



**Gesellschaft für Anlagen-  
und Reaktorsicherheit  
(GRS) mbH**

**Einfluß von Stütz-  
versatz und anderen  
technischen  
Maßnahmen auf die  
Langzeitsicherheit  
eines Endlagers im  
Salinar**



**Gesellschaft für Anlagen-  
und Reaktorsicherheit  
(GRS) mbH**

**Einfluß von Stütz-  
versatz und anderen  
technischen  
Maßnahmen auf die  
Langzeitsicherheit  
eines Endlagers im  
Salinar**

Brigitte Boese  
Dieter Buhmann

März 2000

**Anmerkung:**

Die diesem Bericht zugrunde-  
liegenden Arbeiten wurden  
mit Mitteln des Bundesminis-  
teriums für Wirtschaft und  
Technologie (BMWi) unter  
dem Förderkennzeichen 02  
E 8845 4 gefördert.

Die Arbeiten wurden von  
der Gesellschaft für Anlagen-  
und Reaktorsicherheit (GRS)  
mbH durchgeführt.

Die Verantwortung für den  
Inhalt dieser Veröffentlichung  
liegt allein bei den Autoren.

**GRS - 162  
ISBN 3-931995-27-5**

**Deskriptoren:**

Abfallbehandlung, Abfallgebinde, Einlagerungstechnik, Endlager, Konvergenz, Langzeitsicherheit, Nuklidtransport, Transmutation

## **Abstract**

The long-term safety of a simplified hypothetical repository in a salt formation is investigated taking into account different technical measures to enhance the performance of the repository. Among these technical measures are non-compacting backfill in drifts, load-reducing packings in boreholes, and simplified containers for direct disposal of spent fuel elements. The non-compacting backfill and the load-reducing packings are shown to reduce the release of radionuclides from the near field and to reduce the potential radiation exposure in the biosphere. The simplified containers are shown to slightly enhance the release of radionuclides and the radiation exposure. The reduction of radiation exposure in the case of non-compacting backfill is under certain parameter constellations drastic. In all the other investigations, the influence on the radiation exposure is within a factor of 10 compared to calculations with reference values.

Another part of the report deals with the effect of transmutation strategies to long-term safety of a repository in salt. In this case, a more detailed hypothetical repository is taken into account. Several variants with different inventories have been investigated. The main result is that the reduction of the actinide inventories must be very effective, until a remarkable reduction of the doses occurs. This is mainly due to special effects in the near field of the repository, e. g. solubility limits, which conceal the efforts of inventory reduction by transmutation. The changes in the temperature within the near field as a consequence of the reduced inventories turned out to be of relevance to the release of radionuclides.



# Inhaltsverzeichnis

	<b>Abstract</b> .....	<b>I</b>
	<b>Inhaltsverzeichnis</b> .....	<b>III</b>
<b>1</b>	<b>Einleitung</b> .....	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>Modellierung</b> .....	<b>3</b>
2.1	Vereinfachte Grubengebäudestrukturen .....	3
2.2	Grubengebäude für die Untersuchungen zur Transmutation .....	5
2.3	Modellannahmen und Effekte im Grubengebäude .....	8
2.4	Mobilisierung .....	12
2.4.1	Quellterm für verglaste hochaktive Abfälle .....	12
2.4.2	Quellterm für LWR-Brennelemente .....	13
2.4.3	Quellterm für mittelaktive Abfälle .....	14
2.5	Inventare .....	14
2.5.1	Inventar eines HAW-Bohrlochs .....	14
2.5.2	Inventar einer Strecke mit LWR-Brennelementen .....	15
2.5.3	Inventare bei Transmutation .....	15
2.5.3.1	Auswahl relevanter Radionuklide bei Transmutation .....	16
2.5.3.2	Inventare im Referenzfall und in den Varianten zur Transmutation .....	19
2.6	Deckgebirge und Biosphäre .....	21
<b>3</b>	<b>Stützender Versatz</b> .....	<b>23</b>
3.1	Ergebnisse der Modellrechnungen für einen Laugenzufluß von außen ...	24
3.1.1	Laugendbewegung bei Laugenzufluß von außen .....	24
3.1.2	Nuklidfreisetzung bei Laugenzufluß von außen .....	27
3.1.3	Variante: Sofortiger Laugenzutritt von außen .....	29
3.1.4	Variante ohne begrenzten Laugeneinschluß .....	30
3.1.5	Zusammenfassung der Ergebnisse für einen Zufluß von außen .....	31
3.2	Ergebnisse der Modellrechnungen mit instantaner Flutung des Grubengebäudes .....	31
3.3	Einfluß der Konvergenzrate .....	34

3.4	Einfluß der Ortsdiskretisierung .....	35
3.5	Zusammenfassung der Ergebnisse zum Stützversatz .....	39
<b>4</b>	<b>Zwischenstopfen im Bohrloch .....</b>	<b>41</b>
4.1	Modellierung des Bohrlochs und der Zwischenstopfen .....	41
4.2	Einfluß einer teufenabhängigen Modellierung des Bohrlochs auf die Laugen- und Nuklidfreisetzung .....	42
4.3	Ergebnisse der Modellrechnungen .....	47
4.3.1	Laugenbewegung ohne und mit Zwischenstopfen .....	47
4.3.2	Laugenbewegung für unterschiedliche Anzahl von Zwischenstopfen .....	50
4.3.3	Nuklidfreisetzung ohne und mit Zwischenstopfen .....	52
4.4	Variante: Zufluß nur von außen in das Grubengebäude .....	53
4.4.1	Sofortiger Laugenzufluß von außen .....	55
4.4.2	Laugenzufluß nach 10 Jahren .....	57
4.5	Zusammenfassung zum Einfluß von Zwischenstopfen .....	59
<b>5</b>	<b>Einfache Behälterkonzepte .....</b>	<b>61</b>
5.1	Ergebnisse der Modellrechnungen für den Referenzfall .....	61
5.1.1	Freisetzung aus dem Nahbereich im Referenzfall einfacher Behälter .....	61
5.1.2	Strahlenexpositionen im Referenzfall einfacher Behälter .....	67
5.2	Ergebnisse der Parametervariationen .....	68
5.2.1	Variation der Behälterstandzeiten, ansonsten Referenzwerte .....	69
5.2.2	Große Dampfermeabilität .....	73
5.2.3	Kleine Referenzkonvergenzrate .....	77
5.2.4	Große Mobilisierungsraten .....	79
5.3	Ergebnisse für die Kombination von Parametervariationen .....	81
5.4	Zusammenfassung der Ergebnisse zu einfachen Behälterkonzepten .....	85
<b>6</b>	<b>Abtrennung und Transmutation .....</b>	<b>87</b>
6.1	Verfahren der Abtrennung und Transmutation .....	89
6.1.1	Abtrennverfahren .....	90
6.1.2	Transmutationsverfahren .....	91
6.2	Ergebnisse der Modellrechnungen zur Transmutation .....	93
6.2.1	Variante 1: MOX-Brennstoff .....	94

6.2.2	Variante 2: Vollständige Transmutation von Np-237 .....	96
6.2.3	Variante 3: gleichzeitige Transmutation aller Radionuklide .....	97
6.2.4	Variante 4: Nur mittelaktiver Abfall .....	98
6.3	Zusammenfassung der Ergebnisse zur Transmutation .....	100
<b>7</b>	<b>Schlußfolgerungen .....</b>	<b>103</b>
<b>8</b>	<b>Literatur .....</b>	<b>107</b>
	<b>Abbildungsverzeichnis .....</b>	<b>111</b>
	<b>Tabellenverzeichnis .....</b>	<b>115</b>





# 1 Einleitung

Die Langzeitsicherheit eines Endlagers für radioaktive Abfälle im Salinar wird von vielen Parametern beeinflusst. In dem vorliegenden Bericht werden die Auswirkungen spezieller technischer Maßnahmen auf die Freisetzung von Radionukliden untersucht, die im Zusammenhang mit der Einlagerungstechnik, der Vorbehandlung radioaktiver Abfälle oder der Gebindetechnik diskutiert werden. Die folgenden vier technischen Maßnahmen derzeitiger Einlagerungskonzepte werden im einzelnen behandelt:

- Stützende Versatzmaterialien:

Stützende Versatzmaterialien verhindern die Kompaktion versetzter Hohlräume, d. h. die Konvergenz des Salzgesteins wird behindert und damit der konvergenzbedingte Ausstrom kontaminierter Lauge aus dem Nahbereich reduziert.

- Zwischenstopfen in Bohrlöchern:

Die Auswirkungen von Zwischenstopfen in einem Bohrloch mit verglasten hochaktiven Abfällen werden untersucht. Diese Stopfen sind zum Lastabtrag vorgesehen, um eine vorzeitige mechanische Beschädigung der Behälter durch den Druck der Abfallgebündelsäule zu verhindern. Für die Langzeitsicherheit ist die Barrierenwirkung solcher Stopfen von Bedeutung.

- Einfache Behälterkonzepte:

Bei diesen Untersuchungen wird angenommen, daß zur Kostenersparnis bei der direkten Endlagerung von LWR-Brennelementen keine aufwendigen Pollux-Behälter verwendet werden, sondern einfachere Behälter mit einer geringeren mechanischen Stabilität und Lebensdauer.

- Transmutation langlebiger Radionuklide:

Bei den Verfahren der Abtrennung und Transmutation werden langlebige Spaltprodukte und Transurane aus radioaktivem Abfall abgetrennt und in kurzlebige oder stabile

Nuklide umgewandelt. Dadurch soll erreicht werden, daß die Sicherheit eines Endlagers nur für einige hundert oder tausend Jahre nachgewiesen werden muß.

Jeder Aspekt wird eigenständig analysiert. Um die Analysen einfach und übersichtlich zu gestalten, werden vereinfachte Grubengebäudestrukturen für den Nahbereich des Endlagers verwendet. Zunächst werden diese Strukturen beschrieben und die für die weitere Diskussion relevanten Eingabedaten zusammengestellt. Danach werden in den Kapiteln 4 bis 6 die Ergebnisse der vier Analysen dargestellt und diskutiert.

Für die Rechnungen werden die Module REPOS, Version 6.03, CHETLIN, Version 2.03 und EXCON, Version 1.03 des Programmpakets EMOS [ 16 ] für den Nahbereich, die Geosphäre und die Biosphäre verwendet. Obwohl sich die Analysen auf den Nahbereich eines Endlagers beziehen, eignet sich die Strahlenexposition in der Biosphäre als Bewertungsgröße besser, um Rechnungen miteinander zu vergleichen und um Aussagen zur Relevanz eines Effektes zu erhalten. Würde man nur die Nuklidströme im Grubengebäude berechnen, so könnte man keine Rückschlüsse auf die Relevanz für die Biosphäre ziehen, da die Verdünnungs- und Rückhalteeffekte des Deckgebirges nicht enthalten sind. Daher wird jeweils im Anschluß an eine Freisetzungsberechnung die Ausbreitung der Radionuklide durch das Deckgebirge und in der Biosphäre für einen Referenzfall berechnet.

## **2 Modellierung**

### **2.1 Vereinfachte Grubengebäudestrukturen**

In den in Kapitel 3 bis 5 beschriebenen Untersuchungen werden die in Abbildung 2.1 dargestellten, vereinfachten Grubengebäudestrukturen betrachtet. Für die Untersuchungen zum Einfluß von Zwischenstopfen im Bohrloch wird die in der Abbildung unter (A) dargestellte Struktur verwendet. Sie besteht aus einer 1000 m langen Zugangsstrecke, einer 100 m langen Verbindungsstrecke, einer 50 m langen Beschickungsstrecke und einem 305 m langen Bohrloch mit verglastem hochaktivem Abfall. Die Stopfen werden als gleichmäßig über die Länge des Bohrlochs verteilt angenommen. Ihre Höhe beträgt jeweils 0,65 m.

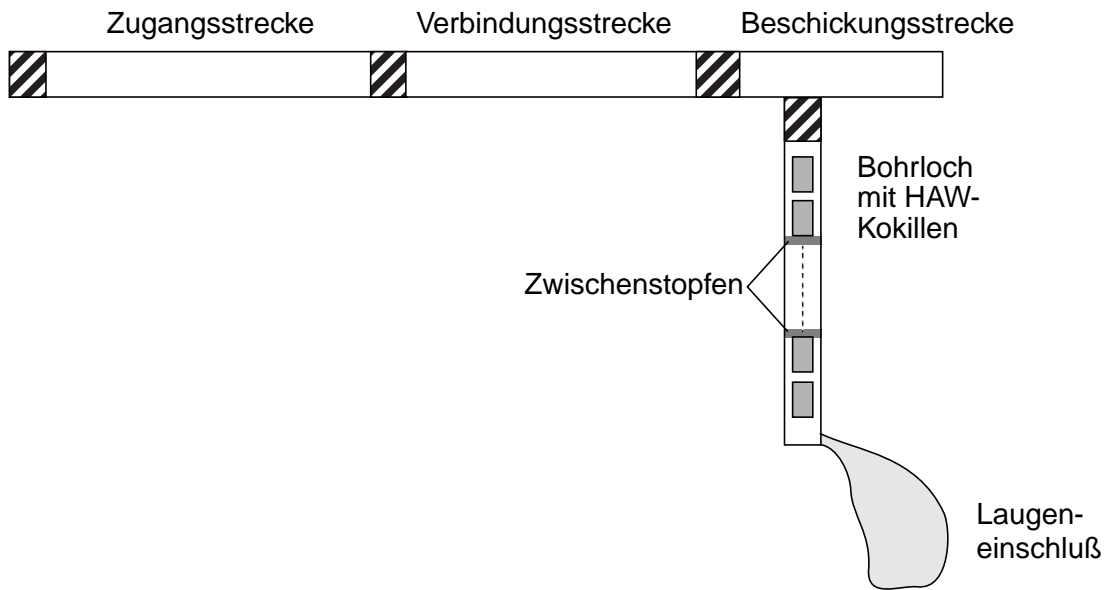
Für die Untersuchungen zum Einfluß einfacher Behälterkonzepte wird die in der Abbildung unter (B) gezeigte Struktur verwendet. Sie besteht aus einer 1 000 m langen Zugangsstrecke, einer 100 m langen Verbindungsstrecke und einer 80 m langen Einlagerungsstrecke mit LWR-Brennelementen.

Für die Untersuchungen zum Einfluß stützenden Versatzes wird die in der Abbildung unter (C) gezeigte Struktur verwendet. Sie besteht aus einer 1 000 m langen Zugangsstrecke und einer 181,5 m langen Einlagerungsstrecke mit LWR-Brennelementen.

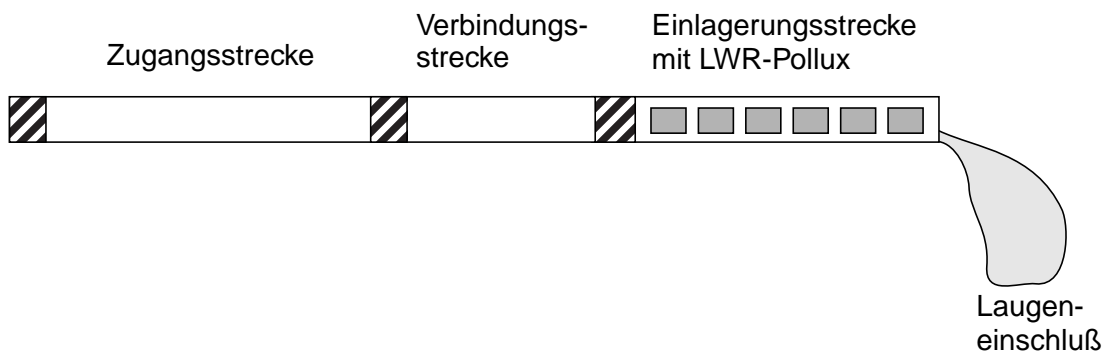
Es wird angenommen, daß alle Resthohlräume nach Ende der Einlagerung mit Salzgrus versetzt werden, für den eine Anfangsporosität von 30% angesetzt wird. Die Zugangsstrecke wird mit einem 50 m langen Damm vom anschließenden Deckgebirge abgeriegelt. Die Verbindungsstrecke, die Einlagerungsstrecke und die Beschickungsstrecke sind mit 15 m langen Verschlüssen aus vorkompaktiertem Salzgrus versehen, deren Anfangsporosität 10% beträgt. Für die Untersuchungen zum stützenden Versatzmaterial wird neben Salzgrus auch ein stützendes Versatzmaterial betrachtet, das ebenfalls eine Porosität von 30% besitzt. Die Geometriedaten der einzelnen Teilbereiche der Grubengebäudestrukturen sind der Tabelle 2.1 zu entnehmen.

Die Einlagerungsstrecke enthält 6, bzw. im Konzept mit stützendem Versatzmaterial 17 Pollux-Behälter mit jeweils 8 LWR-Brennelementen, dies entspricht einem Brenn-

A) Grubengebäude mit Bohrloch, Einfluß von Zwischenstopfen:



B) Grubengebäude mit Einlagerungsstrecke, einfache Behälterkonzepte:



C) Grubengebäude mit Einlagerungsstrecke, Stützversatz:

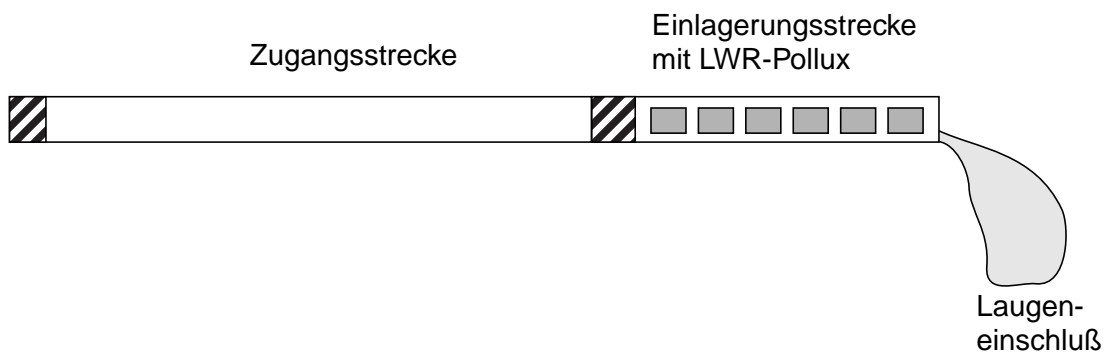


Abb. 2.1: Segmentsysteme der vereinfachten Grubengebäudestrukturen.

