich der Freisetzung aus dem Nahfeld für die Szenarien N4, N5 und N6 repräsentativ ist, so dass die Rechenkette T7B1 in Fig. 57 die Situation auch bei diesen Varianten recht gut wiedergibt.

Interessant ist das Tunnelvortriebsszenarium als Extremfall eines massiven menschlichen Eingriffs. Angenommen wird, dass in ferner Zukunft die Kenntnisse über das Endlager verlorengehen und ein Strassentunnel im Bereich des Endlagers erstellt wird, durch Gestein, das durch die Migration der Radionuklide kontaminiert wurde. Es werden zwei Abstandvarianten untersucht: Vortrieb des Tunnels in 600 m Distanz vom Lager und in 20 m Distanz. Für die gefährdete Bevölkerungsgruppe - die Arbeiter beim Tunnelvortrieb - wäre mit Dosen von insgesamt etwa $2 \cdot 10^{-3}$ mrem (bei 600 m Abstand und realistischen K_d -Werten), rund 18 mrem (bei 600 m Abstand und konservativen K_d -Werten) bis zu 500 mrem (bei 20 m Abstand) zu rechnen. Dabei wird unterstellt, dass die erhöhte Bodenaktivität nicht bemerkt wird, und die Vortriebsarbeiten deshalb ohne irgendwelche spezielle Schutzvorkehrungen durchgeführt werden.

8.8 Schlussfolgerungen, Kommentar

Die Sicherheitsanalyse zeigt, dass die Langzeitsicherheit der Endlagerung der radioaktiven Abfälle im Endlager Typ B gewährleistet ist. Alle relevanten Vorgänge und Ereignisse führen zu einer Strahlenexposition des Menschen, die unter dem behördlich festgelegten Schutzziel von 10 mrem/Jahr liegt. Sogar bei der Annahme einer Freilegung des Endlagers durch die Erosion ergibt sich eine Radiotoxizität des entstehenden Bodens unter den natürlichen Werten. Die Festlegung der Modelle und der Eingabedaten der Sicherheitsanalyse entspricht den Ergebnissen speziell durchgeführter Untersuchungen resp. dem Stand der Technik. Zur Festlegung von standortspezifischen Parametern wurde ein Modell-Datensatz benützt, der mit den heute bekannten Verhältnissen an einem der vorgesehenen Sondierstandorte der Nagra im Einklang steht.

8.8.1 Kommentar zur Konservativität des Vorgehens und der Daten

Wie bei den Sicherheitsanalysen zur Endlagerung der hochaktiven Abfälle (Abschnitt 7.9.1) bereits ausgeführt, wurde auch bei den Analysen und bei der Bestimmung der Eingabedaten für den Fall eines Endlagers für schwach- und mittelaktive Abfälle versucht, so realistisch wie möglich vorzugehen, ohne dabei den konservativen Bereich zu verlassen.

Die Konservativität im Bereich der verschiedenen Komponenten des Barrierensystems kann wie folgt kommentiert werden:

- Die für die Nuklidfreisetzung relevanten Eigenschaften der technischen Barrieren wurden ebenfalls auf der konservativen Seite angenommen. Dies gilt insbesondere für die Annahme einer relativ raschen Abnahme der Wirksamkeit aller Einschlussmassnahmen unter Verwendung von Zement (nach 10^4 Jahren nur noch Schutzgrad von Sand!) sowie für die Vernachlässigung der Freisetzungsbegrenzung durch die Löslichkeitslimiten der Nuklide.
- Die Werte für Gasproduktion sind aufgrund der heutigen Kenntnisse als realistisch zu qualifizieren. Die Annahme, dass das produzierte Gas durch die technischen Barrieren ohne störenden Druckaufbau entweichen kann, ist mit den übrigen Barrieren-Daten konsistent und durch die Erfahrung z.B. mit der Eisenarmierung vom Beton abgesichert. Falls dies weitere Untersuchungen als nötig ergeben würden, kann einer Gasstauung durch technische Massnahmen begegnet werden.

- Die Unsicherheiten bei der detaillierten Prognostizierung der chemischen Zusammensetzung der künftigen Abfälle und der damit zusammenhängenden Wechselwirkung der Radionuklide mit ihrer chemischen Umgebung wurden durch konservative Festsetzung der in die Sicherheitsanalyse eingehenden Sorptionswerte berücksichtigt.
- Die in die Sicherheitsanalyse einflussenden Geosphären-Daten sind aus der bekannten Situation an einem konkreten Sondierstandort abgeleitet. Mögliche Unsicherheiten sind nur durch den heute noch nicht vollständigen Kenntnisstand gegeben und betreffen insbesondere die Extrapolation der aus Oberflächen-aufschlüssen und aus unterirdischen Bauten gewonnenen Information in das Berginnere. Diese Unsicherheiten wurden vor allem auch durch die Parameter-Variation "Schiefer im Liegenden des Wirtgesteins" berücksichtigt.
- Die Annahme der kürzest möglichen Fließwege vom Endlager in die Biosphäre in den Grundscenarien bedeutet ebenfalls eine konservative Betrachtungsweise.
- Die Begrenzung des advektiven Radionuklidtransports auf den Wasserfluss durch Trennflächen (Diskontinuitäten der Gesteinsmatrix) dürfte realistisch sein und liegt sicher auf der konservativen Seite. Die in die Rechnung eingehenden Sorptionswerte sind vorsichtig gewählt, eine weitere Absicherung bedeutet der "konservative" Datensatz der K_d -Werte für Parameter-Variationen. Eine betont konservative Betrachtungsweise ist durch die Nichtberücksichtigung der Matrix-Diffusion und einiger anderer Retentionsmechanismen gegeben. Auf der anderen Seite wurde eine mögliche Beschleunigung des Nuklidtransports durch Kolloidbildung vernachlässigt.
- Ebenfalls konservativ wurde die erste Verdünnung in der Biosphäre angenommen, verstärkt noch durch die Variante des "ariden Klimas".

8.8.2 Bemerkungen zum weiteren Vorgehen, offene Fragen

Im Abschnitt 8.1.3 wurde bereits auf die Einbettung des Projekts Gewähr 1985 in das laufende Arbeitsprogramm der Nagra für die Lager-Realisierung hingewiesen. Die Sicherheitsanalysen zeigten, dass der gegenwärtige Kenntnisstand für die Erfüllung der an das Projekt Gewähr gestellten Ansprüche ausreichend ist; im Hinblick auf die Lager-Realisierung bestehen jedoch noch offenen Fragen, die vor der Ausarbeitung von ausführungsfähigen Projekten und ihrer technisch-wirtschaftlichen Optimierung beantwortet werden müssen.

Notwendig und vorgesehen sind insbesondere folgende weitere Untersuchungen und Arbeiten:

- Aufstellung und Validierung vertiefter konzeptioneller Modelle für die genauere Erfassung einzelner Komponenten sowie des integralen Systems der Sicherheitsbarrieren.
- Ausarbeitung probabilistischer Modelle, bessere quantitative Erfassung der Eingabedaten, Ermittlung der Wahrscheinlichkeitsverteilungen für die wichtigsten Parameter.
- Standortuntersuchungen einschliesslich von Sondierarbeiten an den drei ausgesuchten potentiellen Endlager-Standorten der ersten Priorität zur Erarbeitung standortspezifischer Daten und zur definitiven Standortwahl. Die Detailplanung der Standortuntersuchungen wird dabei eng mit den Erfordernissen der Modellierung bezüglich der Eingabedaten koordiniert.
- Langzeitversuche zur Bestätigung bzw. Eingrenzung der Parameterwerte bei den technischen Barrieren unter möglichst wirklichkeitsnahen Bedingungen.

Von Bedeutung ist die mittelfristige Anlage sowohl der Untersuchungen an den technischen Barrieren, als auch - und vor allem - der geologischen und hydrogeologischen Arbeitsprogramme. Obwohl die angesuchten Sondierarbeiten ohne Verzögerung aufgenommen werden sollten, wird ihre Durchführung und Auswertung einige Jahre in Anspruch nehmen.

Vor der definitiven Standortwahl und der Ausarbeitung eines standortgebundenen Ausführungsprojekts werden alle Betrachtungen zur Langzeitsicherheit auf konservative Annahmen angewiesen sein und nicht wesentlich über das hinausgehen können, was bereits heute mit dem vorliegenden Projekt Gewähr ausgesagt werden kann.

9 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die Ergebnisse des Projekts Gewähr 1985 - wie sie in den Projektberichten NGB 85-01 bis 85-08 sowie in den begleitenden Referenzberichten dokumentiert sind - erlauben folgende Schlussfolgerungen:

9.1 Grundsätzliches

- Die im Projekt Gewähr 1985 wiedergegebenen Ergebnisse der bisherigen Arbeiten der Nagra belegen, dass die Machbarkeit und Langzeitsicherheit der Endlagerung der radioaktiven Abfälle in der Schweiz gewährleistet werden kann.
- Im einzelnen zeigt das Projekt, dass die technische Machbarkeit der Endlagerung mit den heute vorhandenen Mitteln gegeben ist, dass die technischen Sicherheitsbarrieren eine hohe Wirksamkeit aufweisen und dass für die Einhaltung der durch behördliche Anforderungen definierten Langzeitsicherheit in der Schweiz geeignete geologische Optionen vorhanden sind. Anhand von sicherheits- und bautechnischen Studien für konkrete geologische und hydrogeologische Datensätze wird dokumentiert, auf welche Weise die Endlager für alle Kategorien der radioaktiven Abfälle realisiert werden können. Die Sicherheitsanalysen des Projekts ergeben, dass bei der Endlagerung der Schutz des Menschen und der Umwelt unter allen realistisch anzunehmenden Umständen gewährleistet ist.
- Das Projekt Gewähr 1985 ergibt eine Uebersicht über den derzeitigen Kenntnisstand der Nagra. Das Projekt ermöglicht zu beurteilen, welche Fragen vor der Ausarbeitung ausführungsfähiger Endlagerprojekte noch beantwortet werden müssen und erlaubt, die von der Nagra im Hinblick auf dieses Ziel geplanten und eingeleiteten Arbeiten zu bewerten. Noch nicht getroffen ist die Wahl der Endlagerstandorte. Dazu sind weitere erdwissenschaftliche Untersuchungen notwendig. Im Falle eines Endlagers für hochaktive Abfälle werden diese Untersuchungen und ihre Auswertung noch mindestens 10 Jahre in Anspruch nehmen.

9.2 Schlussfolgerungen zur Endlagerung der hochradioaktiven Abfälle

- Ein Endlager für hochradioaktive Abfälle ist unter der Berücksichtigung der mengenmässigen und betrieblichen Randbedingungen sowie der bautechnisch relevanten geologischen und hydrogeologischen Gegebenheiten eines an konkreten Verhältnissen

orientierten Modell-Datensatzes mit den heute vorhandenen Mitteln machbar. Obwohl die Projektstudie wirtschaftlich noch nicht optimiert wurde, zeigt sich, dass die Endlagerung auch wirtschaftlich tragbar sein wird.