**Tabelle 2.1:** Geometriedaten der Teilbereiche der vereinfachten Grubengebäudestrukturen.

Teilbereich	Zugangsstrecke	Verbindungsstrecke	Beschickungsstrecke	Einlagerungsstrecke	Bohrloch
Länge [m]	1000,0	100,0	50,0	80 (181,5)	305,0
Breite [m]	7,2	7,2	6,0	6,0	
Höhe [m]	3,8	3,8	6,7	6,7	
Radius [m]					0,22
Verschluß:					
Länge [m]	50,0	15,0	15,0	15,0	10,0
Breite [m]	7,2	7,2	6,0	6,0	
Höhe [m]	3,8	3,8	6,7	6,7	
Radius [m]					0,35

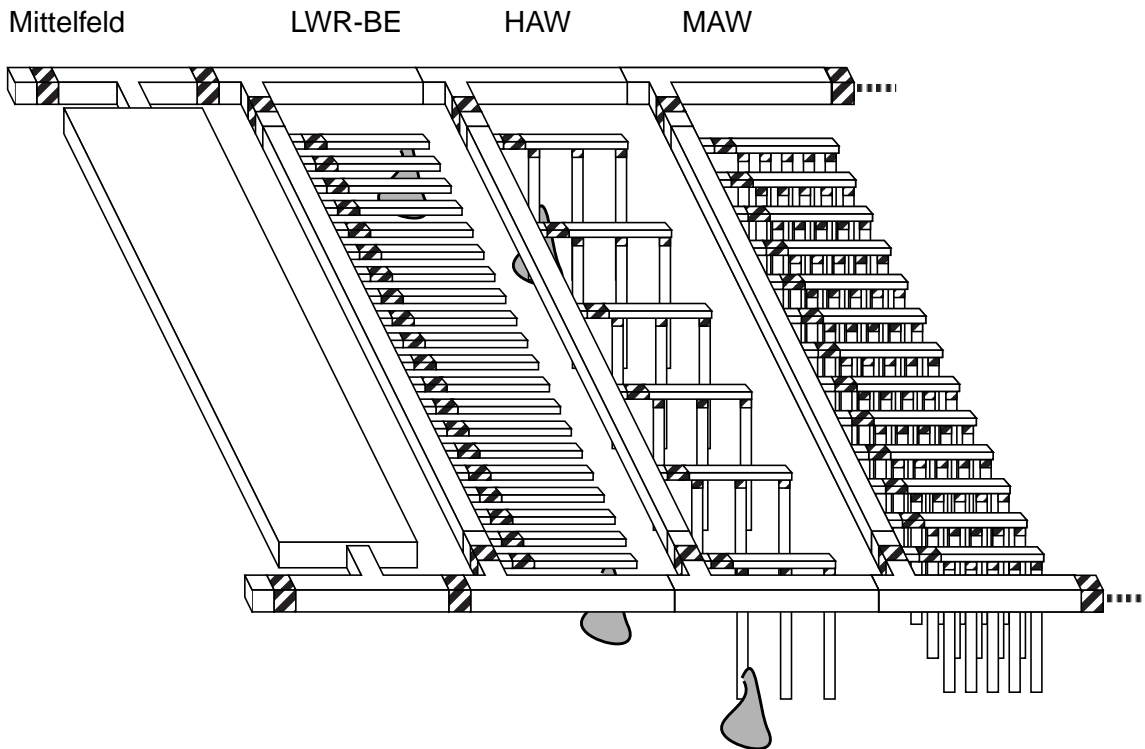
stoffäquivalent von 25,6 t Schwermetall, im Konzept mit Stützversatz 72,6 t [ 17 ]. Hochradioaktiver Abfall (HAW) aus der Wiederaufbereitung wird verglast und in Edelstahlkokillen gelagert. In das Bohrloch werden insgesamt 240 Kokillen eingebracht; dies entspricht einem Brennstoffäquivalent von 276 t Schwermetall. Es wird jeweils von einer gleichzeitigen Einlagerung aller Behälter ausgegangen.

In die Einlagerungsstrecke oder in das Bohrloch fließt Lauge aus einem im umgebenden Gestein angenommenen Laugeneinschluß. Der Laugeneinschluß wird als ein nicht näher spezifiziertes poröses Medium modelliert, das eine Laugenmenge von 50 m<sup>3</sup> enthält. Weiterhin wird ein unbegrenzter Laugenzufluß aus dem Deckgebirge in die Zugangsstrecke unterstellt.

## 2.2 Grubengebäude für die Untersuchungen zur Transmutation

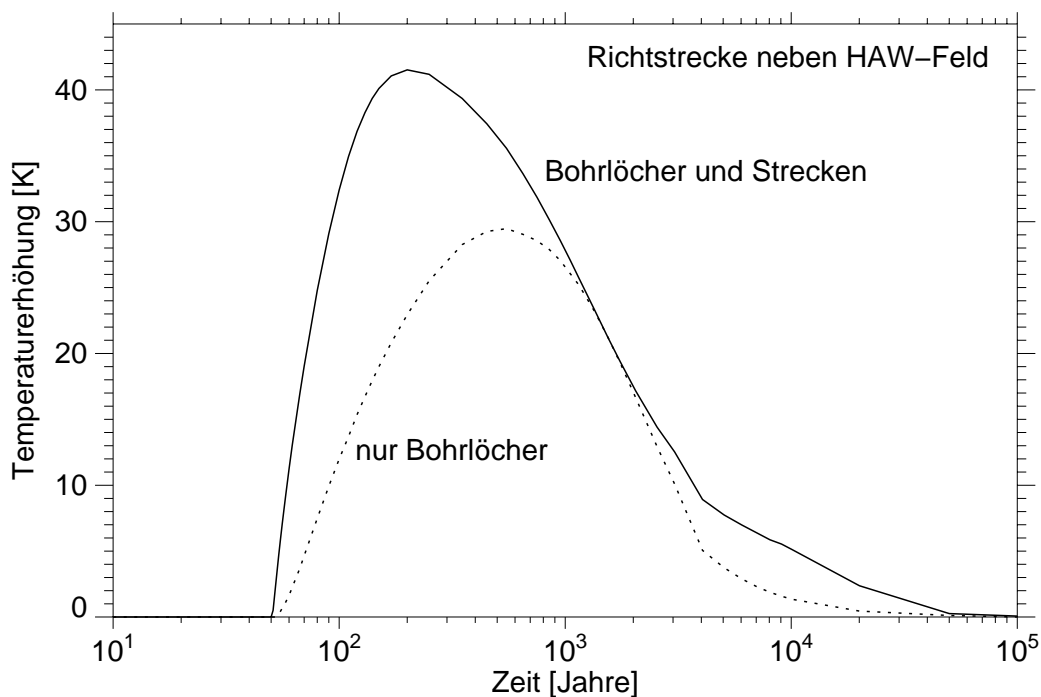
Als Ausgangskonzepte für die in Kapitel 6 durchgeführten Modellrechnungen zum Einfluß der Transmutation wurden die gemeinsame Bohrloch- und Streckenlagerung GBS200 und die reine Bohrlochlagerung BL1 der Systemanalyse Mischkonzept (SAM) verwendet [ 5 ]. Abbildung 2.2 zeigt schematisch die im Konzept GBS200 an das Mittel-

feld angrenzende Einlagerungsabteilung mit jeweils einem Feld für direkt endgelagerte LWR-Brennelemente, für verglaste hochaktive Abfälle und für mittelaktive Abfälle. Die Struktur für die reine Bohrlochlagerung ist ähnlich. Die Verbindungsstrecken zwischen den Feldern entlang einer Abteilung werden als Richtstrecken bezeichnet. Für einen Teil der Analysen wird eine komplette Einlagerungsabteilung mit drei Feldern verwendet, für die übrigen Analysen werden nur einzelne Felder dieser Struktur verwendet.



**Abb. 2.2:** Ausschnitt des Grubengebäudes von Konzept GBS200 für die an das Mittelfeld angrenzende Einlagerungsabteilung.

Die Temperaturen an ausgewählten Stellen der Grubengebäude entstammen dem SAM-Projekt und berücksichtigen die Überlagerung der Temperaturfelder aus allen Einlagerungsabteilungen [ 2 ]. Werden nur Bohrlöcher betrachtet, so werden die Temperaturfelder aus dem Konzept der reinen Bohrlochlagerung BL1 verwendet, da die Überlagerung der Temperaturfelder für Strecken und Bohrlöcher unterschiedlich ist. Abbildung 2.3 zeigt als Beispiel die Temperaturen in der Richtstrecke neben einem HAW-Bohrlochfeld für die Konzepte GBS200 und BL1. Es ist deutlich zu erkennen, daß die Temperatur in der Richtstrecke von den Bohrlöchern geringer beeinflusst wird als von den Einlagerungsstrecken auf der gleichen Teufe.

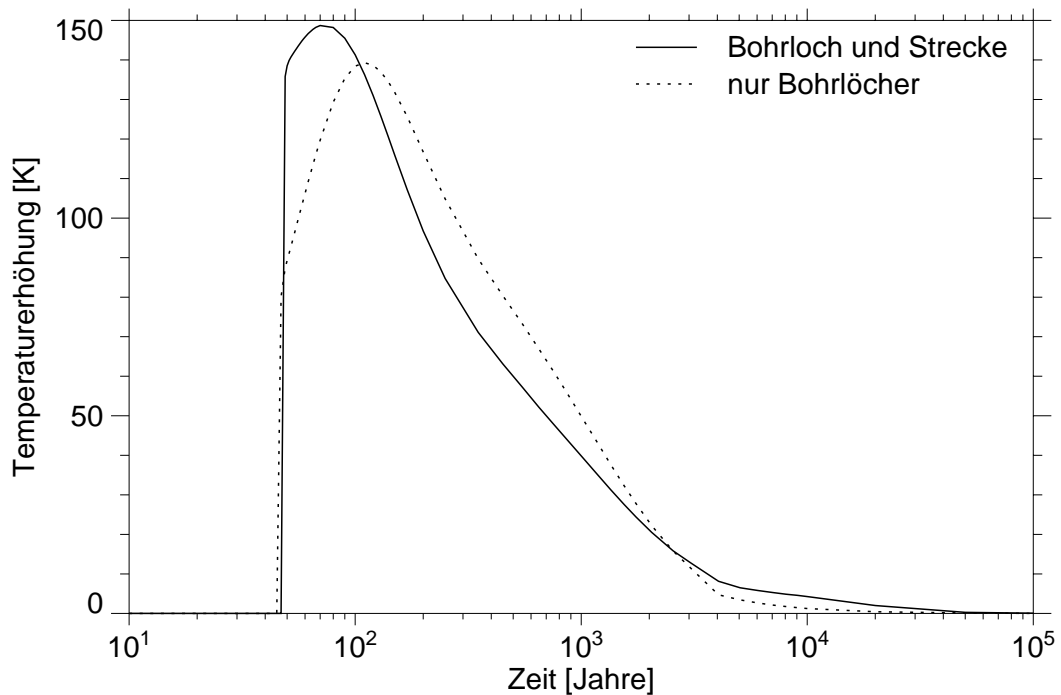


**Abb. 2.3:** Temperaturen in der Richtstrecke neben einem HAW-Feld bei reiner Bohrlochlagerung und bei gemeinsamer Bohrloch- und Streckenlagerung.

Für die Modellierung der stark temperaturabhängigen Mobilisierung der Radionuklide aus verglastem HAW wird jeweils ein Temperaturverlauf auf der Achse des Einlagerungsbohrlochs verwendet (siehe Abbildung 2.4). Auch hier unterscheiden sich die Kurvenverläufe wegen der unterschiedlichen Überlagerung der Temperaturfelder benachbarter Einlagerungsfelder.

Die jeweils ausgewählte Einlagerungsabteilung grenzt direkt an das Mittelfeld mit dem Infrastrukturbereich an. Im Vergleich zu Kapitel 2.1 ist das Grubengebäude etwas detaillierter modelliert, die übrigen Parameter sind jedoch gleich. Das detaillierte Grubengebäude ist für den Vergleich verschiedener Transmutationskonzepte erforderlich, da mehrere Abfallarten berücksichtigt werden müssen. Durch die Beschränkung auf eine Einlagerungsabteilung können die Ergebnisse jedoch übersichtlich dargestellt und interpretiert werden.





**Abb. 2.4:** Temperaturen in der Achsenmitte des zentralen Bohrlochs eines HAW-Feldes bei gemeinsamer Bohrloch- und Streckenlagerung und bei reiner Bohrlochlagerung.

### 2.3 Modellannahmen und Effekte im Grubengebäude

Im folgenden werden die in den Grubengebäuden berücksichtigten Effekte und Modellannahmen zur Mobilisierung aus den Abfallgebänden und zum Transport von Radionukliden beschrieben. Die vereinfachten Grubengebäudestrukturen sind wie in dem Projekt Systemanalyse Endlagerkonzepte (SEK) [ 3 ], so daß alle dort angegebenen Eingangsparameter verwendet werden können. Die Teufe des Streckensystems wird mit 870 m angenommen, woraus sich ein Gebirgsdruck von 18 MPa und ein hydrostatischer Druck von 10 MPa ergibt.

Einer der wichtigsten Effekte in einem Endlager im Salz ist die durch die plastischen Eigenschaften des Salzgesteins hervorgerufene Konvergenz. Die Konvergenz bewirkt im Laufe der Zeit eine Verkleinerung offener Hohlräume, wobei in der Modellierung die

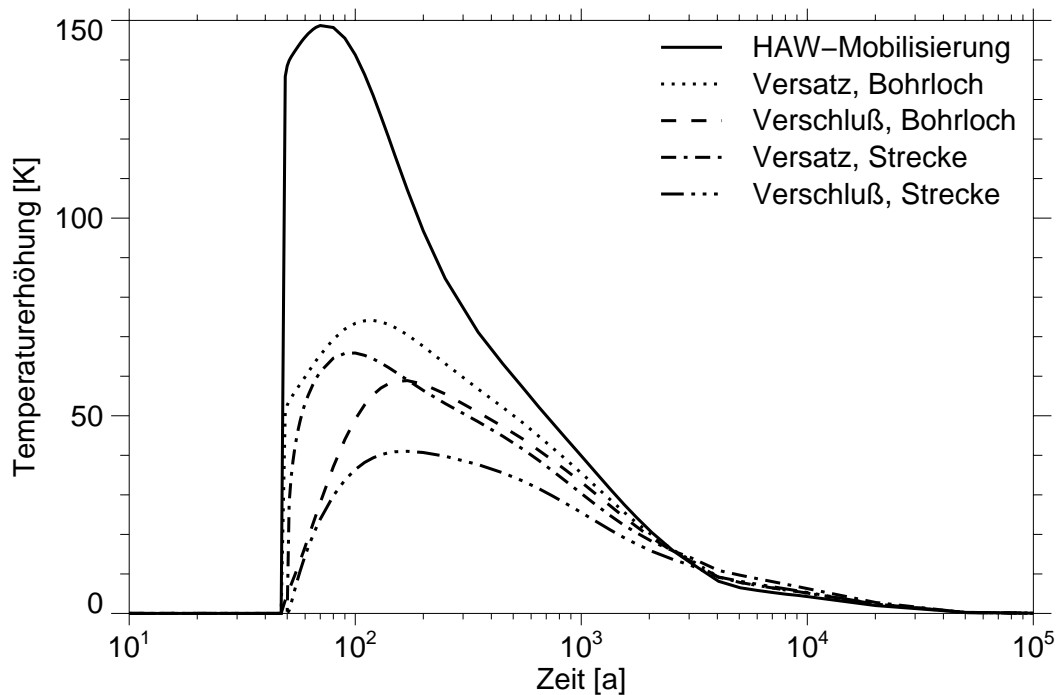
Reduktion der Konvergenz durch den Laugendruck und durch den Versatz sowie die Beschleunigung der Konvergenz infolge von Temperaturerhöhungen durch den wärme-producingen Abfall berücksichtigt werden. Für die Konvergenz des offenen Hohlraums wird eine Referenzkonvergenzrate von 1% pro Jahr angesetzt.

Zu den Auswirkungen der Konvergenz auf die verschiedenen Bereiche in den Grubengebäuden werden folgende Annahmen gemacht: Die Dämme werden als nicht kompaktierbar betrachtet. Sie besitzen eine zeitlich konstante Permeabilität von  $7 \cdot 10^{-16} \text{ m}^2$  und eine Porosität von 5%. Für das stützende Versatzmaterial wird eine Permeabilität von  $8,8 \cdot 10^{-12} \text{ m}^2$  angenommen, die der Permeabilität von Salzgrus bei einer Porosität von 30% entspricht. Als Porosität des stützenden Versatzes wird 30% angenommen. Die Hohlräume der übrigen Bereiche unterliegen der Konvergenz.

Für die Zugangsstrecke, die Verbindungsstrecke und das Mittelfeld wird eine konstante Temperatur in Höhe der Gebirgstemperatur von 310 K in 870 m Teufe angenommen. Für die Einlagerungsstrecke und das Bohrloch in den Kapiteln 3 bis 5 gelten die Temperaturzeitverläufe, wie sie für vollständige Grubengebäude am Rande eines Einlagerungsfeldes für LWR-Brennelemente bzw. eines Einlagerungsfeldes für HAW-Kokillen berechnet wurden. Die Zeitverläufe sind den Eingangsdaten aus den SAM-Rechnungen [ 5 ] entnommen und in Abbildung 2.5 dargestellt. Für die Rechnungen zur Transmutation in Kapitel 6 werden die Temperaturen jeweils speziell ausgewählt, entstammen aber auch den SAM-Rechnungen [ 5 ].

Es wird angenommen, daß unmittelbar nach Ende der Einlagerung Lauge aus jeweils einem Laugeneinschluß in einen, ggfs. ausgewählten Einlagerungsort eindringt. Ein Laugenzutritt von außen in das Grubengebäude wird für den Zeitpunkt 85 Jahre nach Ende der Betriebsphase über den Damm in die Zugangsstrecke oder das Mittelfeld unterstellt. Dieser Zeitpunkt wurde in SAM aus dem Auftreten der maximalen Spannungen im Bereich des Salzspiegels durch wärmeentwickelnden Abfall und aus theoretischen Abschätzungen zur Dammstandzeit ermittelt.

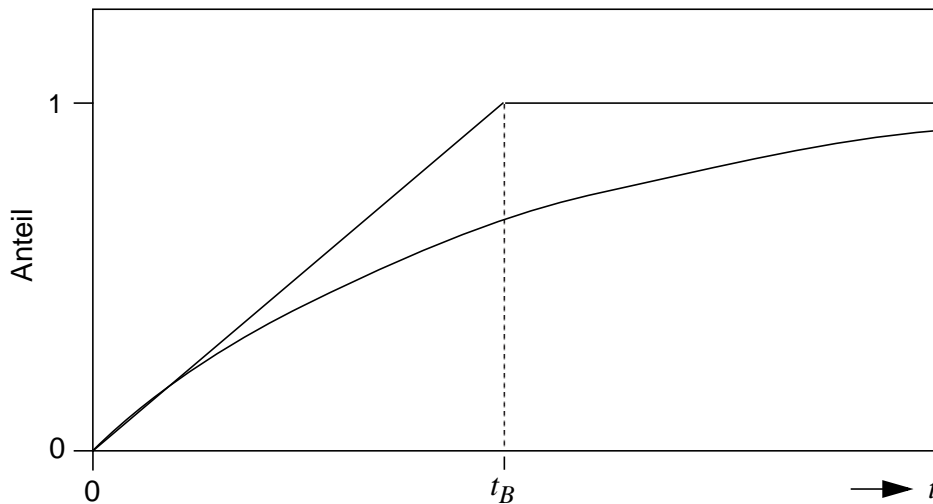
Die Freisetzung der Radionuklide aus einem Abfallgebäude kann frühestens mit dem Zutritt von Lauge in den Einlagerungsort beginnen, wobei zunächst die Behälter einen sofortigen Übergang der Radionuklide in die Lauge behindern. Erst mit Ausfall der



**Abb. 2.5:** Temperaturverläufe in den Segmenten und Abfällen bei vereinfachten Grubengebäudestrukturen.

Behälter durch Laugeneinwirkung beginnt die Mobilisierung, die durch die Quellterme des Moduls REPOS aus dem Programmpaket EMOS [ 16 ] beschrieben wird (siehe auch Kapitel 2.4 und 2.4.2).

Als Lebensdauer dickwandiger Behälter wird eine Exponentialverteilung mit einer mittleren Lebensdauer zwischen 1 Jahr und 1 000 Jahren angenommen, der Referenzwert für Pollux-Behälter beträgt 500 Jahre. In der Modellierung wird kein diskreter Ausfall einzelner Pollux-Behälter berücksichtigt, sondern der Anteil ausgefallener Behälter durch die Verteilungsfunktion dargestellt. Für HAW-Kokillen wird in den Untersuchungen zu den Zwischenstopfen ebenfalls eine exponentialverteilte Lebensdauer angenommen mit einer mittleren Lebensdauer von 5 Jahren. Für HAW-Kokillen und mittelaktive Abfälle wird in den Untersuchungen zur Transmutation eine gleichverteilte Lebensdauer der Behälter angenommen mit einer mittleren Lebensdauer von jeweils 5 Jahren. In Abbildung 2.6 sind die Anteile ausgefallener Behälter bei gleichverteilter und exponentialverteilter Lebensdauer skizziert.



**Abb. 2.6:** Anteil ausgefallener Behälter bei gleichverteilter und exponentialverteilter Lebensdauer.  $t_B$  = maximale Lebensdauer bei Gleichverteilung.

Die Überlagerung des Behälterausfalls mit der Mobilisierung von Radionukliden aus den LWR-Brennelementen führt auf eine maximale Mobilisierungsdauer von ca. tausend Jahren. Bei verglastem HAW dauert die Mobilisierung mehrere hunderttausend Jahre. Es wird eine homogene Verteilung des Abfalls im Einlagerungsbereich und daraus resultierend eine räumlich konstante Konzentration der Radionuklide im Einlagerungsort unterstellt. Im Falle des HAW-Bohrloch mit einer Unterteilung durch Zwischenstopfen ergibt sich eine räumlich konstante Konzentration für jeden Teilbereich.

Die Laugenbewegung wird durch die Druckverhältnisse und Strömungswiderstände bestimmt. Nach dem Auffüllen eines Bereichs mit Lauge beginnt der Aufbau des Laugendrucks. Dieser bestimmt sich aus dem hydrostatischen Außendruck und der hydrodynamischen Druckerhöhung infolge des Auspressens aufgrund der Konvergenz.

Löslichkeitsgrenzen werden für die Einlagerungsorte und alle Verbindungsstrecken entsprechend [ 5 ] berücksichtigt. Beim Überschreiten der Löslichkeitsgrenzen werden Nuklide durch Ausfällung zurückgehalten. Nur der gelöste Anteil steht für einen weiteren Transport zur Verfügung. Die gelösten Nuklide werden zum einen im gesamten Grubengebäude mit dem advektiven Laugenstrom transportiert. Zum anderen werden Austauschereffekte, d.h. Diffusion und Dispersion, berücksichtigt.

Die Diffusion in den versetzten Bereichen wird durch einen Gradienten in der Nuklidkonzentration und die Dispersion durch die Durchströmung des Porenraumes verursacht. Beide Effekte werden superponiert, wobei ein Diffusionskoeffizient von  $1,5 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$  und eine Dispersionslänge von 0,1 m angesetzt wird.

Innerhalb der Zugangsstrecke und aller Verbindungsstrecken wird eine schnelle Durchmischung der Radionuklide unterstellt. Der Austritt von kontaminierter Lauge aus dem Grubengebäude erfolgt über den Damm der Zugangsstrecke, bzw. des Mittelfeldes.

## 2.4 Mobilisierung

### 2.4.1 Quellterm für verglaste hochaktive Abfälle

Die Freisetzung der Radionuklide aus dem verglasten HAW beginnt mit dem Ausfall der Edelstahlkokillen unter Laugeneinwirkung, so daß Lauge an die Glasmatrix gelangt. Für die Lebensdauer der Behälter wird eine Gleichverteilung angenommen.

Die Umsetzung der Glasmatrix wird als proportional zur Oberfläche des Glases angenommen, wobei die Oberfläche konstant bleibt. Für die oberflächenbezogene Reaktionsrate  $j(t)$  gilt:

$$j(t) = j_r \exp\left(-\frac{Q_G}{R} \left(\frac{1}{T(t)} - \frac{1}{T_r}\right)\right), \quad (1)$$

mit

$j_r$  oberflächenbezogene Reaktionsrate bei der Referenztemperatur,

$Q_G$  Aktivierungsenergie,

$R$  allgemeine Gaskonstante,

$T(t)$  Temperatur zum aktuellen Zeitpunkt  $t$ ,

$T_r$  Referenztemperatur.

Die Temperaturabhängigkeit wird in diesem Quellterm also durch einen Arrhenius-Ansatz beschrieben. Hierbei wird die Temperaturstützstelle auf der Bohrlochachse

verwendet, siehe Abbildung 2.5. Eine ausführliche Beschreibung des Quellterms ist in [ 16 ] zu finden.

#### 2.4.2 Quellterm für LWR-Brennelemente

Bei der Freisetzung von Radionukliden aus den abgebrannten LWR-Brennstäben wird die Barrierenwirkung der Brennstabhüllen vernachlässigt. Daher beginnt die Freisetzung von Radionukliden aus den Brennstäben unmittelbar nach Ausfall des zugehörigen Behälters. Zur Beschreibung des Zeitverlaufs der Freisetzung wird zwischen drei Bereichen eines Brennstabes unterschieden. Diese sind die Metallteile der Brennstabhülle (M), der Gasraum in den Brennstäben (G) und die Brennstoffmatrix (B). Die Verteilung des Aktivitätsinventars auf die drei Bereiche ist dem SAM-Bericht [ 5 ] entnommen und in Tabelle 2.2 aufgeführt. Man erkennt, daß sich in der Brennstoffmatrix insbesondere die Aktiniden befinden, während im Gasraum Kohlenstoff und Cäsium dominieren.

**Tabelle 2.2:** Aktivitätsanteile in den Metallteilen ( $a_M$ ), im Gasraum ( $a_G$ ) und in der Brennstoffmatrix ( $a_B$ ). Löslichkeiten ( $L$ ) in den Einlagerungsorten und den Strecken in mol/l.

Element	$a_M$	$a_G$	$a_B$	$L$ -Einlag.	$L$ -Strecke
C	0,722	0,139	0,139	1,0	$1,0 \cdot 10^{-4}$
Ni	0,999	0,001	0,0	$1,0 \cdot 10^{-2}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$
Se	0,0	0,01	0,99	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$
Zr	0,096	0,027	0,877	$1,0 \cdot 10^{-6}$	$1,0 \cdot 10^{-7}$
Tc	0,001	0,015	0,984	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$
Pd	0,0	0,015	0,985	$1,0 \cdot 10^{-2}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$
J	0,0	0,015	0,985	1,0	1,0
Cs	0,0	0,05	0,95	1,0	1,0
Cm, Am	0,0	0,008	0,992	$1,0 \cdot 10^{-4}$	$1,0 \cdot 10^{-5}$
Pu, Pa, Th	0,0	0,008	0,992	$1,0 \cdot 10^{-6}$	$1,0 \cdot 10^{-7}$

Das zeitliche Verhalten der Radionuklidfreisetzung aus allen drei Bereichen wird mit konstanten Freisetzungsraten beschrieben. Diese beziehen sich auf das Anfangsinventar und haben entsprechend [ 5 ] folgende Werte:

Gasraum:  $r_G = 0,1 \text{ a}^{-1}$   
Metallteile:  $r_M = 0,02 \text{ a}^{-1}$   
Brennstoffmatrix:  $r_B = 0,0016 \text{ a}^{-1}$

Von der Brennstoffmatrix ist also die größte Barrierenwirkung zu erwarten, hier erfolgt die Freisetzung über einen Zeitraum von 625 Jahren.

### **2.4.3 Quellterm für mittelaktive Abfälle**

Die Freisetzung der Radionuklide aus mittelaktiven Abfällen beginnt mit dem Ausfall der Behälter, sobald Lauge an die Abfallmatrix gelangt. Die Mobilisierung wird mit einer temperaturunabhängigen konstanten Rate beschrieben, die sich auf das Anfangsinventar bezieht und gemäß [ 5 ] den Wert  $0,01 \text{ a}^{-1}$  hat.

## **2.5 Inventare**

Im folgenden werden die Radionuklidinventare für die in diesem Bericht diskutierten Untersuchungen zusammengefaßt. Zunächst werden die Inventare der relevanten Radionuklide für die stark vereinfachten Grubengebäude (Kapitel 3 bis 5) tabellarisch aufgelistet, danach ausführlicher die Inventare für die Untersuchungen zur Transmutation (Kapitel 6) erläutert.

### **2.5.1 Inventar eines HAW-Bohrlochs**

Pro Bohrloch sind in der Untersuchung zur Unterteilung eines HAW-Bohrlochs 240 Kokillen mit hochaktivem, verglastem Abfall enthalten. Das Inventar der für die Freisetzung relevanten Radionuklide pro Bohrloch ist in Tabelle 2.3 angegeben.

**Tabelle 2.3:** Anfangsinventare ausgewählter Radionuklide in Bq in einem HAW-Bohrloch mit 240 Kokillen.

Nuklid	Inventar	Nuklid	Inventar	Nuklid	Inventar
C-14	0,0	Tc-99	$1,48 \cdot 10^{14}$	Pu-241	$6,27 \cdot 10^{14}$
Ni-59	$1,68 \cdot 10^{10}$	J-129	$3,95 \cdot 10^{06}$	Am-241	$1,42 \cdot 10^{16}$
Se-79	$4,11 \cdot 10^{12}$	Cs-135	$3,89 \cdot 10^{12}$	Np-237	$4,14 \cdot 10^{12}$

### 2.5.2 Inventar einer Strecke mit LWR-Brennelementen

In Tabelle 2.4 sind die Anfangsinventare der relevanten Radionuklide einer Einlagerungsstrecke mit 6 Pollux-Behältern angegeben.

**Tabelle 2.4:** Anfangsinventare ausgewählter Radionuklide in Bq in der LWR-Einlagerungsstrecke mit 6 Pollux-Behältern.

Nuklid	Inventar	Nuklid	Inventar	Nuklid	Inventar
C-14	$1,18 \cdot 10^{12}$	Tc-99	$1,61 \cdot 10^{13}$	Pu-241	$3,49 \cdot 10^{16}$
Ni-59	$1,30 \cdot 10^{13}$	J-129	$4,10 \cdot 10^{10}$	Am-241	$3,81 \cdot 10^{15}$
Se-79	$4,72 \cdot 10^{11}$	Cs-135	$4,59 \cdot 10^{11}$	Np-237	$4,51 \cdot 10^{11}$

### 2.5.3 Inventare bei Transmutation

In diesem Kapitel werden die Auswahlkriterien für Radionuklide und die Inventare der ausgewählten Radionuklide für die Untersuchungen zur Transmutation zusammengestellt. Es wird ein Referenzfall definiert, dessen Ergebnisse mit den Ergebnissen aller Varianten verglichen werden.



### 2.5.3.1 Auswahl relevanter Radionuklide bei Transmutation

Die Transmutation ist ein extrem aufwendiger Prozeß und daher nur für diejenigen langlebigen Radionuklide sinnvoll, deren radiologische Konsequenzen bedeutsam sind. Im folgenden werden mehrere bisher vorliegende Langzeitsicherheitsanalysen im Hinblick auf die Bedeutung der Radionuklide ausgewertet. Als Kriterium für die Relevanz der Radionuklide wird die Strahlenexposition in der Biosphäre verwendet. Dabei werden Radionuklide nicht berücksichtigt, wenn sie

- bei deterministischen Rechnungen eine Strahlenexposition von weniger als 1 Promille des Maximums der Summe aller Strahlenexpositionen verursachen und
- nicht mindestens einmal zu den drei wichtigsten Radionukliden bei einer Monte-Carlo-Simulation gehören.

In Tabelle 2.5 sind die Ergebnisse zusammengefaßt. Die Angaben zu den deterministischen Rechnungen basieren meistens auf Best-estimate-Werten der Eingangsparameter, in den SAM-Rechnungen wurde jedoch auch eine Variante mit erhöhtem Volumen der Laugeneinschlüsse gewählt, wenn unter Best-estimate-Werten keine Freisetzungen auftraten. In der Tabelle wird neben den bereits erwähnten Konzepten BL1 und GBS200 das Konzept der reinen Streckenlagerung SL3 aus SAM aufgeführt. Außerdem sind Daten für das Konzept GBS150 des Projektes SEK [ 4 ] und Daten aus den Projekten PAGIS [ 15 ] und PACOMA [ 8 ] enthalten

Bei den probabilistischen Rechnungen wurden Tabellen aus den Unsicherheitsanalysen zugrundegelegt, in denen entweder die drei wichtigsten Radionuklide zum Zeitpunkt des Maximums der Summe aller Strahlenexpositionen aufgelistet wurden, oder die drei wichtigsten Radionuklide an den meisten der ausgewerteten Zeitpunkte. In letzterem Fall wurde berücksichtigt, daß es zu jedem Zeitpunkt ein Radionuklid gibt, das die Summe der Strahlenexpositionen dominiert.

Bei den Projekten SAM und SEK wurde das in späteren Nachrechnungen [ 18 ] verwendete, erweiterte Radionuklidspektrum berücksichtigt. Dies wirkt sich in den probabilistischen Rechnungen auf die relevanten Radionuklide dahingehend aus, daß die Nuklide C-14 bei den Konzepten BL1 und GBS200 sowie Pb-210 bei Konzept BL1 in

**Tabelle 2.5:** Relevante Radionuklide (x) aus Langzeitsicherheitsanalysen für ein hypothetisches Endlager in Salz.

Nuklid	BL1		GBS200		GBS150		SL3		PAGIS		PACOMA	
	det	prob	det	prob	det	prob	det	prob	det	prob	det	prob
C-14	x	x		x		x		x				x
Ni-59	x		x	x	x		x	x				
Se-79	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x
Nb-94								x				
Tc-99	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Pd-107									x			
J-129	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x
Cs-135	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Np-237	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
U-233	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
Th-229	x	x										
U-238							x					
U-236							x					
U-234	x	x	x	x	x	x	x		x		x	x
Ra-226	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Pb-210		x				x						x

der Tabelle angegeben werden, obwohl sie in den Originalrechnungen [ 5 ] nicht berücksichtigt wurden.

Aus der Tabelle 2.5 ist zu entnehmen, daß vier Radionuklide (Nb-94, Pd-107, U-238 und U-236) nach Anwendung der oben genannten Kriterien nur jeweils einmal erscheinen. Diese Radionuklide werden zur Vereinfachung für die vorliegende Untersuchung ebenfalls als nicht relevant eingestuft. Das Radionuklid Th-229 in Konzept BL1 kann ebenfalls ausgeschlossen werden, da es aus abgebrannten HTR-Brennelementen stammt und dieser Abfall in der SAM-Studie überbewertet wurde. Die für die vorliegende Untersuchung letztlich ausgewählten Radionuklide sind in der Tabelle grau hinterlegt.

Die Tabelle 2.6 gibt einen Überblick der Halbwertszeiten dosisrelevanter Spalt- und Aktivierungsprodukte sowie der Halbwertszeiten von Radionukliden in den Zerfallsketten, die relevante Beiträge zur Strahlenexposition liefern können.

**Tabelle 2.6:** Halbwertszeiten ausgewählter Radionuklide in Jahren.

Die dosisrelevanten Nuklide sind grau hinterlegt.

Nuklid	Halbwertszeit	Nuklid	Halbwertszeit	Nuklid	Halbwertszeit
C-14	5 733	Cm-248	339 300	Cm-247	15 610 000
Ni-59	80 000	Cm-244	18	Am-243	7 385
Se-79	65 000	Pu-244	82 670 000	Pu-239	24 080
Tc-99	213 200	U-236	23 430 000	U-235	704 300 000
J-129	15 710 000	Th-232	14 000 000 000	Pa-231	32 790
Cs-135	2 301 000	Cm-245	8 505	Pu-242	387 200
		Am-241	433	Pu-238	88
		Np-237	2 141 000	U-238	4 500 000 000
		U-233	158 600	U-234	244 700
		Th-229	7 344	Th-230	77 050
		Ra-225	0,04	Ra-226	1 601
				Pb-210	22

Ein übliches Verfahren zur Abschätzung des Gefährdungspotentials radioaktiver Abfälle verwendet Risikofaktoren bzw. Toxizitätsindizes [ 6 ]. Auch unter Anwendung dieses Verfahrens lassen sich relevante Radionuklide identifizieren. Der Nachteil der Risikofaktoren liegt zum einen darin, daß kurzlebige Radionuklide zu frühen Zeiten dominant sein können, daß diese Radionuklide aber für die Langzeitsicherheit keine Rolle spielen. Zum anderen werden die chemischen und physikalischen Barrieren eines Endlager-systems nicht berücksichtigt, so daß auch unter diesem Gesichtspunkt nicht auf die langfristige Relevanz geschlossen werden kann. Das Konzept der Risikofaktoren ist also als solches zu kritisieren, da es keine Aussagen über radiologische Konsequenzen in einem Störfallszenario liefert, sondern nur das globale Gefährdungspotential der Abfälle beschreibt. Bereits im Jahr 1982 wurde von verschiedenen Verfassern [ 9 ] darauf hingewiesen, daß die Verwendung von Toxizitätsindizes für die Beurteilung des

Einflusses von Transmutationsverfahren nicht geeignet ist. Außerdem wurde darauf hingewiesen, daß die Standortbedingungen eines Endlagers für die Beurteilung der Transmutation herangezogen werden müssen.