- Die Methoden der Sicherheitsanalyse der Endlagerung werden beherrscht. Nach dem heutigen Kenntnisstand treten bei der Migration der radioaktiven Stoffe aus dem Endlager in die Biosphäre keine mechanischen, physikalischen oder chemischen Prozesse auf, die nicht verstanden und nicht durch Modelle dargestellt werden könnten. Die zur quantitativen Auswertung der Modelle benötigten Daten sind spezifiziert und bekannt, zumindest als konservative Schätzungen.
- Die Resultate der Sicherheitsanalysen bestätigen die Zweckmässigkeit des gewählten Systems der mehrfachen Sicherheitsbarrieren. Der Projektstand hat die Wirksamkeit der technischen Barrieren - der auslaugfesten Glasmatrix der Abfälle, dem korrosionsfesten Stahlbehälter, der Einbettung in wasserdichten quellfähigen Bentonit-Ton - nachgewiesen. Allein der Stahlbehälter schliesst die Abfälle für über 1000 Jahre vollständig ein, also mindestens so lang, bis 99 Prozent der radioaktiven Stoffe zerfallen sind. Als besonders wirksam erweist sich die Bentonitverfüllung, welche die vollständige Isolation wichtiger Radionuklide am Lagerort über weitere hunderttausend Jahre gewährleistet. Viele Radionuklide können also das Nahfeld des Endlagers nicht verlassen, weil sie früher auf insignifikante Mengen zerfallen, als sie durch den Bentonit hindurch in die umgebenden geologischen Formationen eindringen könnten.
- Die Wirksamkeit der technischen Sicherheitsbarrieren ist von der geologischen und hydrogeologischen Situation nicht stark abhängig: An das Wirtgestein in der engeren Endlagerzone müssen keine allzu einschränkenden Anforderungen gestellt werden. Bereits eine moderate Wasserundurchlässigkeit genügt zur Sicherstellung der Wirkung der Bentonitschicht. Von Bedeutung ist vor allem die tektonische Stabilität der Lagerumgebung über Zeiträume in der Grössenordnung von einer Million Jahre, damit das System der technischen Barrieren durch Erdbebewegungen nicht gestört wird. Entsprechende Studien zeigen, dass diese Forderung im kristallinen Untergrund der Nordschweiz auch bei der Annahme der Fortsetzung der alpinen Gebirgsbildung erfüllt werden kann. Die Endlageranlagen können räumlich so angeordnet werden, dass man reaktivierbaren Störzonen mit genügendem Abstand ausweichen kann

- Die geologische und hydrogeologische Situation wurde für die Belange der Sicherheitsanalysen im Projekt Gewähr 1985 durch einen Modell-Datensatz konkretisiert, der einer repräsentativen Situation entspricht, wie sie ausserhalb des sogenannten Permokarbondrogs in der Untersuchungsregion der Nagra, welche die Kantone Aargau, Schaffhausen, Solothurn und Zürich umfasst, angetroffen werden kann. Das Endlager wird dabei in einer mehrere Kilometer breiten Granitscholle zwischen den grösseren Verwerfungen des Kristallinsockels angenommen. Weiter wird angenommen, dass sich das Endlager in einer grossräumigen Exfiltrationszone befindet, wo sich das Tiefengrundwasser bevorzugt steil nach oben in Richtung der Erdoberfläche bewegt und die Migrationslängen der Radionuklide dementsprechend klein sind. Der im Modell-Datensatz als reduzierend angenommene Chemismus der Grundwässer ist durch die Untersuchungsergebnisse abgesichert.
- Der Modell-Datensatz geht von keinen idealisierten Annahmen aus, sondern von einer geologischen und hydrogeologischen Situation, deren Vorkommen lokal gesichert ist, auch wenn der endgültige Nachweis räumlich ausgedehnter Gebiete mit den modellierten Eigenschaften noch aussteht. Die eher konservativen Annahmen des Modell-Datensatzes lassen mit guter Wahrscheinlichkeit erwarten, dass im Fortgang der vorgesehenen erdwissenschaftlichen Untersuchungen Standortgebiete mit dem gleichen oder einem anderen Wirtgestein angetroffen werden, welche den sicherheitstechnischen Anforderungen zumindest gleich gut entsprechen, wie der Modell-Datensatz.
- Die Geosphäre ist für die Sicherheit der Endlagerung in mehrfacher Hinsicht von Bedeutung. Die geologische und hydrogeologische Situation beeinflusst die Langzeitsicherheit der Endlagerung bezüglich der Restfreisetzung der Radionuklide nach dem Diffusionsdurchbruch der Bentonitschicht und betrifft somit vor allem langlebige Nuklide wie Uran, Neptunium 237 und Technetium 99. Die Freisetzung aus dem Nahfeld wird durch die tiefen Löslichkeiten der Aktinide begrenzt. Die Rückhalte-mechanismen der Sorption und der Matrix-Diffusion im Gesteinskörper und in den Störungszonen sind für die relevanten Nuklide so wirksam, dass bereits einige hundert Meter Wasserfliessweg eine effiziente Migrationsbarriere darstellen. Auch konservativ auf weniger als hundert Jahre angenommene Wasserfliesszeiten vom Endlager zur Biosphäre - gemessen an den Lebensdauern der Aktinide ein Kurzschluss - vermögen keine signifikante Strahlenexposition zu verursachen.

- Die konservativ berechneten Strahlendosen liegen für alle realistischerweise anzunehmenden Vorgänge und Ereignisse stets weit unter dem behördlich festgelegten Schutzziel von 10 mrem/Jahr.
- Das Projekt Gewähr 1985 spiegelt bezüglich den Aussagen über die Langzeitsicherheit der Endlagerung hochaktiver Abfälle den heutigen Kenntnisstand wider. Eine Vertiefung der schon heute möglichen Schlussfolgerungen, insbesondere eine genauere Beurteilung der Konservativität der Eingabedaten und des Analysevorgehens ist erst angezeigt, wenn ein Standort gewählt sein wird und wenn standortspezifische Angaben vorliegen. Eine erste Ueberprüfung ist erst nach Abschluss und Auswertung der ersten Phase des regionalen Untersuchungsprogramms der Nagra in der Nordschweiz gegen das Jahr 1990 möglich.

9.3 Schlussfolgerungen zur Endlagerung der schwach- und mittelaktiven Abfälle

- Schwach- und mittelradioaktive Abfälle liegen bereits heute in endlagerfähiger Form vor. Ein dafür geeignetes Endlager wird deshalb früher benötigt als dasjenige für hochaktive Abfälle, seine Inbetriebnahme sollte Mitte der neunziger Jahre erfolgen können. Entsprechend weiter ist hier die Bewertung möglicher Standorte fortgeschritten. Nach einem mehrstufigen Auswahlverfahren hat die Nagra Ende 1983 Sondiergesuche für drei potentielle Standorte eingereicht, für Bois de la Glavaz (VD), für Oberbauenstock (UR) und für Piz Pian Grand (GR). Weitere fünf potentielle Standorte wurden als Reservemöglichkeit benannt.
- Dem für konkrete Sicherheitsberechnungen und für die bautechnische Projektstudie benötigten Datensatz wurden im Sinne eines Modells die Verhältnisse vom Oberbauenstock zugrunde gelegt. Die erst später zu treffende Standortwahl für ein zu bauendes Endlager ist dadurch nicht prejudiziert. Sie kann erst nach der Auswertung der vorgesehenen umfassenden, in mehrere Phasen unterteilten Sondierarbeiten erfolgen.

- Das bautechnische Projekt hat ergeben, dass die Erstellung eines Lagerkavernensystem in den Valanginienmergeln des Oberbauenstocks mit den heute vorhandenen technischen Mitteln machbar ist, unter der Berücksichtigung der Gesteinsüberdeckung und der felsmechanischen Eigenschaften. Obwohl die Projektstudie wirtschaftlich noch nicht optimiert wurde, zeigt sich, dass die Endlagerung auch wirtschaftlich tragbar sein wird.
- Die Resultate der Sicherheitsanalysen bestätigen auch für diesen Endlagertyp die Zweckmässigkeit des gewählten Systems der mehrfachen Sicherheitsbarrieren. Bei den technischen Barrieren - der Verfestigungsmatrix der Abfälle aus Zement, Bitumen oder Kunststoff, den Verfüllmaterialien auf Zementbasis und bei der Kavernenauskleidung aus Beton - widerspiegelt der Projektstand den heutigen Stand der Technik. Bei den Sicherheitsbetrachtungen wurden konservativerweise über das Langzeitverhalten der technischen Barrieren sehr ungünstige Annahmen gemacht - so wurde vorausgesetzt, dass diese stufenweise ihre feste Konsistenz verändern und nach 10'000 Jahren nur noch Sand gleichen.
- Auch bei der Betrachtung der Geosphäre wurden vorsichtige konservative Annahmen gemacht und die Freisetzung der Radioaktivität in die Biosphäre wurde für den ungünstigen Transportpfad zum (als eingestürzt angenommen) Seelisbergtunnel und von dort in Quellen kleiner Schüttung resp. in Bodengrundwasser berechnet. Es zeigt sich, dass die Strahlendosen der Bevölkerung als Folge möglicher Freisetzung radioaktiver Stoffe aus dem Endlager für alle relevanten Freisetzungsszenarien unter dem behördlich festgelegten Schutzziel von 10 mrem/Jahr liegen.
- Die Durchrechnung von Freisetzungsszenarien, welche tektonisch-geologische Langzeitveränderungen betrachten, z.B. eine vollständige Freilegung des Endlagers durch Erosion nach 100'000 Jahren, ergibt auch für diese Extremannahmen eine Radiotoxizität des gebildeten Bodens unter den natürlichen Werten.
- Die Methodik der Zuteilung der Abfälle auf die Endlager mit unterschiedlichem Schutzgrad und die Verfahren zur Kontrolle der Einhaltung der Zulassungsspezifikationen sind entwickelt und dokumentiert. Entsprechende Baukonzepte sind vorhanden. Dadurch kann sichergestellt werden, dass später keine Abfälle mit unzulässig hohen Aktivitätskonzentrationen der Radionuklide im Endlager für schwach- und mittelaktive Abfälle eingelagert werden.

- Das Projekt Gewähr 1985 spiegelt bezüglich der Aussagen über die Langzeitsicherheit der Endlagerung schwach- und mittelaktiver Abfälle den heutigen Kenntnisstand wider. Eine Vertiefung der schon heute möglichen Schlussfolgerungen, insbesondere eine genauere Beurteilung der Konservativität der Eingabedaten und des Analysevorgehens, ist erst angezeigt, wenn ein Standort gewählt sein wird und wenn standortspezifische Angaben vorliegen, also nach der Durchführung und Auswertung der vorgesehenen Sondierarbeiten an den potentiellen Standorten erster Priorität. Eine Aufdatierung der sicherheitstechnischen Projektstudien dürfte somit für diese Abfälle mit der Ausarbeitung eines ausführungsreifen Endlagerprojekts zusammenfallen.

9.4 Abschliessende Bemerkungen, weiteres Vorgehen

- Von den im Kernenergieszenarium "240 Gwa" des Projekts Gewähr 1985 angenommenen 7860 tU abgebrannten Kernbrennstoffs sind bis heute rund 500 tU (6 %) angefallen, bis zum Jahr 2000 werden es erst knapp 2000 tU (25 %) sein. Entsprechend langfristig gestaltet sich der zeitliche Anfall der radioaktiven Abfälle. Die hochaktiven Abfälle müssen vor ihrer Endlagerung zunächst noch während insgesamt 40 Jahren in kontrollierten Zwischenlagern aufbewahrt werden, bis ihre Wärmeproduktion auf genügend kleine Werte abgenommen hat.
- Für die Vorbereitung der Endlagerung hochaktiver Abfälle, insbesondere für die erforderlichen Untersuchungen der geologischen Sicherheitsbarrieren, steht somit genügend Zeit zur Verfügung. Die Untersuchungen können mit der notwendigen wissenschaftlichen Sorgfalt durchgeführt werden.
- Die relativ kleinen Mengen der aus der Kernenergienutzung in der Schweiz anfallenden hochaktiven Abfälle und der Umstand, dass ihre Wiederaufarbeitung im Ausland erfolgt, sprechen für eine gemeinsame Endlagerung im Rahmen internationaler Vereinbarungen - nicht zuletzt aus wirtschaftlichen Ueberlegungen. Die Nagra wird deshalb ihre Mitarbeit an ausländischen und gegebenenfalls internationalen Projekten in den kommenden Jahren fortsetzen. Die Möglichkeit politischer Hindernisse bedingt jedoch die vollständige Vorbereitung einer Endlagerungsoption in der Schweiz, wozu die Weiterführung der mittelfristigen Untersuchungsprogramme bis zur Möglichkeit der Standortwahl vorgesehen ist.

- Für die schwach- und mittelaktiven Abfälle, die bereits heute in endlagerfähiger Form vorliegen und für die keine Endlageroption im Ausland in Betracht gezogen wird, müssen die geologischen und hydrogeologischen Abklärungen zur Vorbereitung eines Endlagers in der Schweiz für die neunziger Jahre ohne Zeitverzug in erster Priorität weitergeführt werden. Mit der Einreichung der entsprechenden Sondiergesuche wurden Ende 1983 die notwendigen Schritte unternommen.