Es sei hier trotzdem erwähnt, daß nach [ 12 ] aus Betrachtungen zu Risikofaktoren als wichtige Restaktiniden zu betrachten sind: Np-237, Pu-238, Am-241, Am-243, Cm-242 und Cm-244. Daneben wurde die Summe der Spaltprodukte als wichtig angegeben, wobei als einzelne Spaltprodukte Sr-90, Tc-99 und Cs-137 erwähnt wurden.

### **2.5.3.2 Inventare im Referenzfall und in den Varianten zur Transmutation**

Als Referenzfall werden Endlager betrachtet, bei denen 1 500 t abgebrannter Uran-Brennstoff ( $\text{UO}_2$ ) aus Leichtwasserreaktoren entweder direkt oder nach Wiederaufarbeitung als verglasten hochaktiver Abfall (HAW) endgelagert werden. Zusätzlich wird in einigen Fällen auch der mittelaktive Abfall aus der Wiederaufarbeitung berücksichtigt. Tabelle 2.7 gibt einen Überblick der Inventare im Referenzfall. Zusätzlich ist in der rechten Spalte das Inventar des HAW angegeben, der bei der Wiederaufarbeitung von MOX-Brennelementen anstelle von  $\text{UO}_2$ -Brennelementen entsteht.

Als Varianten werden betrachtet:

- Einsatz von Mischoxid-Brennelementen (MOX) mit 5-facher Rezyklierung,
- Transmutation eines einzelnen Radionuklids (Np-237) und Erzeugung von Pu-238,
- Verwendung fiktiver Abtrennfaktoren für alle untersuchten Radionuklide,
- Transmutation aller Aktiniden und Zufügen der Spaltprodukte des HAW zum MAW.

Der Einsatz von MOX-Brennelementen ist eine erprobte Technik. Es wird angenommen, daß die MOX-Brennelemente wiederaufgearbeitet werden und daß der entstehende HAW nach 5-facher Rezyklierung endgelagert wird. Die Nuklidinventare dieses HAW wurden aus speziellen Abbrandrechnungen [ 7 ] entnommen und gegebenenfalls um die Inventare einiger Nuklide ergänzt, die in [ 7 ] nicht berechnet wurden. Die ergänzten Inventare wurden aus Abbrandrechnungen entnommen, bei denen HAW nach einmaliger Rezyklierung des MOX entsteht.

**Tabelle 2.7:** Anfangsinventare ausgewählter Radionuklide im Endlager bei Transmutation. MOX nach 5-maliger Rezyklierung.

Radionuklid	Inventar im Endlager bei UO <sub>2</sub> -Brennstoff [Bq]		Inventar MOX [Bq]
	direkte Endlagerung	HAW	HAW
C-14	$6,66 \cdot 10^{13}$	0,00	0,00
Ni-59	$7,38 \cdot 10^{14}$	$9,45 \cdot 10^{10}$	$9,45 \cdot 10^{10}$
Se-79	$2,68 \cdot 10^{13}$	$2,31 \cdot 10^{13}$	$2,29 \cdot 10^{13}$
Tc-99	$9,12 \cdot 10^{14}$	$8,35 \cdot 10^{14}$	$8,35 \cdot 10^{14}$
J-129	$2,32 \cdot 10^{12}$	$2,22 \cdot 10^{07}$	$2,22 \cdot 10^{07}$
Cs-135	$2,60 \cdot 10^{13}$	$2,19 \cdot 10^{13}$	$2,37 \cdot 10^{13}$
Np-237	$2,56 \cdot 10^{13}$	$2,33 \cdot 10^{13}$	$2,26 \cdot 10^{13}$
U-233	$7,01 \cdot 10^{09}$	$3,32 \cdot 10^{09}$	$3,19 \cdot 10^{09}$
U-234	$6,45 \cdot 10^{13}$	$3,34 \cdot 10^{11}$	$1,54 \cdot 10^{10}$
Ra-226	$1,03 \cdot 10^{08}$	$6,96 \cdot 10^{07}$	$6,90 \cdot 10^{07}$

Durch die Transmutation von Np-237 wird Pu-238 erzeugt, das im Vergleich zu Np-237 eine viel kleinere Halbwertszeit hat. Das Pu-238 zerfällt in langlebigere Nuklide (U-234, Ra-226), so daß einerseits das langlebige Nuklid Np-237 entfällt, andererseits andere langlebige Nuklide bei der Langzeitsicherheit zu berücksichtigen sind. In der Variante wurde das Inventar von Pu-238 der Masse des ursprünglich im HAW enthaltenen Np-237 gleichgesetzt.

Als dritte Variante wird angenommen, daß durch Einsatz fortgeschrittener Technologien das Inventar aller Radionuklide um einen bestimmten Faktor reduziert werden kann und daß sich die Zusammensetzung des Sekundärabfalls dadurch nicht verändert. Durch die Reduktion des Gesamtinventars verringert sich auch die Wärmeproduktion durch die Spaltprodukte Sr-90 und Cs-135, so daß eine geringere Temperatur im Endlager berücksichtigt wird. Diese unterstellte vollständige Transmutation von Transuranen, Restaktiniden und Spaltprodukten demonstriert, welchen Einfluß eine Reduktion des Nuklidinventars auf die Langzeitsicherheit haben kann. Als Reduktionsfaktoren wurden Werte von 10, 100 und 10 000 angenommen.

Als vierte Variante wird eine teilweise wirksame Transmutation angenommen, wie sie beispielsweise bei Einsatz schneller Reaktoren und mehrmaliger Wiederaufarbeitung vorkommen kann. Dabei wird kein HAW mehr erzeugt, sondern nur noch MAW. Die ansonsten im HAW enthaltenen Mengen an Spaltprodukten werden dabei dem MAW zugefügt.

Durch Kernspaltung entstehen Spaltprodukte mit den Kernladungszahlen 30 bis 64. Um die vorliegende Analyse zu vereinfachen, wird angenommen, daß sich unabhängig vom eingesetzten Spaltstoff (Uran, Plutonium oder Transplutone) die Mengen der jeweiligen Spaltprodukte nicht ändern. Dies dient der Vereinfachung des Vergleichs mit dem Referenzfall, da zu wenige Rechnungen über die entstehenden Mengen der einzelnen Spaltprodukte bei Transmutation vorliegen.

Als Zwischenlagerzeiten vor der Einlagerung im Endlager wurden für HAW 40 Jahre, für direkt endgelagerte Brennelemente 30 Jahre und für alle anderen Abfälle 0 Jahre angenommen.

## **2.6 Deckgebirge und Biosphäre**

Es werden die Modellierung und die Eingangsdaten des Projektes SAM übernommen [ 5 ]. Der Radionuklidtransport im Deckgebirge wird über einen eindimensionalen Ausbreitungspfad mit linearem Sorptionsansatz berechnet. Die jährlichen Strahlenexpositionen werden mit Hilfe von Konversionsfaktoren aus den Radionuklidkonzentrationen im Grundwasser berechnet.



### 3 Stützender Versatz

Der Versatz der Zugangs- und Verbindungsstrecken in einem Grubengebäude soll dazu dienen, den Laugen- und Nuklidtransport während eines Störfalls zu verzögern. Für die Verfüllung von Strecken in einem Grubengebäude im Salinar ist in erster Linie Salzgrus vorgesehen. Bei Salzgrus führt der konvergenzbedingte Kompaktionsprozeß dazu, daß einerseits Lauge ausgepreßt wird, andererseits aber die Resthohlräume im Lauf der Zeit verschwinden und die Strecke letztendlich laugenundurchlässig wird. Falls jedoch eine frühzeitige Stützwirkung des Gebirges erforderlich ist, kann auch stützendes Versatzmaterial zum Beispiel in Form von Kiessand eingebracht werden. Dann wird durch den Stützdruck die Konvergenz praktisch verhindert, so daß im Störfall keine Lauge aus der Strecke ausgepreßt wird. Andererseits wird die Strecke mit stützendem Versatz immer für Lauge, also auch für kontaminierte Lauge durchlässig sein.

Im folgenden werden die Auswirkungen von stützendem Versatz auf die Nuklidfreisetzung untersucht und mit den Ergebnissen für kompaktierbaren Salzgrusversatz verglichen. Es wird angenommen, daß der stützende Versatz eine hohe Durchlässigkeit hat und daß er in der Zugangsstrecke eingebracht wird.

In den meisten bisherigen Analysen wurde angenommen, daß sich die Schadstoffe in einer Strecke aufgrund eines nicht näher spezifizierten Austauscheffektes schnell durchmischen. Das bedeutet, daß auch bei langen Segmenten ein an einem Ende des Segments eintretender Schadstoff instantan am anderen Ende entsprechend der Verdünnung im Segment wieder austreten kann. Wenn kein Austauscheffekt angenommen werden kann, der diese instantane Durchmischung rechtfertigt, so muß eine Strecke so fein diskretisiert werden, daß der advective Schadstofftransport adäquat beschrieben wird. Adäquat bedeutet hierbei, daß sich bei noch feinerer Diskretisierung die berechneten Schadstoffströme nur noch unwesentlich ändern. In der folgenden Darstellung wird zur Untersuchung dieses Effektes vom "Einfluß der Diskretisierung" gesprochen.

Die Darstellung gliedert sich in vier Teile: Zunächst werden die Auswirkungen des Stützversatzes untersucht, wenn Lauge von außen in das Grubengebäude eindringt. Im zweiten Teil wird eine instantane Flutung des Grubengebäudes mit Lauge unterstellt. Im dritten Teil wird der Einfluß der Konvergenz des Salzgesteins aufgezeigt. Zuletzt wird



untersucht, welchen Einfluß eine feinere Diskretisierung der Zugangsstrecke hat, falls die Annahme der instantanen Durchmischung in der Strecke nicht gerechtfertigt ist.

### **3.1 Ergebnisse der Modellrechnungen für einen Laugenzufluß von außen**

Es wird angenommen, daß Lauge nach 85 Jahren von außen in die Zugangsstrecke eindringt und daß Lauge aus einem begrenzten Laugeneinschluß sofort nach Ende des Verfüllens des Grubengebäudes in den Einlagerungsort fließt. Die Auswirkungen eines sofortigen Laugenzuflusses von außen werden in Kapitel 3.1.3 untersucht, die Auswirkungen im Fall ohne einen begrenzten Laugeneinschluß in Kapitel 3.1.4. Die von außen eindringende Lauge benötigt mehrere Jahre, um die Zugangsstrecke mit Lauge aufzufüllen, da der Strömungswiderstand des Dammes am Eingang der Zugangsstrecke hoch ist.

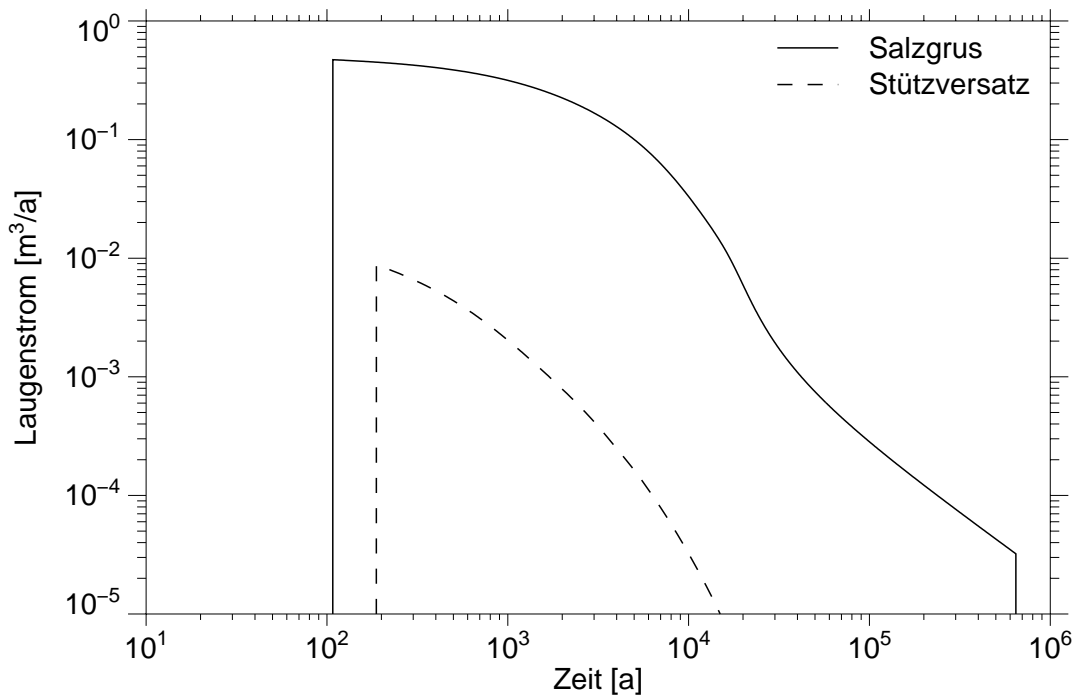
#### **3.1.1 Laugenbewegung bei Laugenzufluß von außen**

Die aus dem begrenzten Laugeneinschluß eindringende Lauge füllt die Einlagerungsstrecke nach rund 16 Jahren vollständig mit Lauge (siehe Tabelle 3.1), so daß ab diesem Zeitpunkt kontaminierte Lauge in die Zugangsstrecke gelangt. Die Laugenmenge reicht aber nicht aus, um die Zugangsstrecke zu fluten, so daß diese erst durch die von außen über den Damm zutretende Lauge vollläuft. Nach Auffüllung der Zugangsstrecke ist das gesamte Grubengebäude geflutet, und Lauge wird durch die konvergenzbedingte Kompaktion der Resthohlräume nach außen ausgepreßt. Bei der salzgrusversetzten Zugangsstrecke beginnt dieser Prozeß nach 108 Jahren, da der Porenraum aufgrund der Kompaktion bereits reduziert ist. Wegen des größeren aufzufüllenden Volumens liegt der Zeitpunkt der Flutung bei der stützend versetzten Zugangsstrecke bei 188 Jahren.

Abbildung 3.1 zeigt die aus dem Grubengebäude austretenden Laugenströme. Entsprechend der früheren Flutung der Zugangsstrecke setzt der Laugenstrom aus dem Grubengebäude bei der salzgrusversetzten Strecke früher ein. Der um fast zwei Größenordnungen höhere Strom wird durch das Auspressen von Lauge aufgrund der

**Tabelle 3.1:** Chronik der Segmente für beide Versatzkonzepte bei Laugenzufluß von außen.

Segment	Zuflußzeiten [a]		Beginn des Auspressens [a]	Laugenbewegung während der Dauer des Szenarios [m <sup>3</sup> ]		Erreichen der Endporosität [a]	Endporosität im Bereich
	Beginn	Ende		Zufluß	Abfluß		
<u>Salzgrusversatz:</u>							
Einschluß	0,1	0,1	0,1	50,0	49,5	5 540	Versatz
Strecke	0,1	16,4	16,6	49,5	39,3	10 590	Versatz
Zugang	16,4	108	108	1 791,2	1 645,6	645 500	Versatz
<u>Stützversatz:</u>							
Einschluß	0,1	0,1	0,1	50,0	49,4	16 660	extern
Strecke	0,1	16,4	16,6	49,4	36,6	16 660	Verschluß
Zugang	16,4	188	188	8 296,7	6,4	-	



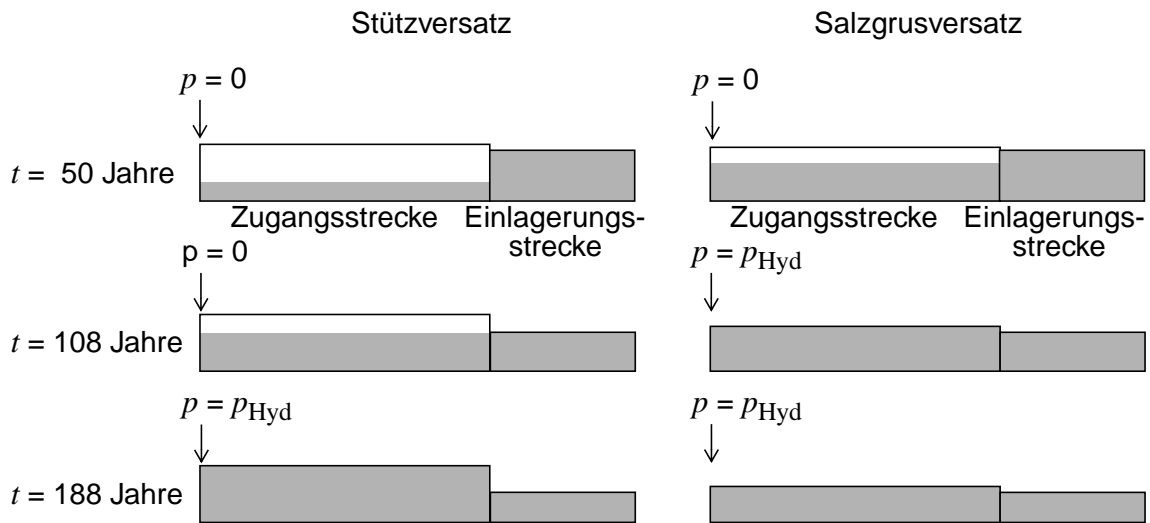
**Abb. 3.1:** Laugenstrom aus dem Grubengebäude für beide Versatzkonzepte bei Laugenzufluß von außen.

Konvergenz der mit Salzgrus versetzten Zugangsstrecke verursacht. Demgegenüber wird der Laugenstrom beim Stützversatz allein durch die konvergenzbedingten Laugenströme der Einlagerungsstrecke und des Laugeneinschlusses verursacht. Wegen der hohen Wärmeentwicklung verläuft der Konvergenzprozeß in der Einlagerungsstrecke anfangs schneller ab als in der salzgrusversetzten Zugangsstrecke, verlangsamt sich aber im Zuge der fortschreitenden Kompaktion und der sinkenden Temperaturen. Zum Zeitpunkt der Flutung des gesamten Grubengebäudes ist der konvergenzbedingte Laugenstrom aus der Einlagerungsstrecke dann gegenüber demjenigen aus der Zugangsstrecke vernachlässigbar.

Mit fortschreitender Konvergenz werden die Resthohlräume in den kompaktierbaren Bereichen letztendlich so weit verdichtet, daß sie nicht mehr für Lauge durchlässig sind. Die verschiedenen Bereiche des Grubengebäudes erreichen diese Endporosität bei den beiden Konzepten zu unterschiedlichen Zeitpunkten. In dem Konzept mit Stützversatz erreicht der Verschuß der Einlagerungsstrecke nach 16 660 Jahren die Endporosität. Dies hat zur Folge, daß keine Lauge mehr aus der Einlagerungsstrecke ausgepreßt wird und daß damit der Laugenstrom aus dem Grubengebäude aufhört, da aus der Zugangsstrecke selbst wegen der Stützwirkung des Versatzes keine Lauge ausgepreßt wird.

In den Rechnungen zum Salzgruskonzept ist das Grubengebäude nach 108 Jahren mit Lauge gefüllt, im Konzept mit Stützversatz erst nach 188 Jahren. In der Periode zwischen diesen beiden Zeitpunkten sind die Laugenbewegungen bei beiden Konzepten unterschiedlich, da sich nach der Flutung ein hoher Laugendruck in den Segmenten aufbaut, der durch den hydrostatischen Außendruck bestimmt wird (siehe Abbildung 3.2). Dadurch ist in dieser Periode der Laugenstrom aus der Einlagerungsstrecke im Konzept mit Salzgrusversatz geringer, da bereits der hydrostatische Druck wirkt. Folglich verringert sich auch das Volumen der Einlagerungsstrecke langsamer. Nach 188 Jahren sind die Grubengebäude bei beiden Konzepten geflutet, aber wegen der weniger weit fortgeschrittenen Kompaktion der Einlagerungsstrecke ist nun der Laugenstrom aus der Einlagerungsstrecke beim Salzgrusversatz größer als beim Stützversatz. Dadurch erreicht der Versatz der Einlagerungsstrecke wegen der nun schnelleren Kompaktion seine Endporosität bereits nach 10 590 Jahren. Die Lauge wird nach diesem

Zeitpunkt nur noch durch die Kompaktion der Zugangsstrecke aus dem Grubengebäude ausgepreßt.

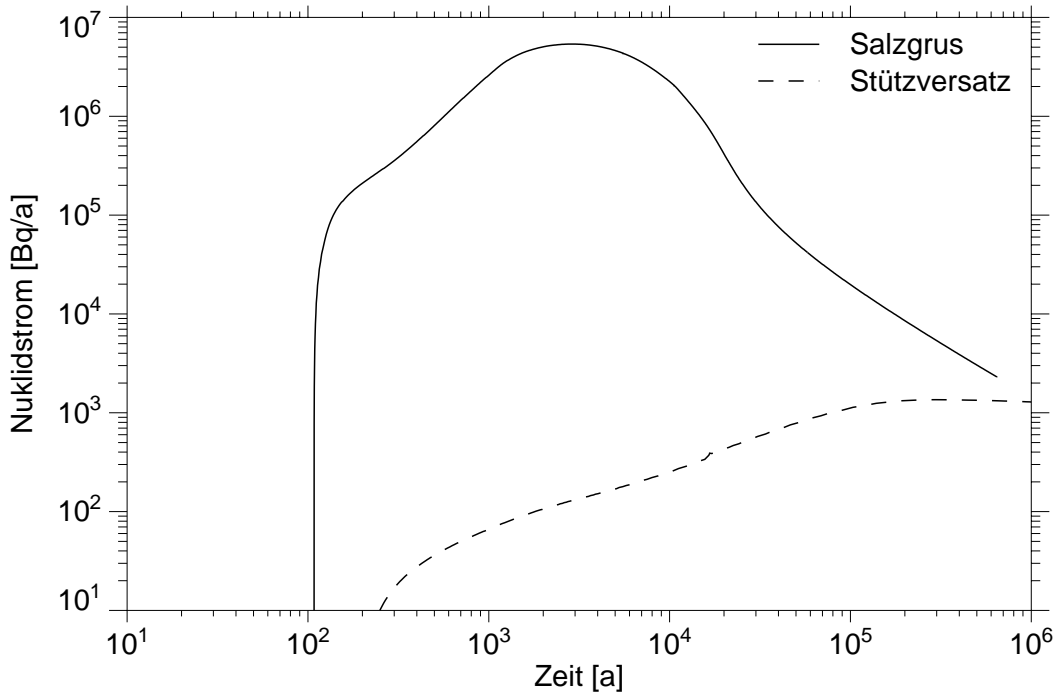


**Abb. 3.2:** Zuflußphase für beide Versatzkonzepte bei Laugenzufluß von außen.

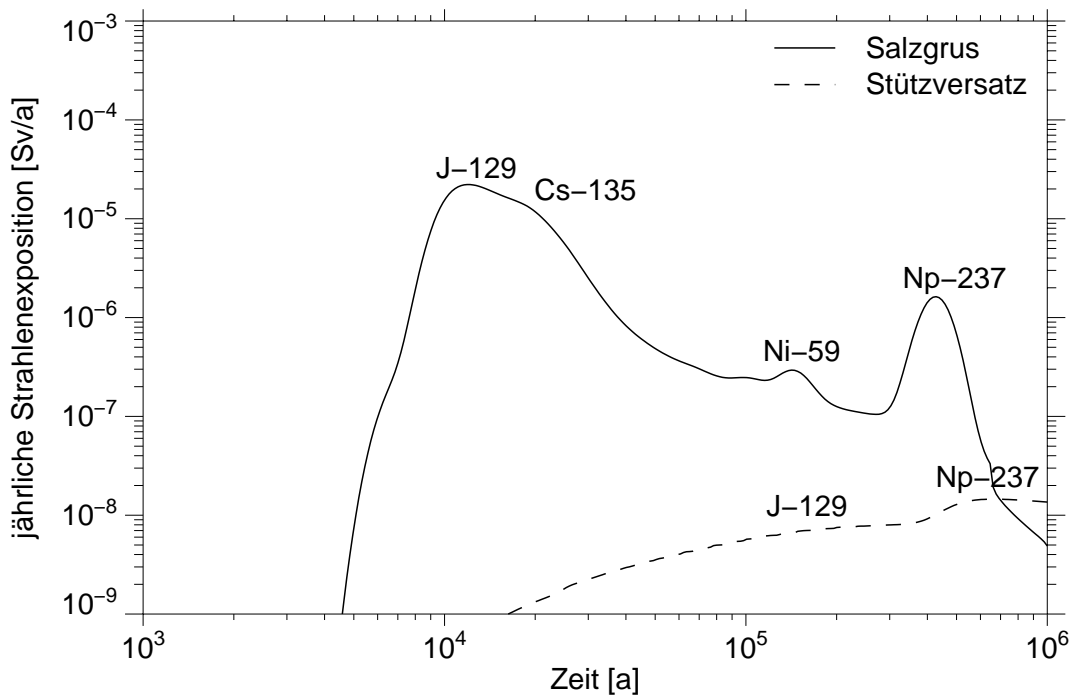
### 3.1.2 Nuklidfreisetzung bei Laugenzufluß von außen

Die Nuklidfreisetzung aus dem Grubengebäude ist in der Abbildung 3.3 am Beispiel von J-129 dargestellt. Der Nuklidstrom ist während der ersten 3 000 Jahre bei dem Konzept mit Stützversatz um mehr als vier Größenordnungen geringer als bei Salzgrusversatz. Danach nimmt er beim Salzgrusversatz wieder ab, beim Stützversatz jedoch weiter zu, so daß sich die Nuklidströme allmählich angleichen. Der Hauptbeitrag zum Nuklidstrom wird im Fall der Salzgrusversetzten Strecke durch die advective Freisetzung infolge der Konvergenz der Zugangsstrecke verursacht. Zudem wird im Fall des stützenden Versatzmaterials die Nuklidkonzentration in der Zugangsstrecke aufgrund des höheren Zuflusses von außen stärker verdünnt, so daß sich die Unterschiede im Nuklidstrom noch deutlicher zeigen. Nach Ende der Laugenfreisetzung nach 16 660 Jahren (siehe Tabelle 3.1) erfolgt die Nuklidfreisetzung beim Stützversatz nur noch diffusiv.

Die Unterschiede in den Nuklidfreisetzungen beider Verfüllkonzepte sind auch bei den Dosisbelastungen in der Biosphäre zu erkennen. Abbildung 3.4 zeigt die Zeitverläufe der Summe der jährlichen Strahlenexpositionen. Beim Verfüllkonzept mit Salzgrus ist



**Abb. 3.3:** Freisetzung von J-129 aus dem Grubengebäude für beide Versatzkonzepte bei Laugenzufluß von außen.



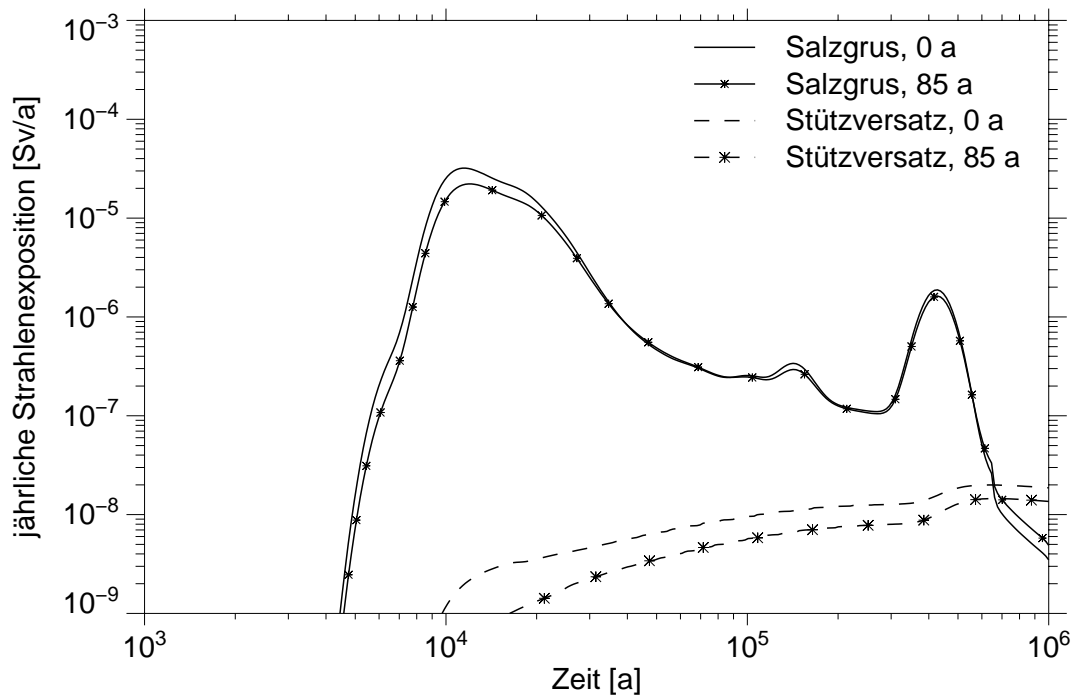
**Abb. 3.4:** Summe der jährlichen Strahlenexpositionen für beide Versatzkonzepte bei einem Laugenzutritt von außen nach 85 Jahren.

J-129 das dosisbestimmende Nuklid, gefolgt von Cs-135 und Np-237. Beim Konzept mit Stützversatz wird die maximale jährliche Strahlenexposition von Np-237 verursacht und der anfängliche Dosisverlauf von J-129 dominiert.

### **3.1.3 Variante: Sofortiger Laugenzutritt von außen**

Wegen des langen Zeitraums bis zur Flutung des Grubengebäudes ist der Zeitpunkt des Laugenzutritts von Bedeutung. Unterstellt man einen sofortigen Laugenzutritt von außen, so dauert es beim Konzept mit Salzgrusversatz nur ca. 40 Jahre, bis der Porenraum der Zugangsstrecke vollständig geflutet ist, beim stützenden Versatz ungefähr 100 Jahre. Die Einlagerungsstrecke wird wieder durch die Lauge aus dem begrenzten Laugeneinschluß nach 16 Jahren vollständig geflutet.

In der Zugangsstrecke mit Salzgrusversatz sind die Porenräume aufgrund der Konvergenz kleiner als beim Stützversatz. Dadurch werden sie früher gefüllt, und durch den hydrostatischen Außendruck steigt der Laugendruck im Grubengebäude früher an. Der gegenüber der Zuflußphase erhöhte Laugendruck bewirkt, daß die Hohlräume in der Einlagerungsstrecke und in der salzgrusversetzten Zugangsstrecke langsamer kompaktiert werden. In dem Zeitraum, bis die Zugangsstrecke bei Stützversatz mit Lauge gefüllt ist, nimmt daher der Porenraum der Einlagerungsstrecke beim Salzgruskonzept weniger stark ab als beim Stützversatzkonzept (siehe auch die Diskussion zu Abbildung 3.2). In der Auspreßphase, wenn die Grubengebäude bei beiden Konzepten mit Lauge gefüllt sind, ist daher der Gesamtströmungswiderstand beim Salzgruskonzept geringer, so daß der ebenfalls geringere Laugendruck zu einem erhöhten Laugenstrom aus der Einlagerungsstrecke führt. Der geringfügig größere Laugenstrom macht sich in einer höheren Nuklidfreisetzung und demzufolge auch einer geringfügig größeren Dosisbelastung in der Biosphäre bemerkbar. Abbildung 3.5 zeigt vergleichend die Zeitverläufe der Summe der jährlichen Strahlenexpositionen für die Konzepte mit Salzgrus und Stützversatz bei einem sofortigen bzw. einem Laugenzutritt nach 85 Jahren.



**Abb. 3.5:** Summe der jährlichen Strahlenexpositionen bei unterschiedlichen Laugenzutrittszeitpunkten für beide Versatzkonzepte.

### 3.1.4 Variante ohne begrenzten Laugeneinschluß

Als weitere Variante wird der Fall betrachtet, daß keine Lauge aus einem begrenzten Einschluß in die Einlagerungsstrecke eindringt. Die offenen und trockenen Porenräume der Einlagerungsstrecke und der salzgrusversetzten Zugangsstrecke werden durch die Konvergenz stärker reduziert, als wenn sie laugegefüllt wären. Das bedeutet auch, daß deren Volumina und Porositäten bis zum Beginn des Laugenzuflusses von außen bereits stark reduziert sind.

Solange eine Strecke nicht vollständig mit Lauge gefüllt ist, verläuft der Konvergenzprozeß ohne Behinderung durch einen Laugengegendruck ab. Zusätzlich ist die Konvergenz bei hohen Temperaturen beschleunigt, so daß der Versatz der Einlagerungsstrecke, die den wärmeproduzierenden Abfall enthält, bereits nach ca. 26 Jahren seine Endporosität erreicht und laugenundurchlässig wird. Auch wenn man einen sofortigen Laugenzutritt von außen unterstellt, kommt es bei keinem der beiden Konzepte - mit

Salzgrusversatz bzw. mit Stützversatz - zu einer Laugen- und Nuklidfreisetzung aus der Einlagerungsstrecke. Dies liegt daran, daß die von außen eindringende Lauge die Zugangsstrecke im Konzept mit Salzgrusversatz erst nach ca. 40 Jahren auffüllt, im Konzept der stützend versetzten Zugangsstrecke sogar erst nach ca. 100 Jahren. Zu diesem Zeitpunkt ist die Einlagerungsstrecke aber jeweils bereits für Lauge undurchlässig.

### **3.1.5 Zusammenfassung der Ergebnisse für einen Zufluß von außen**

Der Stützversatz zeigt unter Berücksichtigung einer Zuflußphase eine deutlich bessere Barrierenwirkung bezüglich der Laugen- und Nuklidfreisetzung als der kompaktierbare Salzgrusversatz. Durch das Fehlen eines konvergenzbedingten Laugenstromes aus der stützend versetzten Strecke wird das Auspressen von Lauge und damit die advective Nuklidfreisetzung stark reduziert. Bei Salzgrusversatz läuft das Grubengebäude schneller mit Lauge voll und es werden zu frühen Zeiten Radionuklide freigesetzt.

Der begrenzte Laugeneinschluß spielt hierbei eine wesentliche Rolle, denn er bewirkt ein frühzeitiges Auffüllen der Einlagerungsstrecke. Dadurch wird die Konvergenz behindert und die Einlagerungsstrecke erreicht ihre Endporosität erst, nachdem Lauge von außen über die Zugangsstrecke bis zur Einlagerungsstrecke gelangt ist. Durch diesen Laugenkontakt kommt es zu einer Freisetzung von Radionukliden, ohne Berücksichtigung eines Laugeneinschlusses jedoch nicht.

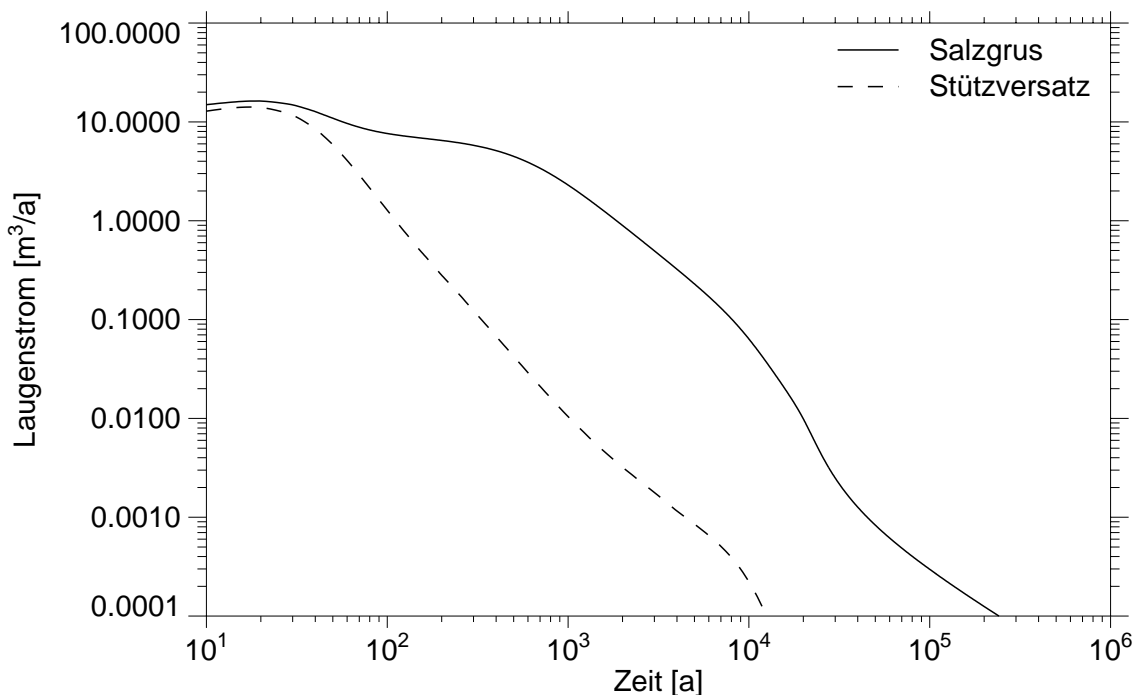
### **3.2 Ergebnisse der Modellrechnungen mit instantaner Flutung des Grubengebäudes**

In den bisherigen Betrachtungen wurde davon ausgegangen, daß das Grubengebäude im Laufe der Zeit durch einen Zufluß von Lauge von außen und aus einem Laugeneinschluß entsprechend den Strömungswiderständen vollläuft. Im folgenden wird angenommen, daß das Grubengebäude instantan geflutet ist, wobei über den Mechanismus des Laugenzutritts keine Aussage gemacht wird. In diesem Fall wird kein Laugeneinschluß berücksichtigt, da dieser zwar zu einer Durchströmung der Einlagerungsstrecke und



damit zu einem geringfügigen Beitrag zur advektiven Freisetzung von Nukliden, gleichzeitig aber zu einer Verdünnung der Nuklidkonzentration in der Einlagerungsstrecke führen würde. Da der Laugeneinschluß keinen wesentlichen Beitrag zu den berechneten Ergebnissen leistet, ist er nicht berücksichtigt worden.