LITERATURVERZEICHNIS

Technische Berichte der Nagra:*

- NTB 12 Anhydrit als Wirtgestein für die Endlagerung radioaktiver Abfälle in der Schweiz; J. Gassmann, M. Gysel, J.F. Schneider; Januar 1979
- NTB 28 Bestimmung von Verteilungskoeffizienten (Kd-Werten) bei der Absorption von Cs und Sr an möglichen Zusätzen zu mineralischen Verfestigungen; D. Laske, EIR Würenlingen; Juni 1979
- NTB 80-01 Projektstudie für die Endlagerung radioaktiver Abfälle mittlerer Toxizität (schwach- und mittelaktive Abfälle) in geologischen Formationen; Motor-Columbus Ingenieurunternehmung AG zusammen mit AG Ingenieurbüro Maggia und Ateliers des Charmilles, August 1980
- NTB 80-02 Projektstudie für die Endlagerung von hochaktiven Abfällen in tiefliegenden geologischen Formationen sowie für die Zwischenlagerung; Elektrowatt Ingenieurunternehmung AG, Bernische Kraftwerke AG; Dezember 1980
- NTB 80-03 Etude Conceptuelle pour le Stockage Souterrain Définitif de Déchets Radioactifs dont la Toxicité est de Courte Durée ou Restreinte; Bonnard & Gardel, Ingénieurs-conseils SA, Lausanne; August 1980
- NTB 80-04 Feasibility Study for Large Diameter Boreholes for the Deep Drilling Concept of a High-Level Waste Repository; Forex Neptune SA, Paris; Oktober 1980
- NTB 80-05 Radionuklidtransport von Zerfallsketten durch heterogene geologische Medien; J. Hadermann, J. Patry, EIR Würenlingen; Juni 1980
- NTB 80-06 Der Einfluss der transversalen Diffusion/Dispersion auf die Migration von Radionukliden in porösen Medien - Untersuchung analytisch lösbarer Probleme für geologische Schichtstrukturen; U. Schmocker, EIR Würenlingen; Juli 1980
- NTB 80-07 Erläuterungen zum Nagra-Tiefbohrprogramm als vorbereitende Handlung im Hinblick auf das Projekt "Gewähr"; M. Thury; September 1980

*) Stand: Januar 1985

- NTB 80-08 Die mathematische Modellierung der Auslaugung verfestigter Abfälle; V. Herrnberger, EIR Würenlingen; November 1980
- NTB 81-01 Beurteilung der Umweltauswirkungen der Nagra-Tiefbohrungen in der Nordschweiz einschliesslich der Stellungnahmen zu den Einsprachen; V. Egloff, H. Issler, A.L. Nold, M. Thury; April 1981
- NTB 81-03 On the Connection between Injection Rate and Repository Boundary Concentration in Geospheric Transport Models; U. Schmocker, J. Patry, J. Hadermann, EIR Würenlingen; April 1981
- NTB 81-04 Die Endlagerung schwach- und mittelaktiver Abfälle in der Schweiz - Potentielle Standortgebiete für ein Endlager Typ B;
Band 1: Grundlagen und Vorgehen zur Standortwahl (deutsch/französisch)
Band 2: Standortgebiete der engeren Wahl (deutsch/französisch/italienisch);
R. Rometsch, H. Issler, V. Egloff, C. McCombie, A.L. Nold, M. Thury (Nagra), H. Jäckli, R.H. Beck, T. Schneider, P. Kellerhals, Ch. Häfeli, J. Norbert; November 1981
- NTB 81-05 Stripa Project - Summary of Defined Programs; L. Carlsson, T. Olsson (Geological Survey of Sweden, Uppsala), I. Neretnieks (Royal Institute of Technology, Stockholm), R. Pusch (University of Lulea, Lulea); November 1980
- NTB 81-07 Sondierbohrungen Juchlistock-Grimsel; Geotest AG, Zollikofen, Ingenieurunternehmung AG Bern, Bern; November 1981
- NTB 81-08 Vergleichende Uebersicht der Gefahren, Schutzmassnahmen und Risiken einer Endlagerung radioaktiver Abfälle; Elektrowatt Ingenieurunternehmung AG; Oktober 1981
- NTB 81-09 Stripa Project - Annual Report 1980; April 1981
- NTB 81-10 Stripa Project - Migration in a Single Fracture - Preliminary Experiments in Stripa; H. Abelin, I. Neretnieks, Royal Institute of Technology, Department of Chemical Engineering, Stockholm; April 1981
- NTB 81-11 Stripa Project - Equipment for Hydraulic Testing; L. Jacobsson, H. Norlander; Ställbergs Grufve AB Stripa; Juli 1981

- NTB 81-12 Stripa Project:
Part I: Core-Logs of Borehole V 1 down to 505 m;
 L. Carlsson, T. Olsson, V. Stejskal, Geological
 Survey of Sweden (SGU)
Part II: Measurement of Triaxial Rock Stresses in Borehole
 V 1; L. Strindell, M. Andersson, Swedish State
 Power Board; Juli 1981
- NTB 81-13 Löslichkeits- und Speziationsberechnungen für U, Pu, Np und
 Th in natürlichen Grundwässern. Theorie, thermodynamische
 Dateien und erste Anwendungen; M. Schweingruber, EIR Würen-
 lingen; November 1981
- NTB 81-14 Datenbasis für eine standortspezifische Ausbreitungsanalyse
 radioaktiver Elemente aus einem Endlager; J. Hadermann, EIR
 Würenlingen; November 1981
- NTB 81-15 Programme Suisse de Surveillance du Site d'Immersion des
 Déchets Radioactifs en Atlantique Nord-Est; F. Nyffeler,
 Océanographe, Bienne, J.C. Alder; Dezember 1981
- NTB 82-01 Verfestigung aktiver borathaltiger Abfallkonzentrate aus
 Druckwasser-Reaktoren; D. Laske, EIR Würenlingen; März 1982
- NTB 82-02 Monitoring des Déchets Radioactifs; J.P. Houriet, EIR Würen-
 lingen; August 1982
- NTB 82-03 The Long-Term Stability of Cement and Concrete for Nuclear
 Waste Disposal under Normal Geologic Conditions; Woo Sewung
 Shin, Battelle, Geneva; März 1982
- NTB 82-04 Bereitstellung von Bentoniten für Laboruntersuchungen;
 M. Müller-Vonmoos, G. Kahr; Institut für Grundbau und Boden-
 mechanik, ETH Zürich; April 1982
- NTB 82-05 Herstellung und Homogenität hochverdichteter Bentonitpro-
 ben; F. Bucher, P. Jeger, G. Kahr, J. Lehner; Institut für
 Grundbau und Bodenmechanik, ETH Zürich; Dezember 1982
- NTB 82-06 Wärmeleitfähigkeit von Bentonit MX-80 und von Montigel nach
 der Heizdrahtmethode; G. Kahr, M. Müller-Vonmoos, Institut
 für Grundbau und Bodenmechanik, ETH Zürich; Dezember 1982
- NTB 82-07 On the Theory of Transport in Fractured Media for the Safety
 Analysis of a Nuclear Waste Repository; N.C. Mukhopadhyay;
 EIR Würenlingen; Oktober 1982

- NTB 82-08 Korrosionsverhalten von unlegiertem Stahl, Stahlguss und Gusseisen als Endlagerbehälterwerkstoff in wasserführendem Granitgestein; E. Heitz, D. Zur Megede, DECHEMA-Institut, Frankfurt a. Main; Dezember 1982
- NTB 82-09 Sondierbohrung Böttstein - Arbeitsprogramm; A.L. Nold, M. Thury (Nagra), et al.; September 1982
- NTB 82-10 Sondierbohrung Weiach - Arbeitsprogramm; A.L. Nold, M. Thury (Nagra), et al.; Dezember 1982
- NTB 82-11 Establishing Storage Criteria for a Swiss Low-Level Waste Repository; Motor Columbus Consulting Engineers; Dezember 1982
- NTB 82-12 Stripa Project - Annual Report 1981; Februar 1982
- NTB 83-01 Gläser zur Verfestigung von hochradioaktivem Abfall: Ihr Verhalten gegenüber Wässern; R. Grauer, EIR Würenlingen; Februar 1983 (deutsch, englisch)
- NTB 83-02 Nukleare Entsorgung Schweiz - Konzept und Stand der Arbeiten 1982; April 1983 (deutsch/französisch)
Kurzfassung des konzeptionellen Teils (deutsch, französisch, italienisch, englisch)
- NTB 83-03 Nukleare Entsorgung Schweiz - Wege zum Nachweis der Sicherheit von Endlagern; April 1983
- NTB 83-04 Bedeutung der Isotopenmethode bei der hydrogeologischen Charakterisierung potentieller Endlagerstandorte für hochradioaktive Abfälle; W. Balderer, Physikalisches Institut der Universität Bern; Dezember 1983
- NTB 83-05 Experiments on Container Materials for Swiss High-Level Waste Disposal Projects; J.P. Simpson, Sulzer Brothers Ltd, Winterthur; Oktober 1983
- NTB 83-06 A Method for Modelling Transport of Nuclides in Fissured Rock with Diffusion into the Solid Matrix; D.J. Gilby, R.J. Hopkirk; in Vorbereitung
- NTB 83-07 Chemical Changes Occuring within an Intermediate-Level Waste Repository; Kemakta Konsult AB, Sweden, Motor Columbus Cons. Eng. Inc. Schweiz; Juni 1983

- NTB 83-08 Inventar der Erdbeben 1910-1982 und Karte der Magnitudenschwellenwerte 1928-82; D. Mayer-Rosa, H. Benz, U. Kradolfer, K. Renggli, Schweiz. Erdbebendienst, ETH-Zürich; Juli 1983
- NTB 83-09 Untersuchungen zum Sorptionsverhalten von Cs-137 und Sr-90 in verschiedenen Gestein/Lösung-Systemen; D. Laske, C. Caflisch, K.H. Wiedemann, EIR Würenlingen; Oktober 1983
- NTB 83-10 Intracoin Level 1 Benchmark Calculations with EIR Codes CONZRA, RANCH and RANCHN; J. Hadermann, F. Rösel, EIR Würenlingen; Juli 1983
- NTB 83-11 Bitumen, ein Verfestigungsmaterial für radioaktive Abfälle und seine historischen Analoga; Elektrowatt Ingenieurunternehmung AG, Zürich; August 1983
- NTB 83-12 Mineralogische Untersuchungen von Wyoming Bentonit MX-80 und Montigel; M. Müller-Vonmoos, G. Kahr, Institut für Grundbau und Bodenmechanik, ETH-Zürich; Dezember 1983
- NTB 83-13 An Integral Approach to Radionuclide Transport Modelling in Fissured and Porous Media; D.J. Gilby, R.J. Hopkirk, Polydynamics Ltd, Zürich; Dezember 1983
- NTB 83-14 Sondierbohrung Riniken - Arbeitsprogramm; A.L. Nold, M. Thury (Nagra), et al.; August 1983.
- NTB 83-15 Die Endlagerung schwach- und mittelradioaktiver Abfälle in der Schweiz: Evaluation der potentiellen Standortgebiete; Band 1: Grundlagen, Bewertungskriterien und Ergebnisse; Dezember 1983
Band 2: Standortbezogene Anhänge und Beilagen; Dezember 83 (deutsch, französisch, italienisch)
- NTB 83-16 Experimente zur korrosionsbedingten Wasserstoffbildung in Endlagern für mittelaktive Abfälle; R. Schenk, Gebrüder Sulzer AG, Winterthur; Dezember 1983
- NTB 83-17 Korrosionsverhalten von metallischen und nichtmetallischen Werkstoffen in verschiedenen Medien im Anhydrit- und Gipsbergwerk Felsenau/AG; D. Laske, K.H. Wiedemann, EIR Würenlingen; Oktober 1983
- NTB 83-18 Literaturstudie über den Abbau von Bitumen durch Mikroorganismen; A. Dubach, A. Tesch, Uni-Zürich; in Vorbereitung

- NTB 83-19 Verfestigung aktiver Powdex-Ionentauscherharze aus Siedewasserreaktoren; D. Laske, W. Huebner, M. Künzle, EIR; Dezember 1983
- NTB 83-20 Preliminary Calculations of the Temperature Distributions around a Type C (Highly Active) Nuclear Waste Repository, R.J. Hopkirk, D.J. Gilby, I. Schwanner, Polydynamics Ltd. Zürich; Oktober 1983
- NTB 83-21 Geophysikalisches Untersuchungsprogramm Nordschweiz - Regionale refraktionsseismische Messungen 81/82; N. Sierro. A. Bindschädler, J. Ansorge, St. Müller, Insitut für Geophysik, ETH-Zürich; September 1983
- NTB 83-22 Biosphärentransport von Radionukliden. Erste Modellierung anhand eines ausgewählten Beispiels; A. Bundi, EIR; in Vorbereitung
- NTB 83-23 Numerical Solution of the Radionuclide Transport Equitation - Non-Linear Sorption Effects; J. Hadermann, F. Rösel, EIR Würenlingen; November 1983
- NTB 83-24 Actinide Solubility in Deep Groundwaters - Estimates for Upper Limits Based on Chemical Equilibrium Calculations; M. Schweingruber, EIR Würenlingen; Dezember 1983
- NTB 83-25 Sondierbohrung Schafisheim - Arbeitsprogramm; A.L. Nold, M. Thury (Nagra), et al.; Dezember 1983
- NTB 83-26 Stripa Project - Annual Report 1982; April 1983
- NTB 83-27 Geochemical and Isotope Charakterization of the Stripa Groundwaters - Progress Report; L. Carlsson, T. Olsson, J. Andrews, J.-Ch. Fonles, J.L. Michelot, K. Nordstrom; Februar 1983
- NTB 84-01 Experiments on Container Materials for Swiss High-Level Waste Disposal Projects; J.P. Simpson, Sulzer Brothers Ltd., Winterthur; in Vorbereitung
- NTB 84-02 NAGRADATA - Code Schlüssel - Geologie; W.H. Müller, B. Schneider, J. Stäuble; Januar 1984
- NTB 84-03 NAGRADATA - Benutzerhandbuch, Band 1; W.H. Müller, B. Schneider, J. Stäuble; September 1984