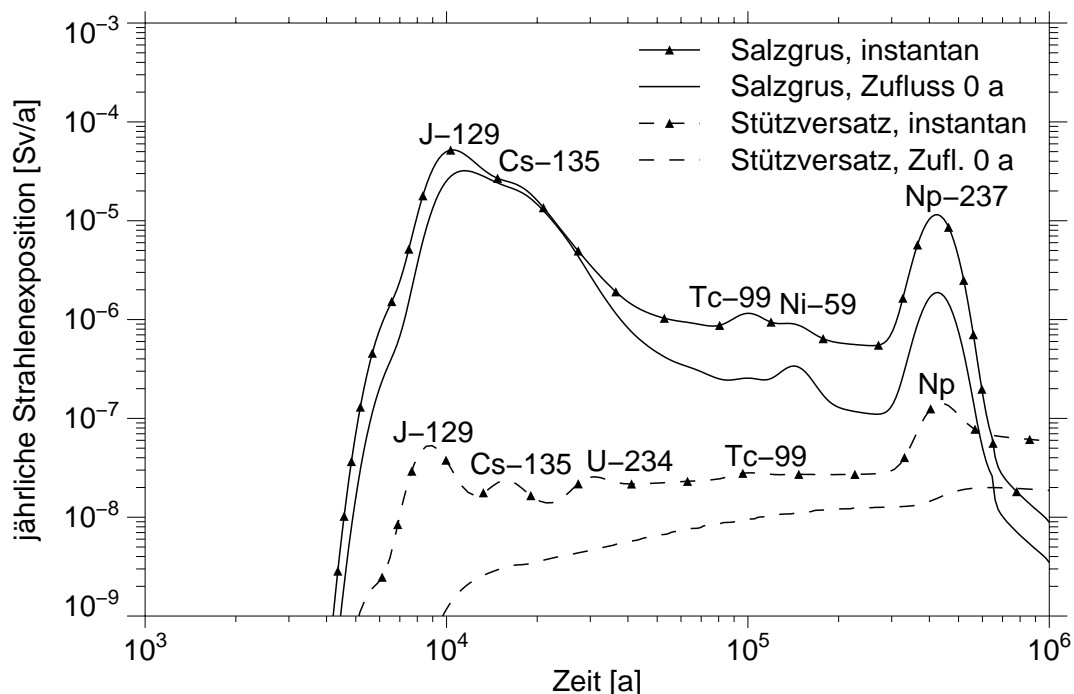
Abbildung 3.6 zeigt die aus den Grubengebäuden austretenden Laugenströme für die beiden Konzepte mit Salzgrusversatz bzw. Stützversatz. In den ersten 50 Jahren sind die Laugenströme bei beiden Konzepten vergleichbar groß. Dies liegt daran, daß zu Beginn die aus der Einlagerungsstrecke ausgepreßte Laugenmenge wegen der hohen Temperaturen groß ist. Beim Stützversatzkonzept ist dies der einzige advektive Antriebsmechanismus. Beim Konzept mit Salzgrusversatz ist der aus der Einlagerungsstrecke ausgepreßte Laugenstrom zu Beginn vergleichbar mit demjenigen aus der Zugangsstrecke, da dort geringere Temperaturen herrschen und die Konvergenz kleiner ist. Zu späteren Zeiten, wenn die Laugenmenge in der Einlagerungsstrecke nur noch gering ist, dominiert der Laugenstrom durch Konvergenz der Zugangsstrecke. Der maximale Laugenstrom wird nach rund 20 Jahren erreicht und beträgt beim Konzept mit Salzgrusversatz  $17 \text{ m}^3/\text{a}$ , beim Konzept mit Stützversatz  $14 \text{ m}^3/\text{a}$ .



**Abb. 3.6:** Laugenstrom aus dem Grubengebäude für beide Versatzkonzepte bei instantaner Flutung.

Verglichen mit dem in Kapitel 3.1 diskutierten Zufluß von außen ist der Laugenstrom deutlich größer, da die Laugenmenge im Grubengebäude größer ist. Bei instantaner Flutung führen der sofortige Beginn der Auspreßphase und der größere Laugenstrom zu einer früheren und höheren Nuklidfreisetzung. Der um mehr als eine Größenordnung größere Laugenstrom führt aber nicht zu einer Erhöhung der Nuklidfreisetzungen in der gleichen Größenordnung. Dies liegt daran, daß aufgrund der größeren Laugenmengen die Verdünnung größer ist und daß insbesondere in der Anfangsphase erst ein geringer Anteil an Nukliden mobilisiert und daher die Lauge nicht so stark kontaminiert ist.

Die Summen der jährlichen Strahlenexpositionen sind in Abbildung 3.7 dargestellt. Sie werden mit den Ergebnissen der Variante mit einem sofort beginnenden Zufluß von außen verglichen. Die Strahlenexpositionen liegen gegenüber derjenigen bei sofortigem Laugenzutritt beim Konzept mit Salzgrusversatz um höchstens einen Faktor 10 höher. Beim Konzept mit Stützversatz führt der anfänglich hohe Laugenstrom aus der Einlagerungsstrecke bei instantaner Flutung zu einem deutlichen Anstieg der jährlichen Strahlenexpositionen. Zu späteren Zeiten sind die Strahlenexpositionen um ca. eine Größenordnung höher als in der Variante mit kontinuierlichem Zufluß.



**Abb. 3.7:** Summen der jährlichen Strahlenexpositionen bei instantaner Flutung im Vergleich zur Variante mit sofortigem Zufluß von außen.

Das Konzept mit Stützversatz weist auch bei instantaner Flutung gegenüber demjenigen mit kompaktierbarem Salzgrusversatz deutlich geringere Laugenströme und Nuklidfreisetzungen auf. Dies liegt wieder an der Stützwirkung, welche das Auspressen kontaminierter Lauge aus der Zugangsstrecke verhindert und damit den kontaminierten Laugenstrom aus dem Grubengebäude insgesamt reduziert.

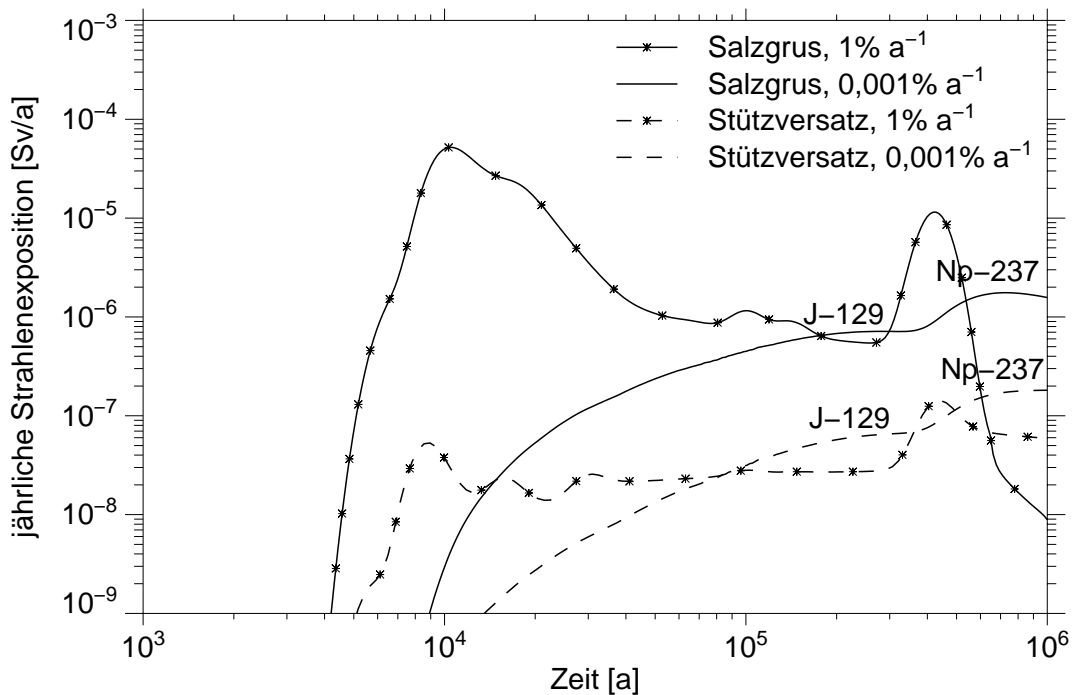
### **3.3 Einfluß der Konvergenzrate**

Da die Unterschiede der Barrierenwirkung zwischen Salzgrusversatz und Stützversatz aus dem Kompaktionsverhalten beider Materialien infolge der Gebirgskonvergenz resultieren, wird im folgenden der Einfluß der Konvergenzrate näher untersucht. Dazu werden die jährlichen Strahlenexpositionen wie in Kapitel 3.2 unter der Annahme der instantanen Flutung des Grubengebäudes berechnet, wobei die Konvergenzrate um drei Größenordnungen verkleinert wird.

Abbildung 3.8 zeigt die zeitlichen Verläufe der Summen der jährlichen Strahlenexpositionen. Die Konvergenzrate von  $1\% \text{ a}^{-1}$  entspricht dem Referenzwert in den bisherigen Rechnungen. Wird die Konvergenzrate verkleinert, so nimmt die Strahlenexposition zu frühen Zeiten deutlich ab, da die Laugenströme aus der Einlagerungsstrecke und aus der Salzgrusversetzten Zugangsstrecke stark reduziert sind. Zu späten Zeiten steigen die Strahlenexpositionen an, wobei zur Dosis nur noch die langlebigen Radionuklide J-129 und Np-237 beitragen.

Die zeitlichen Verläufe der Strahlenexpositionen sind für die beiden Werte der Konvergenzrate stark unterschiedlich. Die ausgeprägten Maxima zu frühen Zeiten werden bei der Konvergenzrate von  $1\% \text{ a}^{-1}$  von der schnellen Freisetzung aus dem Grubengebäude verursacht. Bei der geringen Konvergenzrate von  $0,001\% \text{ a}^{-1}$  dauert die Freisetzung aus dem Grubengebäude sehr lange, so daß kurzlebige Radionuklide nicht mehr zur Strahlenbelastung in der Biosphäre beitragen und die langlebigen Radionuklide die Maxima der Strahlenexposition zu sehr späten Zeiten verursachen.

Die Unterschiede in den Konzepten für Salzgrusversatz und Stützversatz sind auch bei der Variante mit kleiner Konvergenzrate wie in den bisherigen Rechnungen zu beobach-



**Abb. 3.8:** Summen der jährlichen Strahlenexpositionen für beide Versatzkonzepte bei großer und kleiner Konvergenzrate.

ten. Jedoch sind die Unterschiede in den Strahlenexpositionen nicht so groß wie bei der Konvergenzrate von 1% a<sup>-1</sup> und betragen etwa eine Größenordnung.

### 3.4 Einfluß der Ortsdiskretisierung

In den bisherigen Rechnungen wurde die Zugangsstrecke als ein nicht weiter unterteiltes Segment modelliert. Dies ist gerechtfertigt, wenn von einer schnellen Durchmischung innerhalb der Strecke, beispielsweise durch Konvektion, ausgegangen werden kann. Ist dies nicht der Fall, so werden die Nuklide hauptsächlich advektiv mit dem Laugenstrom durch einen versetzten Streckenabschnitt transportiert, wobei der Laugenstrom durch die Gebirgskonvergenz verursacht wird. Dieser Transport ist durch eine Kolbenströmung gekennzeichnet, wobei sich die aufgeprägte Konzentration allmählich in den Versatzbereich hineinbewegt; zusätzlich wird er durch Diffusion und Dispersion überlagert. Die Modellierung einer solchen Konzentrationsfront erfordert eine hinreichend feine Ortsdiskretisierung.

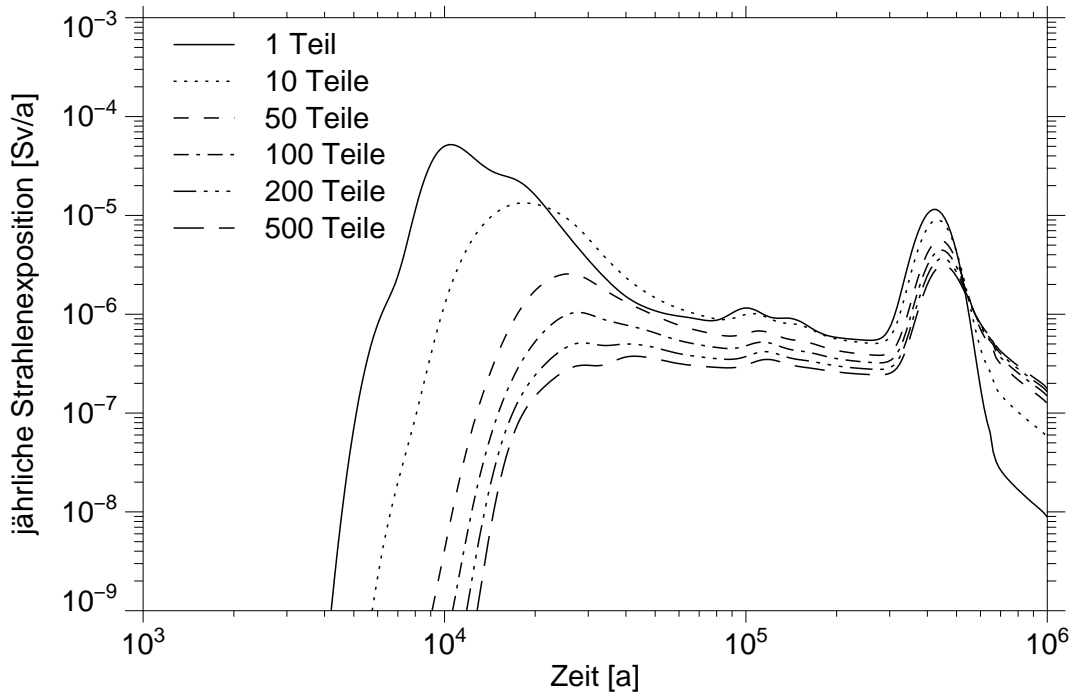
Im folgenden wird untersucht, wie sich unterschiedlich feine Diskretisierungen auf die berechneten Radionuklidfreisetzungen auswirken. Dafür wird die Zugangsstrecke in gleich große Teile gegliedert, die zwischen 2 und 100 m lang sind. Eine eventuelle Ortsabhängigkeit der Konvergenzrate entlang der Strecke wird vernachlässigt.

Die Abbildung 3.9 und 3.10 zeigen die berechneten Zeitverläufe der jährlichen Strahlenexpositionen für die Konzepte mit Salzgrus- bzw. Stützversatz. Daraus ist zu entnehmen, daß die Ortsdiskretisierung einen gravierenden Einfluß auf die Rechenergebnisse hat. Mit zunehmender Verfeinerung der Diskretisierung wird eine deutliche Verzögerung und Verringerung des Maximums der Strahlenexposition erkennbar. Beim Konzept mit Stützversatz spielen nur noch die langlebigen Nuklide Np-237 und J-129 eine Rolle, das Maximum tritt erst nach 3,6 Millionen Jahren auf.

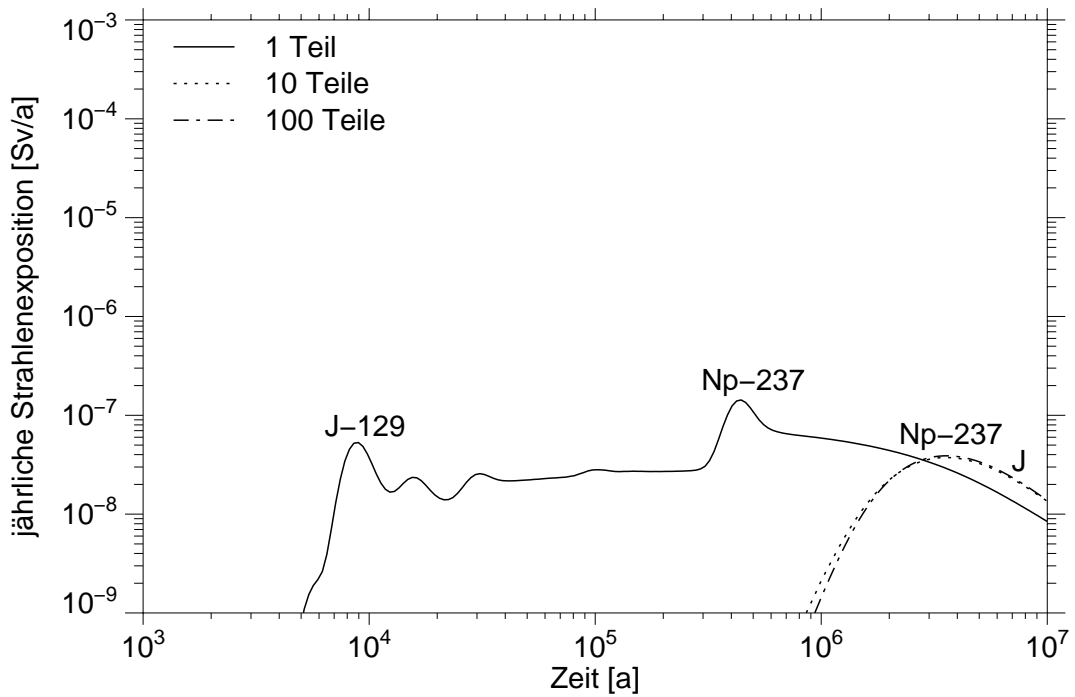
Eine zufriedenstellende Genauigkeit der Berechnungen wird beim Stützversatzkonzept bereits mit einer Unterteilung in 10 Abschnitte von je 100 m Länge erreicht, beim Salzgrusversatz sind dagegen mindestens 200 Teile von 5 m Länge erforderlich.