- NTB 84-04 Korrosion und Korrosionsschutz von Endlagerbehältern aus Eisenwerkstoffen unter besonderer Berücksichtigung des schweizerischen Endlagerkonzepts; H. Gräfen, E. Heitz, Dechema-Institut, Frankfurt a. Main; Oktober 84
- NTB 84-05 Behälter aus Aluminiumoxid für die Endlagerung von hochaktiven Abfällen; STEAG Kernenergie GmbH, Essen; März 1984
- NTB 84-06 Sondierbohrung Kaisten - Arbeitsprogramm; A.L. Nold, M. Thury (Nagra), et al.; Januar 1984
- NTB 84-07 Mögliche Mikrobiologische Vorgänge in unterirdischen Kavernen im Hinblick auf die Endlager radioaktiver Abfälle (Literaturstudie); D. Lüscher, R. Bachofen, Uni Zürich; in Vorbereitung
- NTB 84-08 Kristalline Stoffe zur Verfestigung hochradioaktiver Abfälle; R. Grauer, EIR Würenlingen; Februar 1984
- NTB 84-09 Anwendungsbereite Zementrezepturen zur Verfestigung schwach- und mittelaktiver Abfälle aus Kernkraftwerken; D. Laske, W. Huebner, M. Künzle, P. Fischer, EIR; September 1984
- NTB 84-10 Monitoring des Déchets Radioactifs: Mise à Jour 1984; J.-Ph. Houriet, EIR Würenlingen; Mai 1984
- NTB 84-11 Mikrobeben - Untersuchung Nordschweiz:
Teil 1: Technische Unterlagen, Stationsnetz; D. Mayer-Rosa, M. Dietiker, N. Deichmann, K. Renggli, J. Brändli, J. Studer, G. Rutishauser; März 1984
- NTB 84-12 Mikrobeben - Untersuchung Nordschweiz:
Teil 2: Seismizität Januar 1983 - September 1984;
N. Deichmann, K. Renggli; November 1984
- NTB 84-13 Programme d'Etudes Géophysiques du Nord de la Suisse: Sondages Magnétotelluriques pilotes 1981; G. Fischer, P.A. Schnegg, B.U. Le Quang, Observatoire Cantonal Neuchâtel; Dezember 1984
- NTB 84-14 Geophysikalisches Untersuchungsprogramm Nordschweiz: aeromagnetische und bodenmagnetische Messungen 81; E. Klingelê, H. Schwendener, Ch. Heim; in Vorbereitung

- NTB 84-15 Geophysikalisches Untersuchungsprogramm Nordschweiz: Reflexionsseismische Messungen 82; C. Sprecher, M. Hemmerich; in Vorbereitung
- NTB 84-16 Fluviale Erosions- und Akkumulationsformen als Indizien jungpleistozäner und holozäner Bewegungen in der Nordschweiz und angrenzenden Gebieten; P. Haldimann, H. Naef, H. Schmassmann; August 1984
- NTB 84-17 Bestimmungen von rezenten Bewegungen der Erdkruste mit geodätischen Methoden; E. Gubler, D. Schneider, P. Kellerhals, Eidg. Landestopographie; Juni 1984
- NTB 84-18 Quelldruck von hochverdichteten Bentoniten; F. Bucher, U. Spiegel, IGB; in Vorbereitung
- NTB 84-19 Behältermaterialien für die Endlagerung hochradioaktiver Abfälle: Korrosionschemische Aspekte; R. Grauer, EIR-Würenlingen; August 1984
- NTB 84-20 Geowissenschaftliche Grundlagen des Sondierstandortes Oberbauenstock; T. Schneider, S. Kappeler, F. van Dorp; in Vorbereitung
- NTB 84-21 Beschaffenheit der Tiefengrundwässer in der zentralen Nordschweiz und den angrenzenden Gebieten; H. Schmassmann, W. Balderer, W. Kanz, A. Pekdeger; in Vorbereitung
- NTB 84-22 Geophysikalisches Untersuchungsprogramm Nordschweiz: Gravimetrische Messungen 81/82; E. Klingelé, H. Schwendener; in Vorbereitung
- NTB 84-23 Konzept der Anlage zum Umladen der HAA-Kokillen in Endlagerbehälter; STEAG Kernenergie GmbH Essen; Dezember 1984
- NTB 84-24 Permeability, Porosity, and Retardation Characteristics of Granite Samples from the Böttstein Borhole. A Laboratory Study; L. Carlsen, D. Platz, Risø National Laboratory, Denmark; in Vorbereitung
- NTB 84-25 Erläuterungen zur geologischen Karte der Nordschweiz, 1:100'000; W.H. Müller, M. Huber, A. Isler; in Vorbereitung
- NTB 84-26 Szenarien der geologischen Langzeit-Sicherheit; P. Diebold, W.H. Müller; in Vorbereitung

- NTB 84-28 Beurteilung der Satellitenbildlineamente im Raume Baden - Frick Laufenburg - Zürich; A. Isler, Büro Kellerhals; August 1984
- NTB 84-29 Literaturzusammenstellung zur Neotektonik; A. Isler, Büro Kellerhals; in Vorbereitung
- NTB 84-30 Das Kristallin des Südschwarzwaldes; M. Huber; in Vorbereitung
- NTB 84-31 Behälter aus Stahlguss für die Endlagerung verglaster hoch-radioaktiver Abfälle; STEAG Kernenergie GmbH, Motor Columbus Ingenieurunternehmung; in Vorbereitung
- NTB 84-32 An Assessment of the Corrosion Resistance of the High-Level Waste Containers Proposed by Nagra; The Nagra Working Group on Container Technology; in Vorbereitung
- NTB 84-33 Verfüllen und Versiegeln von Stollen, Schächten und Bohrlöchern; GSS, Zürich; in Vorbereitung
- NTB 84-34 Die Kernbohrung Beznau; Nagra; in Vorbereitung
- NTB 84-35 Kriechverhalten unlegierter Stahlwerkstoffe für Endlager-Behälter: Auswertung der Literaturangaben; A. Rosselet. Gebrüder Sulzer AG, Winterthur; September 1984
- NTB 84-36 Surveillance of the North-Eastern Atlantic Dumpsite for Low-Level Radioactive Waste. The Swiss Oceanographic Research Programme "PROSPER". Progress Report; F. Nyffeler, J.C. Alder, A. Wyttenbach, B. Kubler, J.M. Jaquet, K. Hanselmann; in Vorbereitung
- NTB 84-37 Rezente Spannungsverhältnisse in der zentralen Nordschweiz, A. Becker, T. Blümling, W.H. Müller; Dezember 1984
- NTB 84-38 Sondierbohrung Leuggern - Arbeitsprogramm; A.L. Nold, M. Thury (Nagra), et al.; Juli 1984
- NTB 84-39 Contrôle de la Teneur en Radionucléides des Déchets Radioactifs; J.P. Houriet, J.C. Alder; in Vorbereitung
- NTB 84-40 Radionuclide Sorption Database for Swiss Safety Assessments; I.G. McKinley, J. Hadermann, EIR; in Vorbereitung

- NTB 84-41 The Potential of Natural Analogues in Assessing Systems for Deep Disposal of High-Level Radioactive Waste; N.A. Chapman (British Geological Survey), I.G. McKinley (EIR), J. Smellie (Swedish Geological); in Vorbereitung
- NTB 84-42 Endlager für hochradioaktive Abfälle. Sicherheitstechnische Aspekte der Betriebsphase; Elektrowatt Ingenieurunternehmung AG, Zürich; in Vorbereitung
- NTB 84-44 Zementverfestigung radioaktiver Abfälle (Literaturstudie): S. Huwyler, Ch. Caflisch, K. Rietman, EIR; in Vorbereitung
- NTB 84-45 Seismotektonik der Nordschweiz; N. Pavoni; in Vorbereitung
- NTB 84-46 Bestimmung des Sorptionskoeffizienten von Uran (U1) an Grimsel- und Böttsteingranit; B. Wernli, C. Bajo, K. Bischoff, EIR; Dezember 1984
- NTB 84-47 Inventar und Charakterisierung der radioaktiven Abfälle in der Schweiz; in Vorbereitung
- NTB 84-48 The Geochemistry of the Near-Field; I.G. McKinley, EIR; in Vorbereitung
- NTB 84-49 FEM 301 - A Three Dimensional Model for Groundwaters Flow Simulation; L. Kiraly; in Vorbereitung
- NTB 84-50 Simulation des Ecoulements Souterrains par Modèle Mathématique entre les Alpes et la Forêt Noire; F. Kimmeier, P. Perrochet, L. Kiraly, R. Andrews; in Vorbereitung
- NTB 84-51 Entstehung und Konditionierung radioaktiver Betriebsabfälle in schweizerischen Kernkraftwerken; A. Della Casa, C. Caflisch (EIR), H. Blümel (EWI); September 1984
- NTB 85-01 Sondierbohrung Böttstein - Untersuchungsbericht; Nagra; in Vorbereitung
- NTB 85-02 Sondierbohrung Böttstein - Geologie; Tj. Peters, A. Matter, H.R. Bläsi, A. Gautschi; in Vorbereitung

- NTB 85-03 Sondierbohrung Böttstein - Borehole Geophysics; Methoden und Resultate; R. Simond, G. Sattel, C. Sprecher; in Vorbereitung
- NTB 85-04 Hydrochemische Labormethoden für das Nagra-Untersuchungsprogramm; H. Kussmaul, O. Antonsen; in Vorbereitung
- NTB 85-05 Sondierbohrung Böttstein - Results of Hydrochemical Investigations: Analysis and Interpretation; F.J. Pearson; in Vorbereitung
- NTB 85-06 Sondierbohrung Böttstein - Ergebnisse der Isotopenuntersuchungen; W. Balderer, H. Loosli; in Vorbereitung
- NTB 85-07 Hydrochemische Feldmethoden im Rahmen des Nagra-Tiefbohrprogramms; in Vorbereitung
- NTB 85-08 Hydrogeological Testing of Crystalline Rocks during the NAGRA Deep Drilling Program; G. Grisak, J.F. Pickens; in Vorbereitung
- NTB 85-09 Sondierbohrung Böttstein - Hydrogeological Testing of Crystalline Rocks; R. Leech; in Vorbereitung
- NTB 85-10 Fluid Logging im Rahmen des Nagra-Tiefbohrprogramms; in Vorbereitung
- NTB 85-11 Sondierbohrung Böttstein - Langzeitbeobachtung der Tiefengrundwässer mit dem Multipacker-System; A. Schneider, J.F. Pickens; in Vorbereitung
- NTB 85-12 Sondierbohrung Böttstein - Bohrtechnik; A.L. Nold; in Vorbereitung
- NTB 85-14 Stratigraphie und Krustenbewegungen der Region Nord-Schweiz im Tertiär; H. Näf, S. Schlanke; in Vorbereitung
- NTB 85-15 DATABASE for Radionuclide Transport in the Biosphere - Nuclide Specific and Geographic Data for Northern Switzerland; J. Jiskra, EIR; in Vorbereitung
- NTB 85-16 Concentration Ratios for BIOPATH - Selection of the Soil-to-Plant Database; H. Grogan, EIR; in Vorbereitung
- NTB 85-17 Gasformation in a Type B Repository and Gas transport in the Host-Rock; M. Wiborgh, L.O. Hög Lund, K. Pers, Kemakta Konsult, Schweden; in Vorbereitung

- NTB 85-18 Actinide Solubilities and Speciation in a Repository Environment; B. Allard, RCG Konsult. Schweden; in Vorbereitung
- NTB 85-19 Organic Complexing Agents in Low and Medium Level Radioactive Waste; B. Allard, RCG Konsult. Schweden; in Vorbereitung
- NTB 85-20 Radionuclide Sorption on Carbonateclaysh Rocks; B. Allard, RCG Konsult, Schweden; in Vorbereitung
- NTB 85-21 Radionuclide Sorption in Concrete; B. Allard, RCG Konsult, Schweden; in Vorbereitung
- NTB 85-22 Ueberlegungen zur Thermodynamik und Kinetik der Reaktion zwischen Eisen und Wasser; K.E. Heusler, Clausthal-Zehlefeld, BRD; in Vorbereitung
- NTB 85-23 Ionendiffusion im hochverdichteten Bentonit; G. Kahr, R. Hasenpatt, M. Müller-von Moos, Institut für Grundbau und Bodenmechanik, ETH-Zürich; in Vorbereitung
- NTB 85-24 Schrumpfversuche an Bentonitproben; F. Bucher, P. Jedelhausen, P. Jeger, Institut für Grundbau und Bodenmechanik, ETH Zürich; in Vorbereitung
- NTB 85-25 Langzeitstabilität von Bentonit unter Endlagerbedingungen; G. Kahr, M. Müller-von Moos, Institut für Grundbau und Bodenmechanik, ETH Zürich; in Vorbereitung
- NTB 85-26 Modelling Solute Transport in the Near Field of a Waste Repository; Polydynamics Ltd., Zürich; in Vorbereitung
- NTB 85-27 Synthesis of Recent Investigations on Corrosion Behaviour of Radioactive Waste Glasses; R. Grauer, EIR Würenlingen; in Vorbereitung
- NTB 85-28 Verfestigung radioaktiver Abfälle mit Bitumen; Elektrowatt Ingenieurunternehmung AG, in Vorbereitung
- NTB 85-29 Hydrogeologische Grundlagen für das Modellgebiet Oberbauenstock; G. Resele, J.P. Tripet, MCI; in Vorbereitung
- NTB 85-30 Auflockerungszonen um Stollen und Kavernen im Valanginien-Mergel; M. Gysel, MCI; in Vorbereitung