Der Einfluß der Ortsdiskretisierung ist folgendermaßen zu begründen: Durch die Aufteilung der Zugangsstrecke in kleine Abschnitte stellt sich ein Konzentrationsgradient entlang der Strecke ein, während ohne Aufteilung eine schnelle Durchmischung in der Strecke angenommen wird. Beim Konzept mit Stützversatz ist der Nuklidtransport durch die Abschnitte der Zugangsstrecke langsamer als beim Konzept mit Salzgrusversatz, denn der advektive Anteil des Laugenstroms aus der Zugangsstrecke entfällt. Außerdem erreicht der Verschuß der Einlagerungsstrecke nach 23 000 Jahren die Endporosität, so daß die Freisetzung aus der Zugangsstrecke dann nur noch diffusiv erfolgt, da es keinen Laugenstrom mehr gibt.

Im Konzept mit Salzgrusversatz ändert sich folglich die Nuklidfreisetzung mit feinerer Diskretisierung kontinuierlich, beim Konzept mit Stützversatz jedoch grundlegend, da zu späten Zeiten nur noch der langsame Prozeß der Diffusion relevant ist. Dies ist in Abbildung 3.10 daran zu erkennen, daß nur noch Strahlenexpositionen im Bereich über 1 Million Jahren auftreten. Die jährlichen Strahlenexpositionen sind dann nahezu unabhängig von der Diskretisierung, denn die Diffusion wird von der Diskretisierung kaum beeinflußt.



**Abb. 3.9:** Salzgruskonzept: Einfluß der Ortsdiskretisierung auf die Summe der jährlichen Strahlenexpositionen.



**Abb. 3.10:** Stützversatzkonzept: Einfluß der Ortsdiskretisierung auf die Summe der jährlichen Strahlenexpositionen.

Die für eine adäquate Modellierung notwendige Feinheit der Diskretisierung läßt sich aus theoretischen Überlegungen ableiten. Die Gitter-Pecletzahl beschreibt bei Strömungen in porösen Medien das Verhältnis von Advektion zu Dispersion. Bei einer Pecletzahl von zwei ist die numerische Dispersion aus der Ortsdiskretisierung genauso groß wie die physikalische Dispersion. Da bei einer Diskretisierung in 2 m lange Streckenabschnitte die Pecletzahl immer noch 20 beträgt, ist der Einfluß der numerischen Dispersion noch beträchtlich gegenüber der physikalischen. Erst für eine noch feinere Ortsdiskretisierung würde man beim Salzgruskonzept eine numerische Konvergenz der Dosisverläufe erzielen. Für die Modellierung eines advektiv geprägten Nuklidtransports ist daher eine ausreichend feine Ortsdiskretisierung zu gewährleisten.

### 3.5 Zusammenfassung der Ergebnisse zum Stützversatz

Das in diesem Bericht verfolgte Konzept des Stützversatzes sieht vor, daß eine Zugangsstrecke vor einem Einlagerungsbereich mit einem Material versetzt wird, das durch Gebirgskonvergenz nicht kompaktiert und daher einen zusätzlichen advektiven Laugenstrom aus dieser Strecke verhindert. Bei dem hier betrachteten einfachen Grubengebäude, das nur aus einer Einlagerungsstrecke und einer Zugangsstrecke besteht, führt dieses Konzept zu erheblichen Reduktionen in den Nuklidfreisetzungen. Der Einlagerungsort erreicht früh seine Endporosität, so daß ab diesem Zeitpunkt keine advektive Freisetzung aus dem Grubengebäude mehr auftritt. Der Effekt ist umso größer, je später Lauge in das Grubengebäude eindringt. Wird eine kleine Konvergenzrate angenommen, wie sie an anderen Endlagerstandorten vorkommen kann, so sind die Unterschiede zwischen beiden Konzepten geringer. Insgesamt zeichnet sich das Konzept des Stützversatzes gegenüber dem Salzgruskonzept durch eine deutlich geringere Strahlenexposition aus.

Der Einfluß der Diskretisierung einer langen Zugangsstrecke auf die Rechenergebnisse zur Nuklidfreisetzung ist erheblich, insbesondere auf den zeitlichen Verlauf der Freisetzung, jedoch weniger auf die maximale Summendosis. Eine grobe Diskretisierung, die nur bei Annahme einer schnellen Durchmischung in der Strecke gerechtfertigt ist, führt zu konservativen Ergebnissen mit einem frühen Beginn der Nuklidfreisetzung. Ist die Annahme einer schnellen Durchmischung nicht gerechtfertigt, so muß der advektive Transport durch eine hinreichend feine Diskretisierung der Strecke modelliert werden. Für diesen Fall wurde festgestellt, daß beim Konzept mit Stützversatz die Nuklide nur noch diffusiv aus dem Grubengebäude freigesetzt werden, da der advektive Anteil nur durch die Konvergenz der Einlagerungsstrecke verursacht wird und dieser Prozeß aufhört, bevor die Radionuklide durch die Zugangsstrecke ins Deckgebirge gelangen. Obwohl sich der zeitliche Beginn der Freisetzung durch die feinere Diskretisierung stark verzögert, sind die Maxima der berechneten Strahlenexpositionen nur wenig von der Diskretisierung abhängig. Bei diffusivem Transport sind also die Radionuklidströme vergleichbar mit denjenigen bei advektivem Transport. Dies liegt daran, daß der advektive Strom in dem gerechneten Beispiel mit nur einer Einlagerungsstrecke sehr gering ist.





## **4 Zwischenstopfen im Bohrloch**

Als technisches Konzept für die Einlagerung hochradioaktiver Abfälle aus der Wiederaufarbeitung abgebrannter Brennelemente wird eine Bohrlochlagerung untersucht. Bei diesem Konzept werden Edelstahlkokillen mit verglastem HAW verwendet, von denen etwa 240 Stück in ein 300 m tiefes Bohrloch gelangen. Da die Kokillen gegen die Belastung der Gebindesäule nicht ausgelegt sind, können Zwischenstopfen in das Bohrloch eingebaut werden, die dann die Last der darüberliegenden Behälter an das Gebirge weitergeben. Dieser Lastabtrag würde gewährleisten, daß die Behälter im trockenen Zustand intakt bleiben. Außerdem kompaktiert ein Zwischenstopfen unter der hohen Wärmeentwicklung in einem HAW-Bohrloch schnell und führt zu einem sicheren Einschluß der Behälter unterhalb des Stopfens, sofern keine Lauge von unten über einen Laugeneinschluß in das Bohrloch gelangt. Im folgenden werden verschiedene Anzahlen von Zwischenstopfen angenommen und deren Auswirkungen auf die Radionuklidfreisetzung untersucht.

### **4.1 Modellierung des Bohrlochs und der Zwischenstopfen**

Das mit Kokillen gefüllte Bohrloch wird mit einem Verschuß aus vorkompaktiertem Material versehen, das sich wie Salzgrus verhält. Durch die Konvergenz des umgebenden Salzgesteins wird der Verschuß kompaktiert, so daß sich dessen Querschnitt, Porosität und Permeabilität mit der Zeit reduzieren.

Der nach der Einlagerung vorhandene Ringspalt um die Kokillen wird vernachlässigt. Dies ist durch die Wärmeproduktion des eingelagerten Abfalls gerechtfertigt, da die Konvergenz des umgebenden Steinsalzes durch hohe Temperaturen beschleunigt wird und daher dieser Ringspalt nach wenigen Monaten geschlossen ist.

In den Rechnungen wird angenommen, daß alle Behälter intakt bleiben, solange das Bohrloch trocken ist, d. h. insbesondere, daß sie dem radial auflaufenden Gebirgsdruck standhalten und sich das Volumen im Abfallgebäude nicht reduziert. Erst nach einem Laugenzutritt fallen die Kokillen infolge fortschreitender Korrosion aus, so daß auch die Hohlräume innerhalb der Kokille durch den Druck des auflaufenden Gebirges verklei-

ner werden. Das Versagen der Behälter unmittelbar ab Laugenzutritt wird durch eine mittlere Lebensdauer von 5 Jahren berücksichtigt. Als Verteilungsfunktion für die Lebensdauer wird eine Exponentialverteilung angesetzt. Die Stützwirkung der Kokillen wird über einen Reduktionsfaktor von 0,1 berücksichtigt, d. h. verglichen mit einem nur mit Salzgrus versetzten Bohrloch gleicher Porosität läuft die Volumenverkleinerung durch Konvergenz 10-fach langsamer ab.

Unter dem Druck der bis zu 300 m langen Gebindesäule können die Kokillen in einem Bohrloch bereits vor Laugenzutritt zerstört werden, da sie nicht für diese Belastungen ausgelegt sind. Durch das Einbringen von Stopfen innerhalb der Säule kann die Last auf das umgebende Gestein abgetragen werden. Dadurch wird verhindert, daß die Behälter bereits vor einem Laugenzutritt ausfallen.

Die Zwischenstopfen werden in gleichmäßigen Abständen in das Bohrloch eingebracht. Es wird angenommen, daß die Stopfen aus Salzgrus hergestellt werden, kompaktierbar sind und sich wie Salzgrus mit einer Anfangsporosität von 10% verhalten. Durch die Gebirgskonvergenz werden sie bereits vor Laugenzutritt verdichtet. Als geometrische Abmessungen der Stopfen werden der Bohrlochdurchmesser und eine Höhe von 0,65 m angenommen.

Zunächst werden vier Zwischenstopfen im Bohrloch betrachtet. Das heißt es wird angenommen, daß jeweils 48 der 240 Kokillen übereinandergestapelt und mit einem Zwischenstopfen abgedeckt werden, so daß sich eine Gebindesäule zwischen den Stopfen von 61 m ergibt. Die Stopfen befinden sich damit in Tiefen von 71 m, 132,7 m, 194,3 m und 256 m unterhalb des Streckenniveaus. Zur Bewertung des Einflusses der Stopfen wird ihre Anzahl variiert.

#### **4.2 Einfluß einer teufenabhängigen Modellierung des Bohrlochs auf die Laugen- und Nuklidfreisetzung**

Mit zunehmender Tiefe des Bohrlochs steigt die Konvergenzrate an, da der Gebirgsdruck und die Gebirgstemperatur mit der Tiefe zunehmen. Um die teufenabhängige Konvergenz eines Bohrlochs ohne Zwischenstopfen zu berücksichtigen, wird für die

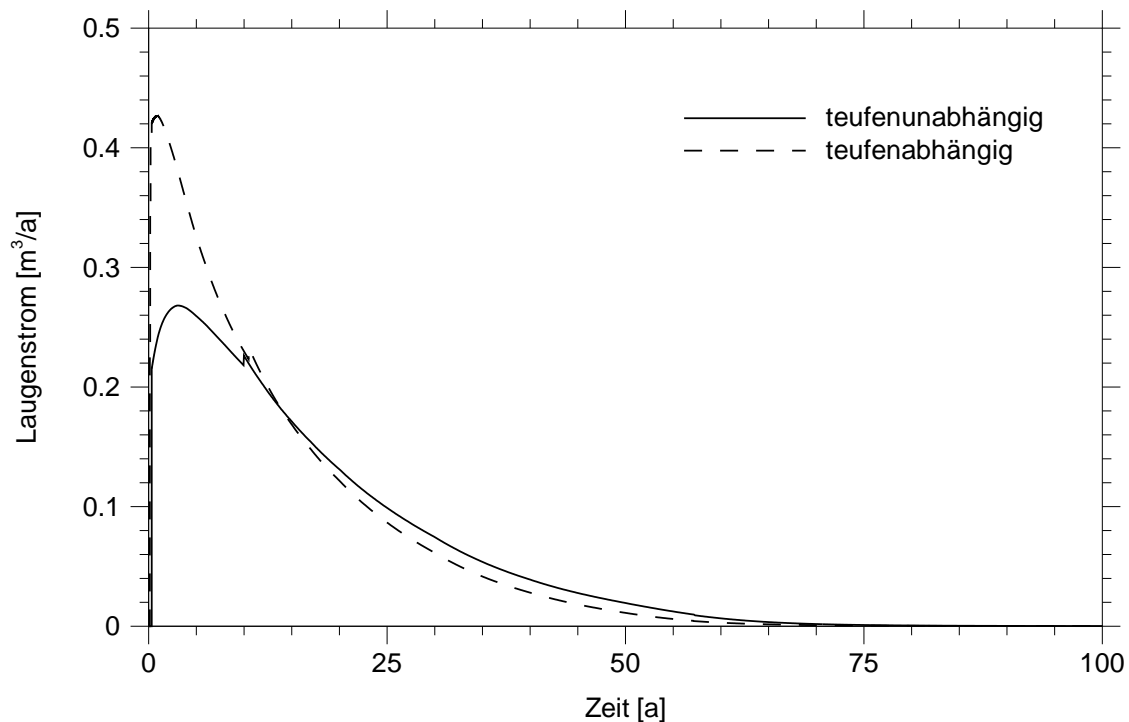
Rechnungen in den Kapiteln 4.3 bis 4.4 das Bohrloch feiner diskretisiert, d. h. in 5 Teile geteilt. Im folgenden wird gezeigt, welchen Einfluß diese Berücksichtigung der Teufenabhängigkeit hat, verglichen mit dem Fall ohne Teufenabhängigkeit, bei dem das Bohrloch aus nur einem Segment besteht. Für die Beschreibung der teufenunabhängigen Konvergenz werden die Werte der Gebirgstemperatur und des Gebirgsdrucks auf dem Niveau der Beschickungsstrecke des Bohrlochs verwendet.

Abbildung 4.1 zeigt den durch Konvergenz des vollständig gefluteten Bohrlochs verursachten Laugenstrom mit und ohne Teufenabhängigkeit der Konvergenz. Die Flutung des Bohrlochs erfolgt über einen Laugeneinschluß am unteren Ende des Bohrlochs, wie in Kapitel 4.3.1 beschrieben wird. Der aus dem Laugeneinschluß durch das Bohrloch fließende Laugenstrom ist in der Abbildung nicht berücksichtigt. Mit Teufenabhängigkeit der Konvergenz ist der Laugenstrom anfangs um den Faktor 2 größer, da die unteren Bohrlochabschnitte schneller kompaktieren als der obere Abschnitt. Dadurch nimmt auch der gesamte Strömungswiderstand des Bohrlochs schneller zu als ohne Berücksichtigung der Teufenabhängigkeit. Dies führt in Zusammenhang mit den kleineren Laugenvolumina dazu, daß der Laugenstrom im Laufe der Zeit stark absinkt und nach rund zehn Jahren dann kleiner ist als ohne Berücksichtigung der Teufenabhängigkeit.

Ohne und mit Berücksichtigung der Teufenabhängigkeit erreicht der Laugeneinschluß die Endporosität nach ca. 10 Jahren, so daß die Lauge aus dem Bohrloch ab diesem Zeitpunkt nur noch aufgrund der Konvergenz des Bohrlochs freigesetzt wird. In Tabelle 4.1 sind die in das Bohrloch zu- und abgeflossene sowie für zwei Zeitpunkte die durch Konvergenz des Bohrlochs ausgepreßte Laugenmenge aufgelistet. Bei einer

**Tabelle 4.1:** Laugenbewegung innerhalb von  $10^6$  Jahren im Bohrloch.

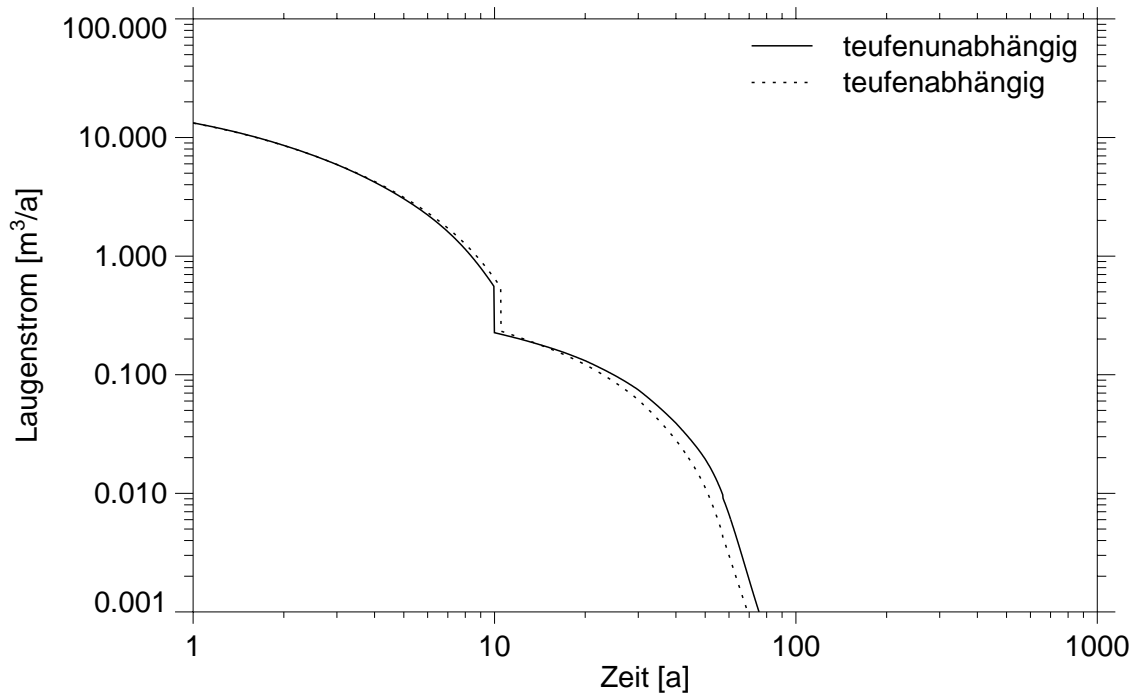
	Zufluß [m <sup>3</sup> ] gesamt	gesamt	Abfluß [m <sup>3</sup> ]	
			Anteil, durch Konvergenz des Bohrlochs ausgepreßt	
			10 Jahre	100 Jahre
teufenabhängig	49,6	49,0	3,2	6,5
teufenunabhängig	49,6	48,6	2,4	6,2



**Abb. 4.1:** Nur durch Konvergenz des Bohrlochs verursachter Laugenstrom ohne und mit Berücksichtigung der Teufenabhängigkeit der Konvergenz.

teufenabhängigen Modellierung ist der gesamte Abfluß aus dem Bohrloch geringfügig größer als bei teufenunabhängiger Modellierung. Bereits nach 10 Jahren sind bei Berücksichtigung der Teufenabhängigkeit ca. 50% der insgesamt durch Konvergenz freigesetzten Laugenmenge ausgepreßt. Die ausgepreßte Laugenmenge ist zu diesem Zeitpunkt um den Faktor 1,4 größer als bei teufenunabhängiger Modellierung. Nach rund 100 Jahren ist in beiden Fällen knapp 90% der im Bohrloch vorhandenen Laugenmenge ausgepreßt und die Konvergenz des Bohrlochs nahezu abgeschlossen. Die Freisetzung aus dem Bohrloch ist beendet, wenn der Verschuß der Beschickungsstrecke nach 20 000 Jahren die Endporosität erreicht. Bis zu diesem Zeitpunkt ist bei teufenabhängiger Modellierung eine etwas stärkere Gesamtkompaktion des Bohrlochs erreicht und damit eine etwas größere Laugenmenge ausgepreßt.