- NTB 85-31 Three Dimensional Model Calculations of Groundwaterflow at Oberbauenstock; B. Lindbom, A. Markström, B. Grundfelt, Kemakta Konsult, Schweden; in Vorbereitung
- NTB 85-32 Radioökologische Modellierung der Biosphäre am Beispiel des Modellgebietes Oberbauenstock; M. Fritschi, I. Boehninger, G. Resele, MCI; in Vorbereitung
- NTB 85-33 Nuclide Release From the Near Field, Repository Typ B; Kemakta Konsult, Schweden; in Vorbereitung
- NTB 85-34 Felslabor Grimsel - Rahmenprogramm und Statusbericht; R.W. Lieb; in Vorbereitung
- NTB 85-35 Some Aspects of the Use of Iron Canisters in Deep Lying Repositories for Nuclear Waste; I. Neretnieks; in Vorbereitung
- NTB 85-36 Gas Migration through MX-80 Bentonite; R. Pusch, L. Ranhagen, K. Nilsson, Swedish Geological, Sweden; in Vorbereitung
- NTB 85-37 MC.TRAD-2D. A Multiple Coordinate Computer Code for Transport by Diffusion in Two Dimensions; D.J. Gilby, R.J. Hopkirk; in Vorbereitung
- NTB 85-38 TROUGH-1D A One-Dimensional Computer Code for Calculations of Radionuclide Transport in Groundwater; D.J. Gilby, R.J. Hopkirk, in Vorbereitung
- NTB 85-39 Analysis of Pressure and Flow Data from the Long-Term Monitoring Tool in Böttstein Borehole; D.W. Belanger, J.F. Pickens, G.J. Saulnier, GTC Geologic Testing Consultants Ltd., Canada; in Vorbereitung

Weitere Literaturhinweise:

- /1/ Bundesbeschluss zum Atomgesetz vom 6. Oktober 1978; SR 732.01
- /2/ Konzept für die nukleare Entsorgung in der Schweiz; (Verband Schweizerischer Elektrizitätswerke - VSE, Gruppe der Kernkraftwerkbetreiber und -Projektanten - GKBP, Konferenz der Ueberlandwerke - UeW, Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle - Nagra); 9. Februar 1978
- /3/ Verordnung über die Sammlung und Ablieferung radioaktiver Abfälle vom 18. März 1977; SR 814.557
- /4/ Convention on the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Wastes and other Matter; London 1972
- /5/ Schlussbericht über den Zwischenfall im Versuchs-Atomkraftwerk Lucens; Kommission für die sicherheitstechnische Untersuchung des Zwischenfalles im Versuchs-Atomkraftwerk Lucens (UKL), Juni 1979
- /6/ Fünfter Tätigkeitsbericht der Arbeitsgruppe der Bundes für die nukleare Entsorgung; Bundesamt für Energiewirtschaft, April 1983 (Beilage II)
- /7/ Radioactive Waste Management Glossary, IAEA-TECDOC-264; Wien 1982
- /8/ International Commission on Radiological Protection: Report of ICRP Committee II on Limits for Intakes of Radionuclides by Workers; ICRP Publication 30. 1980 (kurz ICRP 30)
- /9/ Objectives, Concepts and Strategies for the Management of Radioactive Waste Arising from Nuclear Power Programmes; OECD/NEA, Paris, September 1977
- /10/ Consortium d'Etudes Lucens (CEL): Dépôt intermédiaire centralisé d'éléments de combustible usagés et de déchets radioactifs sur le site de Lucens; Etude d'avant projet / Etude d'impact; No. 1150-47; Lausanne, Juin 1984
- /11/ SKBF/KBS: Final Storage of Spent Fuel - KBS-3; Stockholm, May 1983

ANHANG ARECHTLICHE RAHMENBEDINGUNGEN

Das nukleare Entsorgungskonzept Schweiz und die Arbeiten zu seiner Realisierung stützen sich auf eine Reihe von gesetzlichen Bestimmungen, behördlichen Verfügungen und Richtlinien. Auf die relevanten rechtlichen Rahmenbedingungen wird am gegebenen Ort - insbesondere in den Berichtsbänden NGB 85-03 und 85-06 - speziell hingewiesen, dieser Anhang soll lediglich eine allgemeine Uebersicht vermitteln. In Klammern werden die Abkürzungen der Erlasse und die Literaturhinweise angegeben (SR = Systematische Sammlung des Bundesrechts).

A.1 Bundesverfassung, Artikel 24 quinquies

Seit 1957 ist die Gesetzgebung auf dem Gebiet der Kernenergie und des Strahlenschutzes Sache des Bundes. Der Artikel 24 quinquies der Bundesverfassung bestimmt:

- Die Gesetzgebung auf dem Gebiet der Atomenergie ist Bundessache.
- Der Bund erlässt Vorschriften über den Schutz vor den Gefahren ionisierender Strahlen.

A.2 Atomgesetz vom 23. Dezember 1959 (AtG, SR 732.0)

Das Bundesgesetz über die friedliche Verwendung der Atomenergie und den Strahlenschutz vom 23. Dezember 1959 (Atomgesetz) regelt die Planung, den Bau und den Betrieb von Atomanlagen. Unter solchen werden Einrichtungen zur Erzeugung von Atomenergie oder zur Gewinnung, Aufbereitung, Lagerung oder Unschädlichmachung von radioaktiven Kernbrennstoffen und Rückständen verstanden. Bezüglich der Beseitigung radioaktiver Abfälle enthält das Atomgesetz lediglich allgemeine Festlegungen.

A.3 Bundesbeschluss zum Atomgesetz vom 6. Oktober 1978 (BBAtG, SR 732.01)

Dieser Bundesbeschluss ergänzt bzw. revidiert das Atomgesetz. Seine ursprünglich bis Ende 1983 befristete Geltungsdauer wurde bis zum 31. Dezember 1990 verlängert (Änderung vom 18. März 1983).

Der BBAtG regelt die Fragenkomplexe der Rahmenbewilligungen für Atomanlagen, ihrer Stilllegung und der Beseitigung der radioaktiven Abfälle. Bezüglich der radioaktiven Abfälle enthält der BBAtG die folgenden wesentlichen Bestimmungen:

- Für eine sichere Beseitigung radioaktiver Abfälle haben ihre Erzeuger zu sorgen; vorbehalten bleibt das Recht des Bundes, die Abfälle auf Kosten der Erzeuger allenfalls selbst zu beseitigen.
- Der Bundesrat erteilt in einem besonderen Verfahren die Bewilligung für vorbereitende Handlungen im Hinblick auf die Erstellung eines Lagers für radioaktive Abfälle. Der Bundesrat kann nötigenfalls das Enteignungsrecht an Dritte erteilen.
- Die Errichtung von Lagern für radioaktive Abfälle bedarf ebenfalls einer Rahmenbewilligung, für die gesondert die Voraussetzungen festgelegt wurden.
- Die Rahmenbewilligung für Kernkraftwerke wird nur erteilt, wenn u.a. die dauernde, sichere Entsorgung und Endlagerung der aus den Anlagen stammenden radioaktiven Abfälle gewährleistet und die Stilllegung sowie der allfällige Abbruch ausgedienter Anlagen geregelt sind. Im Uebergangsrecht wird für Werke, die bereits über eine Standortbewilligung verfügen, bis zum Zeitpunkt der Inbetriebnahmebewilligung ein diesbezügliches Projekt vorausgesetzt.

Durch diese Bestimmungen ist die künftige Kernenergienutzung in der Schweiz u.a. vom Nachweis der Realisierbarkeit einer dauernden und sicheren Endlagerung radioaktiver Abfälle abhängig gemacht worden. Aehnliche strenge Auflagen bestehen übrigens bis heute nur in Schweden und teilweise in der Bundesrepublik Deutschland und in Dänemark.

A.4 Verordnung des Bundesrates über das Rahmenbewilligungsverfahren für Atomanlagen mit Standortbewilligung vom 11. Juli 1979 (SR 732.011)

Konkretisiert die Uebergangsbestimmungen des BBAtG, also die Erteilung der Rahmenbewilligung bei Atomanlagen, für die eine Standort- aber noch keine Baubewilligung vorliegt.

A.5 Verordnung des Bundesrates über vorbereitende Handlungen im Hinblick auf die Errichtung eines Lagers für radioaktive Abfälle vom 24. Oktober 1979 (V über vorbereitende Handlungen, SR 732.012)

Der Bundesbeschluss zum Atomgesetz ermächtigt den Bundesrat, in einem besonderen Verfahren die Bewilligung für geologische Untersuchungen zur Standorterkundung möglicher Lagerstätten zu erteilen. Die Verordnung über vorbereitende Handlungen regelt dieses Verfahren. Bewilligungspflichtig sind insbesondere Sondierbohrungen und die Errichtung von Sondierstollen. Die Verordnung bestimmt, dass ein entsprechendes Gesuch einen umfangreichen Fragenkatalog zu beantworten hat. Dazu gehören Angaben über das Ziel der Untersuchungen sowie eine Beschreibung der vorgesehenen Arbeiten und deren Auswirkungen auf die Umwelt. Vor dem Entscheid des Bundesrates über die Bewilligung wird das Gesuch durch die Fachstellen des Bundes und der betroffenen Kantone begutachtet. Dabei werden insbesondere die vorgesehenen Tätigkeiten und deren Auswirkungen beurteilt.

Bei der Behandlung eines Gesuchs für vorbereitende Handlungen soll nicht die Standorteignung für die Endlagerung geprüft werden, da diese ja durch die Sondierungen erst abzuklären ist. Die eigentliche Beurteilung eines ausgewählten Endlagerstandortes ist Gegenstand eines neuen, von den Bewilligungen zur Ausführung vorbereitender Handlungen unabhängigen Rahmenbewilligungs-Verfahrens. Die Verordnung über vorbereitende Handlungen hält ausdrücklich fest, dass eine Sondierbewilligung keinen Rechtsanspruch auf eine Bewilligung zur Lagerung der Abfälle gibt.

A.6 Verordnung des Bundesrates über die eidgenössische Kommission für die Sicherheit von Kernanlagen vom 14. März 1983 (SR 732.21)

Die Kommission für die Sicherheit von Kernanlagen (KSA) wird als beratendes Organ des Bundesrates und des Eidgenössischen Verkehrs- und Energiewirtschaftsdepartements (EVED) eingesetzt. Sie ist administrativ dem Bundesamt für Energiewirtschaft angegliedert. Ihre Aufgaben bestehen in der Stellungnahme zu Bewilligungsgesuchen, Beobachtung des Betriebs von Kernanlagen, Mitarbeit beim Erlass von Vorschriften im Bereich der nuklearen Sicherheit, Grundlagenbeschaffung und Forschung bezüglich der nuklearen Sicherheit und in der Prüfung weiterer Fragen der nuklearen Sicherheit, die ihr vom EVED oder dem Bundesamt für Energiewirtschaft unterbreitet worden sind. Die Verordnung regelt weiter die Organisation und Geschäftsführung der KSA.

A.7 Verordnung des Bundesrates betreffend die Aufsicht über Kernanlagen vom 14. März 1983 (SR 732.22)

Mit der Aufsicht in Bezug auf die nukleare Sicherheit und den Strahlenschutz von Kernanlagen wird die Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK) betraut. Befugnisse der Aufsichtsbehörde können auch an Organisationen der Wirtschaft übertragen werden.

A.8 Verordnung über den Strahlenschutz vom 30. Juni 1976 (SSVO, SR 814.50)

Diese Verordnung enthält Vorschriften zum Schutz vor den Gefahren ionisierender Strahlen. Sie richtet sich u.a. an die Betreiber von kerntechnischen Anlagen, deren Personal und die übrige Bevölkerung.

A.9 Richtlinie R-21 der KSA/HSK vom Oktober 1980: Begriff der Endlagerung, Schutzziele

Das Ziel der Endlagerung besteht darin, die radioaktiven Abfälle so gut und lange vom Lebensraum des Menschen (Biosphäre) zu isolieren, bis sie nicht mehr schädlich sind. Der im Bundesbeschluss zum Atomgesetz eingeführte Begriff der Endlagerung und die Sicherheitsbedingungen, denen die Endlager zu genügen haben, sind in der Richtlinie R-21 der Eidgenössischen Kommission für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK) definiert. Festgelegt werden zwei Schutzziele sowie die Berechnungsgrundlagen und die Rechenannahmen für die Sicherheitsanalyse.

Die Endlager sollen den Schutz von Mensch und Umwelt vor der Schädigung durch ionisierende Strahlen gewährleisten. Dementsprechend im Zentrum steht das Schutzziel 1, welches besagt:

"Radionuklide, die als Folge von realistischlicherweise anzunehmenden Vorgängen und Ereignissen aus einem verschlossenen Endlager in die Biosphäre gelangen, sollen zu keiner Zeit zu Individualdosen führen, die 10 mrem pro Jahr überschreiten. (...)"

(Zum Vergleich: Die natürliche Strahlenexposition der Schweizer Bevölkerung führt zur mittleren Strahlendosis von 143 mrem pro Jahr, bei einem Streubereich von etwa 100 mrem/Jahr bis 300 mrem/Jahr, je nach Wohnort, Hausmaterial und Lebensweise. Die zusätzliche Strahlenexposition von etwa 150 mrem/Jahr durch natürliches Radon ist dabei nicht berücksichtigt.)

Neben den Sicherheitsaspekten enthält der Begriff der Endlagerung die Auffassung, dass die Verantwortung für die Beseitigung der radioaktiven Abfälle von der heutigen nutzniessenden Gesellschaft zu tragen ist und nicht den künftigen Generationen überbunden werden darf. Dies kommt im Schutzziel 2 zum Ausdruck

"Ein Endlager ist so auszulegen, dass es jederzeit innert einiger Jahre verschlossen werden kann. Nach dem Verschluss eines Endlagers muss es möglich sein, auf Sicherheits- und Ueberwachungs-massnahmen zu verzichten."

Die Abfälle sollten nach dem Verschluss des Endlagers vergessen" werden können, in dem Sinne, dass für die künftigen Generationen keine Notwendigkeit mehr besteht, sich um diese zu kümmern.

Die Richtlinie R-21 bildet die quantitative Grundlage der Auslegung der Endlager für radioaktive Abfälle. Wegen ihrer grundlegenden Bedeutung ist sie im Anhang B im Wortlaut wiedergegeben.

A.10 Das Projekt Gewähr 1985: Definition AGNEB-150

Die Betriebsbewilligungen für die in Betrieb oder Bau befindlichen Kernkraftwerke Beznau I und II, Mühleberg, Gösgen sowie Leibstadt fallen nicht unter den Bundesbeschluss zum Atomgesetz. Das Eidgenössische Verkehrs- und Energiewirtschaftsdepartement (EVED) hat aber die Gültigkeit der Betriebsbewilligungen nach 1985 vom Nachweis der sicheren Entsorgung und Endlagerung abhängig gemacht. Die KKW-Gesellschaften haben die Auflage, bis zum 31. Dezember 1985 ein hierfür Gewähr bietendes Projekt auszuarbeiten. Diese Frist kann durch das EVED aus zureichenden Gründen angemessen verlängert werden.

Die Anforderungen an das Projekt Gewähr 1985 wurden im Jahresbericht 1981 der Arbeitsgruppe des Bundes für die nukleare Entsorgung (AGNEB) definiert. Der Wortlaut der Definition AGNEB-150 ist im Anhang C wiedergegeben. Wesentlicher Bestandteil ist dabei der Sicherheitsbericht, welcher aufzeigen soll, wie die Schutzziele der Richtlinie R-21 der KSA/HSK eingehalten werden können. Der Entsorgungsnachweis soll alle Arten der radioaktiven Abfälle umfassen; das Schwergewicht liegt auf dem Projekt zur Endlagerung hochaktiver Abfälle. Neben der Endlagerung von Rückständen aus der Wiederaufbereitung ist als Option auch die Entsorgung ohne Wiederaufarbeitung darzulegen.

A.11 Weitere Erlasse

Im Zusammenhang mit der nuklearen Entsorgung bestehen weitere schweizerische Erlasse über Strahlenschutz, Kernenergie und Kernforschung, internationale Abkommen über Zusammenarbeit auf diesen Gebieten und Informationsaustausch sowie internationale Richtlinien. Einige wichtige Erlasse und Richtlinien sollen - ohne Anspruch auf Vollständigkeit - aufgezählt werden:

- Verordnung über den Stilllegungsfonds für Kernanlagen vom 5. Dezember 1983 (SR 732.013)
- Verordnung über Begriffsbestimmungen und Bewilligungen auf dem Gebiet der Atomenergie (Atomverordnung) vom 18. Januar 1984 (SR 732.11)
- Kernenergiehaftpflichtgesetz (KHG) vom 18. März 1983 (SR 732.44)
- Kernenergiehaftpflichtverordnung (KHV) vom 5. Dezember 1983 (SR 732.441)
- Verordnung über die Sammlung und Ablieferung radioaktiver Abfälle vom 18. März 1977 (SR 814.557)
- International Commission on Radiological Protection: Report of ICRP Committee II on Limits for Intakes of Radionuclides by Workers; ICRP Publication 30, 1980 (ICRP-30)
- Konditionierung, Verpackung und Zwischenlagerung radioaktiver Abfälle; Richtlinie für Kernanlagen R-14 vom Mai 1980.

Weitere Hinweise auf rechtliche Rahmenbedingungen erfolgen vor allem in den Abschnitten 2 der NGB 85-03 und NGB 85-06 (bautechnische Projektstudien der Endlager).

ANHANG BSCHUTZZIELE FÜR DIE ENDLAGERUNG RADIOAKTIVER ABFÄLLE

Richtlinie für Kernanlagen R-21

Eidg. Kommission für die Sicherheit der Atomanlagen (KSA)
Abteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (ASK)*

Oktober 1980

INHALT

- 1 Einleitung
- 2 Geltungsbereich
- 3 Schutzziele
 - 3.1 Schutzziel 1
 - 3.2 Schutzziel 2
- 4 Berechnungsgrundlagen
 - 4.1 Ereignisse
 - 4.2 Rechenannahmen
 - 4.3 Fehlergrenzen und Unsicherheiten
- 5 Zusätzliche Sicherheitsmassnahmen
- 6 Definitionen

* seit 1983: Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK)

1 Einleitung

Die vorliegende Richtlinie legt die im Hinblick auf die nukleare Sicherheit geforderten Schutzziele fest, die bei der Endlagerung radioaktiver Abfälle erreicht werden müssen. Im Bewilligungsverfahren für ein Endlager muss der Gesuchsteller nachweisen, dass sein Projekt den in dieser Richtlinie ausgesprochenen Anforderungen zu genügen vermag.

Die Schutzziele verdeutlichen in Form verbindlicher Forderungen die Absichten, die mit der Endlagerung radioaktiver Abfälle verfolgt werden. Primär soll die Endlagerung den Schutz von Mensch und Umwelt vor der Schädigung durch ionisierende Strahlen gewährleisten. Das bedingt, dass die radioaktiven Abfälle so gelagert werden, dass sie auch bei unwahrscheinlichen Ereignissen nur in sehr geringen Konzentrationen in die Biosphäre gelangen können. Diese Forderung wird im Schutzziel 1 dadurch präzisiert, dass die durch die Endlagerung verursachte maximale jährliche Individualdosis begrenzt wird. Die Sicherheit eines Endlagers soll aber nicht allein danach beurteilt werden, ob die Dosislimite eingehalten werden kann. Tatsächlich sind in den Forderungen dieser Richtlinie vier Sicherheitselemente enthalten:

- (i) Es muss eine niedrig angesetzte Dosislimite eingehalten werden, die klein ist verglichen mit der natürlichen Strahlenbelastung und auch kleiner als die durch die individuellen Lebensgewohnheiten bedingten Unterschiede der Strahlenbelastung.
- (ii) Die Dosislimite darf nur in den ungünstigsten noch zu erwartenden Fällen erreicht werden; in der Regel dürfte die durch ein Endlager verursachte Strahlenbelastung weit unterhalb dieser Limite liegen.
- (iii) Für die Berechnung der Dosis sind konservative Rechenannahmen zu treffen; dadurch sollen die Unsicherheiten einer langfristigen Prognose über das Verhalten eines Endlagers berücksichtigt werden.
- (iv) Die Dosis ist zusätzlich so weit wie möglich und zumutbar zu reduzieren.

Neben den Sicherheitsaspekten enthält der Begriff der Endlagerung auch die Auffassung, dass die Beseitigung der radioaktiven Abfälle eine Aufgabe ist, die der heutigen nutzniessenden Gesellschaft zukommt und die nicht auf künftige Generationen überwältzt werden darf. Die Abfälle sollten nach der Beseitigung "vergessen" werden können in dem Sinne, dass für zukünftige Generationen keine Notwendigkeit mehr besteht, sich um die beseitigten Abfälle zu kümmern. Im Schutzziel 2 wird diese Forderung konkretisiert.

Nicht alle der erwähnten Forderungen können präzise mit Zahlenwerten ausgedrückt werden, und die Verwendung interpretierfähiger Formulierungen lässt sich nicht immer vermeiden. Der dadurch entstehende Ermessensspielraum ist aber nötig, damit die Interpretation der Richtlinie jederzeit dem jeweiligen Stand von Wissenschaft und Technik angepasst werden kann.

2 Geltungsbereich

Die Richtlinie gilt für alle Methoden der Endlagerung und für alle Kategorien von radioaktiven Abfällen.

Zur Frage, ob eine Endlagerung oder eine Zwischenlagerung auf vorerst unbestimmte Zeit vorzuziehen sei, äussert sich die Richtlinie nicht, da diese Frage nicht allein aufgrund von Sicherheitsüberlegungen beantwortet werden kann. Wenn jedoch eine Endlagerung vorgesehen ist, so muss sie nach den Anforderungen dieser Richtlinie durchgeführt werden.

Im Sinne der allgemein üblichen Definition (Abschnitt 6) wird von Endlagerung nur dann gesprochen, wenn keine Absicht besteht, die Abfälle später zurückzuholen. Ueber die Rückholbarkeit, d.h. über die Möglichkeit der Rückholung, ist damit nichts gesagt. Auch diese Frage ist nicht allein mit Sicherheitsüberlegungen entscheidbar, und die Richtlinie will deshalb die Rückholbarkeit weder fordern noch verbieten.

3 Schutzziele

3.1 Schutzziel 1

Radionuklide, die als Folge von realistisch anzunehmenden Vorgängen und Ereignissen aus einem verschlossenen Endlager in die Biosphäre gelangen, sollen zu keiner Zeit zu Individualdosen führen, die 10 mrem pro Jahr überschreiten.

Wenn sich die Auswirkungen mehrerer Endlager überlagern, gilt die Dosislimite für die Summe aller Beiträge.

3.2 Schutzziel 2

Ein Endlager ist so auszulegen, dass es jederzeit innert einiger Jahre verschlossen werden kann.

Nach dem Verschluss eines Endlagers muss es möglich sein, auf Sicherheits- und Ueberwachungsmassnahmen zu verzichten.

4 Berechnungsgrundlagen

4.1 Ereignisse

Es ist bis zu einem gewissen Grad eine Ermessensfrage, welche der denkbaren Ereignisse, die zu einer Freisetzung von Radionukliden in die Biosphäre führen könnten, im Sinne von Schutzziel 1 realistischlicherweise anzunehmen sind. Lässt der Gesuchsteller ein Ereignis beim Nachweis der Einhaltung der Dosislimite unberücksichtigt, so hat er dies zu begründen.

Die Begründung kann in der extremen Unwahrscheinlichkeit liegen. Ob das unbeabsichtigte Anbohren eines Endlagers genügend unwahrscheinlich ist, hängt unter anderem von einer künftigen Rohstoffnutzung oder anderweitigen Nutzung ab und bedarf jeweils einer Abklärung.

4.2 Rechenannahmen

Bei der Berechnung der Individualdosis sollen konservative Rechenannahmen getroffen werden.

Weiter soll angenommen werden, dass zukünftige Generationen keinerlei Massnahmen treffen werden, um sich vor einer Strahlenbelastung durch die Endlagerung zu schützen.

4.3 Fehlergrenzen und Unsicherheiten

Der Gesuchsteller hat zusammen mit der Dosisberechnung auch die durch die Schwankungsbreiten der relevanten Daten bedingten Fehlergrenzen anzugeben. Zudem sind die Unsicherheiten abzuschätzen, die zurückzuführen sind insbesondere auf die nicht lückenlose Erfassung der Geologie der Endlagerumgebung und auf die unvollständige Kenntnis der Freisetzungs- und Ausbreitungsmechanismen.

5 Zusätzliche Sicherheitsmassnahmen

Zusätzlich zur Erfüllung der in den Schutzzielen enthaltenen Forderungen ist das mit dem Endlager verknüpfte Risiko so weit mit geeigneten Massnahmen zu reduzieren, als dies nach dem Stand der Wissenschaft und Technik möglich und zumutbar ist.

6 Definitionen

Unter **Dosis** wird in dieser Richtlinie die effektive Aequivalentdosis verstanden. Sie ist definiert als

$$D = D_e + \sum_i w_i D_i ,$$

mit

D_e = externe Ganzkörper-Aequivalentdosis, verursacht durch Gammastrahler ausserhalb des Körpers,

D_i = interne Aequivalentdosis des Organs oder Gewebes i , verursacht durch inhalierte oder ingerierte Radionuklide,

w_i = Gewichtungsfaktor für das Organ oder Gewebe i gemäss Paragraph 105 der ICRP Publication 26 (Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, 1977).

Endlagerung ist die Beseitigung von Abfällen in einem Lager ohne Absicht der Rückholung.

Endlager heisst der von den beseitigten Abfällen und den sie umgebenden künstlichen Einrichtung eingenommene unterirdische Raum.

Verschluss heisst das endgültige Abschliessen eines Endlagers einschliesslich des Verfüllens der künstlich entstandenen Hohlräume.

ANHANG CDEFINITION DES PROJEKTS "GEWAEHR" (AGNEB-150)

Beilage III zum vierten Tätigkeitsbericht der Arbeitsgruppe des Bundes für die nukleare Entsorgung für Energiewirtschaft; Mai 1982

Definition des Projekts "Gewähr"

Die Forderung nach einem Projekt "Gewähr" ist die politische Reaktion auf die Frage, ob durch die Erzeugung von Kernenergie ein unlösbares Abfallproblem entstehen könne. Der Bau neuer und der weitere Betrieb bestehender Kernkraftwerke lässt sich nur verantworten, wenn überzeugend dargelegt wird, dass die sichere Beseitigung der radioaktiven Abfälle durchführbar ist. Das Projekt "Gewähr" soll deshalb helfen, die grundlegenden Zweifel an der Durchführbarkeit der Abfallbeseitigung auszuräumen; zwar ist nicht verlangt, dass bereits das Projekt "Gewähr" selbst als ausführungsreifes Projekt das Problem der Endlagerung löst, aber es soll anhand eines Modellbeispiels dem Bundesrat mögliche Lösungswege zeigen, die aufgrund des gültigen Standes von Wissenschaft und Technik mit grosser Wahrscheinlichkeit gangbar sind.

Das Projekt "Gewähr" muss, zumindest was das Teilprojekt zur Endlagerung hochaktiver Abfälle betrifft, zeitlich viel früher eingereicht werden als ein Projekt zur Erstellung tatsächlicher Endlager; entsprechend liegt auch seine Bearbeitungstiefe zwischen der eines Konzepts und der eines Rahmenbewilligungsprojekts. Im einzelnen gelten folgende Anforderungen an das Projekt "Gewähr":

- Das Projekt beschreibt technisch realisierbare Möglichkeiten der sicheren Beseitigung aller Abfallarten, einschliesslich einer allenfalls aus technischen Gründen notwendigen Zwischenlagerung. Das Schwergewicht liegt auf dem Projekt zur Endlagerung hochaktiver Abfälle; die Projekte für die übrigen Abfälle können mit geringerer Bearbeitungstiefe behandelt werden.
- Das Teilprojekt für die hochaktiven Abfälle stützt sich auf die Auswertung von Sondierbohrungen. Es kann sich auf einen Modellstandort in einer Region beziehen; dessen angenommene Eigenschaften müssen aber realistisch und durch die Sondiererergebnisse erhärtet sein.

- In einem Sicherheitsbericht wird gezeigt, dass das Projekt die Schutzziele, die von den Sicherheitsbehörden für die Endlagerung radioaktiver Abfälle festgelegt wurden, erreichen kann. Der Sicherheitsbericht untersucht alle Ereignisse, einschliesslich der Störfälle, die zu einer Gefährdung von Mensch und Umwelt durch radioaktive Stoffe aus dem Endlager führen könnten, ermittelt ihre Konsequenzen und beurteilt die Ergebnisse anhand der Schutzziele. Hauptthema ist die Sicherheit des Endlagers nach dem Verschluss.
- Im Gegensatz zum Entsorgungskonzept 1978 darf sich das Projekt nicht auf unbestätigte Hypothesen stützen, sondern muss die getroffenen Annahmen mit Forschungsergebnissen begründen. Man darf aber nicht erwarten, dass das Projekt sämtliche Fragen klären kann; noch vorhandene Ungewissheiten dürfen jedoch die grundsätzliche Machbarkeit der Endlagerung nicht in Frage stellen. Einzelne Ungewissheiten werden möglicherweise erst für ein Rahmenbewilligungsprojekt mittels Jahre dauernder Untersuchungen beseitigt werden können; für das Projekt "Gewähr" sind sie zu berücksichtigen durch konservative Annahmen in der Sicherheitsanalyse, allenfalls auch durch eine vermehrte Verwendung technischer Schutzbarrieren.

ANHANG DSITUATION DER NUKLEAREN ENTSORGUNG IM AUSLAND

Länder mit langjähriger Erfahrung in der Anwendung der Kerntechnik haben naturgemäss auch die breiteste Erfahrung in der Handhabung und Beseitigung radioaktiver Abfälle erworben. Die anfänglich überall benutzte Methode der Entsorgung, die überwachte Lagerung, wird technisch problemlos beherrscht. Sie hat für alle Abfallkategorien einen hohen Sicherheitsstandard erreicht. Deshalb bevorzugen einige Länder für die hochaktiven Abfälle mindestens mittelfristig dieses Entsorgungskonzept, obwohl es keine endgültige Lösung darstellt.

In den vergangenen Jahren sind vielerorts breit angelegte Entwicklungsarbeiten für definitive nukleare Entsorgung aufgenommen worden. Es werden vier verschiedene Endlagerkonzepte verfolgt. Für die Beseitigung von SAA und MAA wird deren Endlagerung auf dem Meeresboden (Tiefseever-senkung) oder in unterirdischen aber oberflächennahen Kunstbauten (shallow land burial) heute schon praktiziert. Endlagermöglichkeiten für alle Abfallkategorien werden in den meisten Ländern in geologischen Formationen unter dem Festland oder dem Festlandsockel gesucht. Zur Erkundung der Möglichkeiten eines vierten Konzepts - der Endlagerung im Meeresboden - beteiligen sich 9 Länder an einem international koordinierten Forschungsprogramm (Seabed Disposal).

Die nachfolgenden Seiten geben eine Uebersicht über gegenwärtig praktizierte und geplante Entsorgungs-Verfahren in einigen Ländern.

Nur wenige Länder haben die Weiterführung ihrer Kernenergieprogramme vom Nachweis der Machbarkeit der Endlagerung abhängig gemacht. Dieser Nachweis konnte in Schweden für hochaktive, in Finnland und in einigen Oststaaten für schwach- und mittelaktive Abfälle erbracht werden. Von mehreren Ländern wird die Endlagerung der schwach- und mittelaktiven Abfälle bereits praktiziert, sei es durch Einlagerung in oberflächennahen Kunstbauten, durch Einbringen in geologische Formationen unter dem Festland, oder durch Tiefseever-senkung.

In **Australien**, obwohl es ein Land ohne Kernenergieproduktion ist, werden verschiedene Forschungsprojekte durchgeführt. Erwähnenswert sind Studien über das Verhalten der Uranlagerstätten in der Natur und Arbeiten an der Entwicklung eines synthetischen Gesteins (Synroc) als alternative Einbettungsmatrix für hochaktiven Abfall.

In **Belgien** stand die Wiederaufarbeitungsanlage der EUROCHEMIC von 1966 bis 1974 in Betrieb. Sie wurde aus ökonomischen Gründen stillgelegt. Für die Wiederaufarbeitung des Kernbrennstoffes aus der gegenwärtigen Energieproduktion hat Belgien Verträge mit der Cogéma abgeschlossen. Eine spätere Wiederaufnahme der chemischen Wiederaufarbeitung im eigenen Land steht aber weiterhin zur Diskussion. Der HAA aus der EUROCHEMIC-Produktion lagert oberirdisch in doppelwandigen Stahlbehältern. Es sind zur Verfestigung in Borosilikatglas zwei Projekte im Bau resp. Planung: das PAMELA-Verfahren, welches Glaskugeln in einer Metallmatrix einschliesst und das bewährte französische AVM-Verfahren, das in Marcoule entwickelt wurde. Die Betriebsaufnahme für das PAMELA-Verfahren ist für 1986 vorgesehen.

Die MAA, die sich während des Betriebes der Eurochemicanlagen in einer Tankfarm angesammelt haben, werden seit einigen Jahren sukzessive bituminiert und in speziellen Gebäuden zwischengelagert. SAA werden im Kernforschungszentrum Mol konditioniert und wurden bis 1982 zur Tiefseeverseukung gebracht. Für die Endlagerung der verglasten HAA sieht Belgien Tonformationen vor. Zur geologischen Untersuchung vor Ort ist in Mol ein Untertagelaboratorium in Betrieb.

In der **Bundesrepublik Deutschland** hat die Bundesregierung im Einvernehmen mit den Ländern das Konzept der Entsorgung der Kerntechnik festgelegt. Für die abgebrannten Brennelemente aus den heutigen Leichtwasserreaktoren sind Zwischenlagerung, Wiederaufarbeitung und Endlagerung der anfallenden radioaktiven Abfälle die tragenden Säulen des Konzeptes. Daneben wird die direkte Endlagerung der abgebrannten Brennelemente auf ihre Realisierbarkeit und sicherheitstechnische Bewertung untersucht. Zwischenlagerung und Wiederaufarbeitung sind Aufgaben der Elektrizitätswirtschaft. Der Bund ist zuständig für die Endlagerung.

Ein erstes Zwischenlager für abgebrannte Brennelemente (und radioaktive Abfälle) ist in Gorleben in Betrieb, ein zweites ist bei Ahaus seit Juni 1984 in Bau. Die Kernkraftwerke selbst verfügen über Lagerkapazitäten für etwa 8 Jahre.

Für die Wiederaufarbeitung der Brennelemente steht eine Pilotanlage (35 t/Jahr) in Karlsruhe seit mehr als 10 Jahren in Betrieb. Eine industrielle Anlage mit einer Kapazität von 350-500 t Uran pro Jahr befindet sich im Genehmigungsverfahren. Mit ihrer Betriebsaufnahme wird nicht vor 1992 gerechnet. Zwischenzeitlich wird der abgebrannte Kernbrennstoff in Frankreich und Grossbritannien wiederaufgearbeitet. Es bestehen Verträge über etwa 4000 tU. Für die Verglasung des HAA ist das PAMELA-Verfahren vorgesehen, von dem eine Pilotanlage in Mol/ Belgien steht.

Für die Endlagerung radioaktiver Abfälle in der BRD gibt es drei Projekte:

- Das ehemalige Eisenerzbergwerk Konrad bei Salzgitter ist zur Endlagerung von Abfällen mit vernachlässigbarer Wärmeentwicklung vorgesehen. Es soll für ca. 20 Jahre etwa 95% der anfallenden MAA und SAA aufnehmen. Das Wirtgestein ist Malm, überdeckt von mächtigen Tonformationen.
- Im Salzstock Gorleben wird die Einlagerung aller Arten radioaktiver Abfälle geplant. Das Endlager soll zum Ende dieses Jahrhunderts funktionsbereit sein. Die untertägige Erkundung durch Abteufen zweier Schächte ist im Gange.
- Im ehemaligen Salzbergwerk Asse II werden Versuche durchgeführt, die für die Endlagerung im Salz von Bedeutung sind. In der Vergangenheit, bis 1978, sind radioaktive Abfälle in der Asse versuchsweise endgelagert worden.

Die BRD beteiligt sich an den international koordinierten Forschungsarbeiten im Hinblick auf die Endlagerung von HAA im Meeresboden.

Dänemark hat sich vor der Inangriffnahme seines - nicht weiter verfolgten - 6000 MW_e-Programmes zur Elektrizitätsgewinnung aus der Uranspaltung für Steinsalzformationen im Jütland als geeignetes Wirtgestein für die radioaktiven Abfälle entschieden. Die Endlager werden frühestens 2010 gebraucht.

In **Finnland** sind Kernkraftwerke russischer und schwedischer Herkunft in Betrieb. Die abgebrannten Brennelemente der ersteren werden von der UdSSR zurückgenommen. Für eine Endlagerung der Brennelemente westlicher Herkunft ist Granit des skandinavischen Schildes vorgesehen. Eine erste Probebohrung ist 1984 in Lavia abgeteuft worden. Den Standort des Endlagers will man bis zum Jahre 2000 auswählen.

MAA und SAA sollen im kristallinen Untergrund auf Kernkraftwerksgelände endgelagert werden.

In **Frankreich** wird die Wiederaufarbeitung bestrahlten Kernbrennstoffs seit 1958 praktiziert, zunächst für Natururan aus Gas-Graphit-Reaktoren, seit 1976 auch für LWR Brennstoff. Die heute verfügbare Kapazität beträgt für beide Brennstoffsorten mehr als 2000 t Uran pro Jahr. Kapazitätserweiterungen sind geplant. Frankreich hat Wiederaufarbeitungsverträge für etwa 6000 t Uran aus LWR in anderen Ländern unterzeichnet.

Die erste kommerzielle Verglasungsanlage (AVM-Verfahren) für HAA kam 1978 in Marcoule in Betrieb, gefolgt 1986 von einer analogen Anlage in Cap de la Hague (HAA aus 1600 tU/a). Zunächst werden die gefertigten Glaszylinder kontrolliert zwischengelagert, bis Endlager betriebsbereit sind. Für solche stehen Granitformationen im Vordergrund; Steinsalz und Ton werden auch in Betracht gezogen. Neben einem Endlager für HAA sind auch Endlager für alpha-haltige SAA und MAA im tieferen Untergrund vorgesehen. Auch Frankreich beteiligt sich am internationalen Forschungsprogramm für die Endlagerung von HAA im Meeressediment.

Seit 1969 nimmt das "Centre de la Manche", ein oberflächennahes Endlager ("shallow land burial"), die SAA und MAA auf. Zwei weitere Standorte mit Kapazitäten von je ca. 300'000 m³ sollen 1985 benannt werden.

Grossbritannien verfügt über 2 WAA. Eine dritte Anlage soll ab 1990 die Wiederaufarbeitung von LWR-Brennstoff aufnehmen. Es liegen internationale Verträge zur Wiederaufarbeitung von ca. 3100 tU vor. Nach eigenen Entwicklungen von HAA-Verglasungsanlagen im kleinen Massstab, wurde 1981 der Bau einer Verfestigungsanlage nach dem französischen AVM-Verfahren beschlossen. Sie soll Ende der 80er Jahre in Betrieb gehen. Der verfestigte HAA soll in Kunstbauten für mindestens 100 Jahre kontrolliert gelagert werden. Grossbritannien beteiligt sich am internationalen "Seabed Disposal"-Forschungsprogramm für HAA.

SAA und MAA werden - mit einem Unterbruch seit 1983 - durch Tiefseever-senkung sowie in oberflächennahen Endlagern beseitigt. Daneben ist ein Erkundungsprogramm für weitere oberflächennahe Endlager für MAA ange-laufen. Im Rahmen der EG-Forschungsprogramme wird Granit als Wirtsgestein für die Endlagerung der HAA untersucht.

Indien verfügt über zwei WAA (1965 Trombay 60 t/a; 1977 Tarapur 100 t/a). Mit einer dritten Anlage (100 t/a) in Kalpakkam wird gegen 1990 gerechnet. Eine Verglasungsanlage in Tarapur verfestigt HAA mit einem Durchsatz von 120 kg/d. Nach 30-jähriger Zwischenlagerung ist die Endlagerung in Granitformationen vorgesehen.

Italien besitzt Wiederaufarbeitungsverträge mit Grossbritannien. Daneben verfügt es über eine Pilot-Wiederaufarbeitungsanlage in Saluggia für Brennstoff aus Forschungsreaktoren; der HAA dieser Anlage wird gegenwärtig noch in Stahltanks zwischengelagert. Für die Verfestigung von HAA ist zunächst eine Pilotverglasungsanlage vorgesehen. In Süditalien werden Ton- und Salz-Formationen untersucht, die ein späteres Endlager aufnehmen könnten.

Japan plant die Entsorgung seiner kerntechnischen Anlagen konsequent mit Wiederaufarbeitung der Reaktorbrennelemente. Zu diesem Zweck ist eine Pilot-WAA von 210 tU/a 1977 in Tokai Mura in Betrieb genommen worden. 1990 soll eine 1200 tU/a WAA in Rokkasho (Honshu) hinzukommen. Zwischenzeitlich sorgen Verträge mit Frankreich und England für die Wiederaufarbeitung der verbrauchten Brennelemente, sowie für die Verglasung der HAA.

In Japan selbst wird die Verglasung von HAA seit 1976 entwickelt. Für Ende der 80-er Jahre soll eine Pilotverglasungsanlage bereit stehen. Für die Endlagerung stehen Granit- und Zeolit-Formationen, sowie Meeressedimente in Untersuchung. In Horonobe werden bis 1992 ein unterirdisches Zwischenlager für MAA und SAA sowie ein Felslabor betriebsbereit sein. Der geplanten grossen WAA in Rokkasho soll ein Endlager für SAA angegliedert werden. Daneben sind versuchsweise Tiefseeversenkungen von SAA geplant.

In **Kanada** werden die abgebrannten Brennelemente in Bauten über oder unter der Erdoberfläche zwischengelagert. Die Zwischenlagerung ist für mindestens 75 Jahre vorgesehen. Für eine zukünftige Endlagerung von Brennelementen oder HAA nach Wiederaufarbeitung sind tiefe Felsformationen (Granit) vorgesehen. Gegenwärtige Entwicklungsarbeiten beziehen sich auf die Verglasung in Nephelin-Syenit Blöcken, in Borsilikaten, Aluminiumsilikaten, Keramik und Glaskeramik. Eine Pilotverglasungsanlage ist im Bau. Ein Untertagefelslaboratorium ist bei Whiteshell im Bau. Ihm sollten in den 90-er Jahren eine Demonstrations-Endlagerung und eine kommerzielle Endlagerung abgebrannter Brennelemente oder HAA nach dem Jahre 2000 folgen. Kanada beteiligt sich auch am internationalen Forschungsprogramm im Hinblick auf die Endlagerung von HAA im Meeresboden.

Die **Niederlande** haben einen Vertrag mit Frankreich zur Wiederaufarbeitung von 120 tU unterzeichnet. Man sieht vor, den daraus abgetrennten und verglasten HAA in Steinsalzdömen endzulagern.

SAA und MAA wurden bis 1982 in der Tiefsee versenkt. Seitdem werden sie zwischengelagert, bis dafür eine Endlagerstätte gefunden und eingerichtet ist.

Schweden ist eines der Länder, in denen die Regierung die technische Machbarkeit und die Langzeitsicherheit der Entsorgung als eine Voraussetzung zum weiteren Ausbau der Kernenergie gefordert hat. 1984 wurde mit dem Bericht KBS-3 diese Forderung als für alle Kernkraftwerke erfüllt betrachtet, nachdem bereits 1979 von der Regierung aufgrund des KBS-1-Berichtes die Entsorgung mehrerer Kernkraftwerke als gegeben anerkannt wurde. Damit ist der Entsorgungsnachweis sowohl für verglaste HAA als auch für nicht wiederaufgearbeitete BE erbracht. Die endgültige Entscheidung, ob die Entsorgung mit oder ohne Wiederaufarbeitung erfolgt, soll erst später fallen. Bis dahin wird ein kleiner Teil der verbrauchten Brennelemente in Frankreich und Grossbritannien wiederaufgearbeitet und die HAA verglast, und der Grossteil der Brennelemente wird in Schweden zentral zwischengelagert. Als Endlager für Brennelemente oder verglaste HAA sind mit Bentonit verfüllte Kavernen im Granit vorgesehen und behördlich akzeptiert.

Für SAA und MAA ist ein Endlager im Kristallin unter dem Meeresboden, zugänglich durch einen Schrägtunnel von der Küste aus, seit 1984 im Bau. Für das HAA-Endlager läuft ein Realisierungsprogramm zur Standortauswahl (Wirtgestein: Kristallin), mit dem Inbetriebnahmeziel 2020.

Spanien sieht für die Verfestigung seiner HAA Borosilikatglas vor; das unter Belgien erwähnte PAMELA-Verfahren steht dabei im Vordergrund. Eine Pilotanlage ist Ende der 80-er Jahre geplant. Für die Endlagerversuche werden Salz und Tonschiefer bevorzugt.

In den **USA** präsentiert sich das Entsorgungskonzept mit oder ohne Wiederaufarbeitung uneinheitlich. Eine erste kommerzielle WAA (300 tU/a) in West Valley, N.Y. war von 1966 bis 1972 in Betrieb. Später gebaute WAA (Morris, Ill. und Barnwell, S.C.) nahmen ihren Betrieb nie auf. Die Regierung entschied gegen die Wiederaufarbeitung. Die heutige Regierung unterstützt die Wiederaufarbeitung, jedoch nicht finanziell. Neben anderen Verfahren wird zur Verfestigung der bereits zwischengelagerten HAA Glas untersucht. Ein 5-jähriger Endlagertest für nicht wiederaufgearbeitete Brennelemente ist in Nevada vorgesehen. Daneben werden auch Meeressedimente im Rahmen eines internationalen Forschungsprogrammes auf ihre Eignung als HAA-Endlager untersucht. SAA und MAA werden in oberflächennahen Deponien endgelagert.

Der 1982 erschienene "Nuclear Waste Policy Act" sieht die Realisierung eines ersten HAA-Endlagers bis zum Jahr 1998 vor. Drei Standorte mit den Wirtgesteinen Tuff, Basalt und Salz werden untersucht, die Standortwahl soll 1987 getroffen werden. Ein zweites Endlager soll drei Jahre nach dem ersten realisiert werden, als Wirtgestein steht dabei auch Kristallin zur Diskussion.

Aus der **UdSSR**, die alle bestrahlten Kernbrennstoffe aus den sowjetischen Reaktoren in den Ostblockländern zurücknimmt, wird berichtet, dass in einer Pilotanlage HAA in Aluminiumphosphatglas verfestigt werden. Für die Endlagerung der verglasten HAA stehen Salzformationen im Vordergrund. Daneben gibt es Berichte über direkte Injektionen von HAA in flüssiger Form in tiefliegende Sandsteinformationen.

ANHANG EVERZEICHNIS DER ABKÜRZUNGEN

AGNEB	Arbeitsgruppe des Bundes für die nukleare Entsorgung
ARI	Annual Radiological Index of Intake (Toxizitätsindex)
BA	Betriebsabfälle
BAG	Bundesamt für Gesundheitswesen
BE	Brennelement
CC	concentrate and confine (Aufkonzentration und Isolation der Abfallstoffe)
CEL	Consortium d'études Lucens, betraut mit der Projektierung eines zentralen Zwischenlagers
CLAB	Zwischenlager für abgebrannte BE in Schweden
DD	dilute and disperse (Verdünnung und Verteilung der Abfallstoffe)
DWR	Druckwasserreaktor
EIR	Eidgenössisches Institut für Reaktorforschung, Würenlingen
EL	Endlager
EL-A	Endlager Typ A
EL-B	Endlager Typ B
EL-C	Endlager Typ C
EVED	Eidgenössisches Verkehrs- und Energiewirtschaftsdepartement
FCR	full core reserve (Vollkernreserve)
GK	Grenzkonzentration
HAA	Hochaktive Abfälle
HSK	Hauptabteilung für die Sicherheit von Kernanlagen
HWZ	Halbwertszeit
IAEA	Internationale Atomenergie-Agentur
ICRP	International Commission for Radiological Protection

KKW	Kernkraftwerk
KSA	Kommission für die Sicherheit von Kernanlagen
LWR	Leichtwasserreaktor
MAA	Mittelaktive Abfälle
MIF	Abfälle aus Medizin, Industrie und Forschung
Nagra	Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle
NEA	Nuclear Energy Agency (Kernenergieagentur der OECD)
NGB	Nagra Berichte zum Projekt Gewähr
NPT	Nordostschweizerischer Permokarbon-Trog
NTB	Nagra Technische Berichte
NTP	Normal-/Standardtemperatur und -druck (auch STP)
OECD	Organization for Economic Cooperation and Development
PG'85	Projekt Gewähr 1985
RAA	Radioaktive Abfälle
RDB	Reaktordruckbehälter
RNK	Radionuklid-Konzentration
SA	Stilllegungsabfälle
SAA	Schwachaktive Abfälle
SIN	Schweizerisches Institut für Nuklearforschung
STP	Standard-/Normaltemperatur und -druck (auch NTP)
SWR	Siedewasserreaktor
tU	Tonnen Uran
WA	Wiederaufarbeitungsabfälle, auch Wiederaufarbeitungsanlage
ZL	Zwischenlager