Die zeitlichen Verläufe der Laugenströme aus dem Bohrloch sind für beide Modellierungen in Abbildung 4.2 dargestellt. Zu Beginn sind die Laugenströme durch den konvergenzbedingten Anteil aus dem Laugeneinschluß geprägt, so daß sie in den ersten fünf



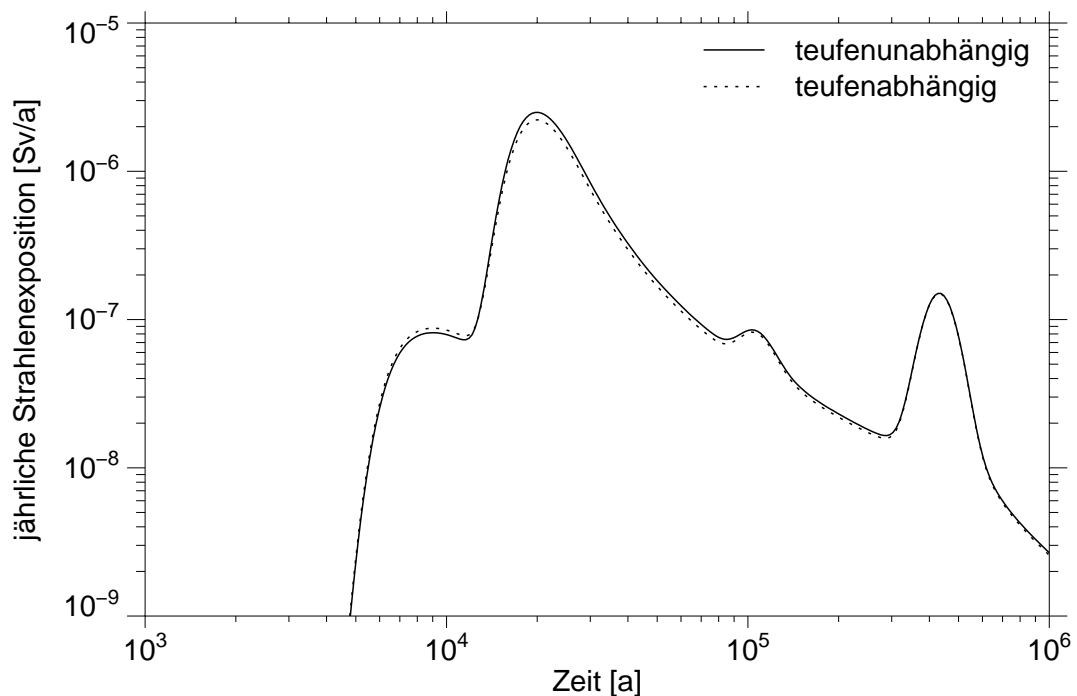
**Abb. 4.2:** Laugenfreisetzung aus dem Bohrloch bei teufenabhängiger bzw. teufenunabhängiger Modellierung der Bohrlochkonvergenz.

Jahren nahezu identisch verlaufen. Danach läßt der Strom aus dem Laugeneinschluß nach und der Strom in der Modellierung mit teufenabhängiger Konvergenz ist geringfügig größer. Dies liegt an dem anfänglich höheren Anteil des durch Bohrlochkonvergenz verursachten Laugenstroms. Zu späteren Zeiten ist der Laugenstrom geringer als in der Variante ohne Berücksichtigung der Teufenabhängigkeit, da das im Bohrloch verbliebene Restvolumen an Lauge kleiner ist.

Aus den bisherigen Darstellungen ergibt sich, daß die Laugenbewegung im Bohrloch in beiden Varianten nach spätestens 100 Jahren abgeschlossen ist. Bis zu diesem Zeitpunkt ist die Mobilisierung der Radionuklide aus den Behältern wegen der langen Mobilisierungsdauer gering. Daher werden sie auch nur zu einem geringen Teil advektiv mit der Lauge aus dem Bohrloch freigesetzt. Bis zum Zeitpunkt 10 Jahre sind ca. 4% des Cs-135-Inventars aus dem Bohrloch freigesetzt und nach 100 Jahren ca. 57%. Nach 100 Jahren erfolgt die Nuklidfreisetzung aus dem Bohrloch überwiegend diffusiv, d. h. mit einer viel geringeren Rate als bei advektiver Freisetzung. Nach rund 20 000 Jahren erreicht der Verschuß der Beschickungsstrecke die Endporosität, so daß nur noch die

bereits in die Verbindungsstrecke und in die Zugangsstrecke gelangten Nuklide aus dem Grubengebäude freigesetzt werden.

In Abbildung 4.3 sind die berechneten Strahlenexpositionen in der Biosphäre für beide Varianten dargestellt. Es sind kaum Unterschiede zu erkennen, das Maximum der Strahlenexposition ist aber bei der Variante ohne Berücksichtigung der Teufenabhängigkeit geringfügig größer. Die sehr geringen Unterschiede bei der Freisetzung von Radionukliden aus dem Grubengebäude führen also auch nur zu geringen Unterschieden bei den Strahlenexpositionen. Es kann daher im Prinzip auf eine ortsdiskrete Modellierung verzichtet werden. Aus Gründen der Konsistenz beim Vergleich der Rechnungen mit und ohne Zwischenstopfen wird im folgenden die Teufenabhängigkeit berücksichtigt, d. h. auch das Bohrloch ohne Zwischenstopfen wird in 5 Teile unterteilt.



**Abb. 4.3:** Summe der jährlichen Strahlenexpositionen bei teufenabhängiger bzw. teufenunabhängiger Modellierung der Bohrlochkonvergenz.

### 4.3 Ergebnisse der Modellrechnungen

#### 4.3.1 Laugenbewegung ohne und mit Zwischenstopfen

Der aus dem begrenzten Laugeneinschluß in das Bohrloch zufließenden Lauge steht nur das Porenvolumen in den Kokillen zur Verfügung. Dieses ist mit  $7,2 \text{ m}^3$  sehr gering, so daß in weniger als einem Jahr das Bohrloch vollständig mit Lauge geflutet ist (siehe Tabelle 4.2). Danach wird die Lauge über den Bohrlochverschluß weiter in die Beschickungsstrecke gepreßt. Hier steht zunächst genug Versatzhohlraum zur Verfügung, um die Lauge aus dem Laugeneinschluß aufzunehmen. Erst mit dem Zufluß von außen über die Zugangsstrecke wird das gesamte Grubengebäude vollständig mit Lauge aufgefüllt. Dies passiert nach rund 110 Jahren.

**Tabelle 4.2:** Chronik der Segmente für den Referenzfall  $T_L = 85$  Jahre.  
Ohne Zwischenstopfen. Unterteilung des Bohrlochs in 5 Teile.

Segment	Zuflußzeiten [a]		Beginn des Auspressens [a]	Laugenbewegung während der Dauer des Szenarios [ $\text{m}^3$ ]		Erreichen der Endporosität [a]	Endporosität im Bereich
	Beginn	Ende		Zufluß	Abfluß		
Einschluß	0,1	0,1	0,1	50,0	49,6	10	Versatz
BH 5	0,1	0,1	0,1	49,6	49,5	20 040	extern
BH 4	0,1	0,2	0,2	49,5	49,4	20 040	extern
BH 3	0,2	0,2	0,2	49,4	49,2	20 040	extern
BH 2	0,2	0,3	0,3	49,2	49,1	20 040	extern
BH 1	0,3	0,3	0,3	49,1	49,0	20 040	extern
Beschickg.	0,3	57	57	49,0	35,7	20 040	Verschluß
Verbindung	57	110	110	180	175	-	
Zugang	85	108	110	2 065	2 019	-	

Ohne Zwischenstopfen erhöht sich der Strömungswiderstand nur langsam, da wegen der Stützwirkung der Abfallgebände das Porenvolumen nur langsam durch den Konvergenzprozeß verringert wird. Dadurch wird die Lauge aus dem Laugeneinschluß schnell ausgepreßt und dieser erreicht bereits nach 10 Jahren die Endporosität. Nach diesem Zeitpunkt geht der Laugenstrom aus dem Bohrloch in die Beschickungsstrecke deutlich



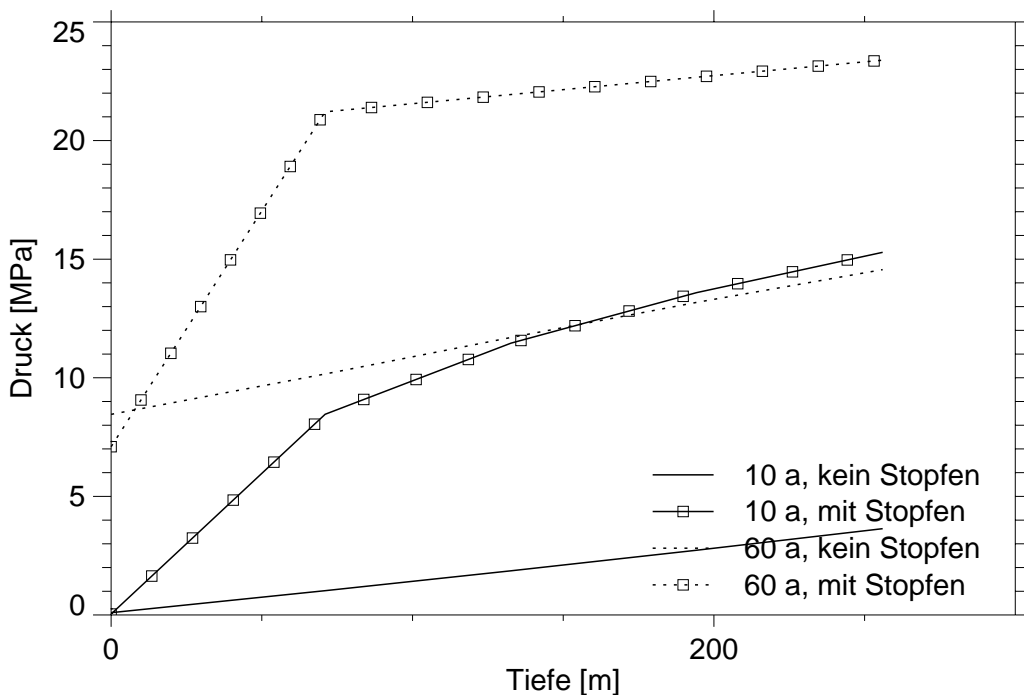
zurück, denn die Lauge wird nur noch aufgrund der Bohrlochkonvergenz ausgepreßt. Die Beschickungsstrecke ist nach 57 Jahren vollständig mit Lauge gefüllt und preßt dann Lauge in die Verbindungsstrecke aus. Das gesamte Hohlraumvolumen der Verbindungsstrecke wird aber erst mit der Lauge aufgefüllt, die von außen in das Grubengebäude eindringt. Mit der Flutung des gesamten Grubengebäudes nach 110 Jahren steht der volle Druck der Laugensäule an, so daß es zu einem erneuten Druckanstieg im Bohrloch und damit zu einer Reduktion der Konvergenz kommt. Dieser Effekt bewirkt ein erneutes Absinken des Laugenstroms aus dem Bohrloch.

Werden Zwischenstopfen in das Bohrloch eingebracht, so erhöht sich der Strömungswiderstand über die gesamte Länge des Bohrlochs schnell, da die Zwischenstopfen wegen ihrer geringen Stützwirkung anfänglich stark kompaktiert werden. Dadurch wird die Lauge aus dem Laugeneinschluß langsamer ausgepreßt und der Laugeneinschluß erreicht keine Endporosität mehr (siehe Tabelle 4.3). Die Beschickungsstrecke ist erst nach 65 Jahren mit Lauge gefüllt. Das Hohlraumvolumen in der Verbindungsstrecke wird wie im Fall ohne Zwischenstopfen erst mit der von außen über die Zugangsstrecke zutretenden Lauge nach 110 Jahren vollständig aufgefüllt.

**Tabelle 4.3:** Chronik der Segmente für ein Bohrloch mit 4 Zwischenstopfen.

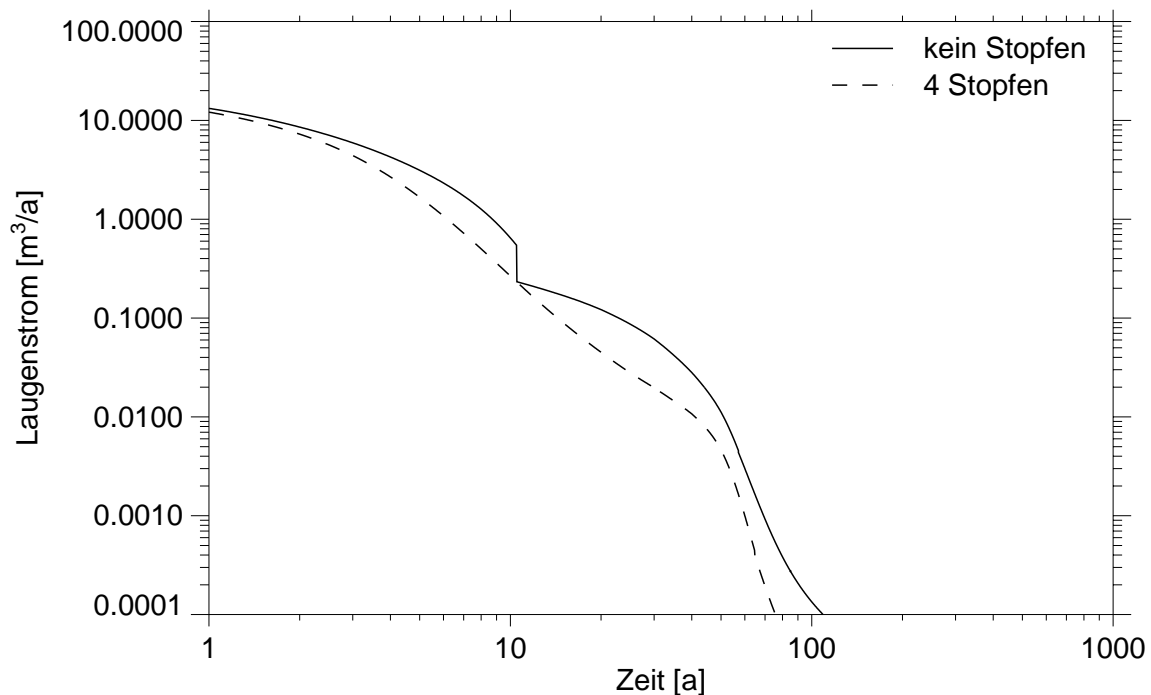
Segment	Zuflußzeiten [a]		Beginn des Auspressens [a]	Laugenbewegung während der Dauer des Szenarios [m <sup>3</sup> ]		Erreichen der Endporosität [a]	Endporosität im Bereich
	Beginn	Ende		Zufluß	Abfluß		
Einschluß	0,1	0,1	0,1	50,0	40,1	20 237	extern
BH 5	0,1	0,1	0,1	40,1	39,0	20 237	extern
BH 4	0,1	0,2	0,2	39,0	38,0	20 237	extern
BH 3	0,2	0,2	0,2	38,0	37,0	20 237	extern
BH 2	0,2	0,3	0,3	37,0	36,0	20 237	extern
BH 1	0,3	0,3	0,3	36,0	35,9	20 237	extern
Beschickg.	0,3	65	65	35,9	22,9	20 237	Verschuß
Verbindung	65	110	110	180	175	-	
Zugang	85	107	110	2 074	2 029	-	

Abbildung 4.4 zeigt den Druckverlauf im Bohrloch nach zehn und sechzig Jahren ohne Lastabtrag und mit vier Zwischenstopfen. Der hohe Strömungswiderstand der Zwischenstopfen führt zu einem merklichen Druckaufbau innerhalb des gesamten Bohrlochs. So werden in den von den Zwischenstopfen eingeschlossenen Bohrlochabschnitten Laugendrucke erreicht, die bereits nach ca. 60 Jahren bis über den Gebirgsdruck steigen. Dadurch könnte es zu einer Beschädigung der Zwischenstopfen und damit wieder zu einem Druckabbau kommen. Dies wird in den vorliegenden Rechnungen nicht berücksichtigt.



**Abb. 4.4:** Druckverlauf im Bohrloch ohne und mit Lastabtrag durch 4 Zwischenstopfen nach 10 und 60 Jahren.

Durch den erhöhten Druckaufbau mit Zwischenstopfen ist die Laugenfreisetzung aus dem Bohrloch geringer als ohne Stopfen. In Abbildung 4.5 ist dies zu erkennen. In beiden Fällen kommt der Laugenstrom aus dem Bohrloch mit Flutung der gesamten Grubengebäudestruktur nach etwa 100 Jahren nahezu zum Erliegen. Die Freisetzung von Radionukliden aus dem Einlagerungsbereich ist beendet, wenn der Verschluss der Beschickungsstrecke seine Endporosität erreicht. Dies geschieht in beiden Fällen nach rund 20 000 Jahren.



**Abb. 4.5:** Laugenstrom aus dem Bohrloch ohne bzw. mit vier Zwischenstopfen.

#### 4.3.2 Laugenbewegung für unterschiedliche Anzahl von Zwischenstopfen

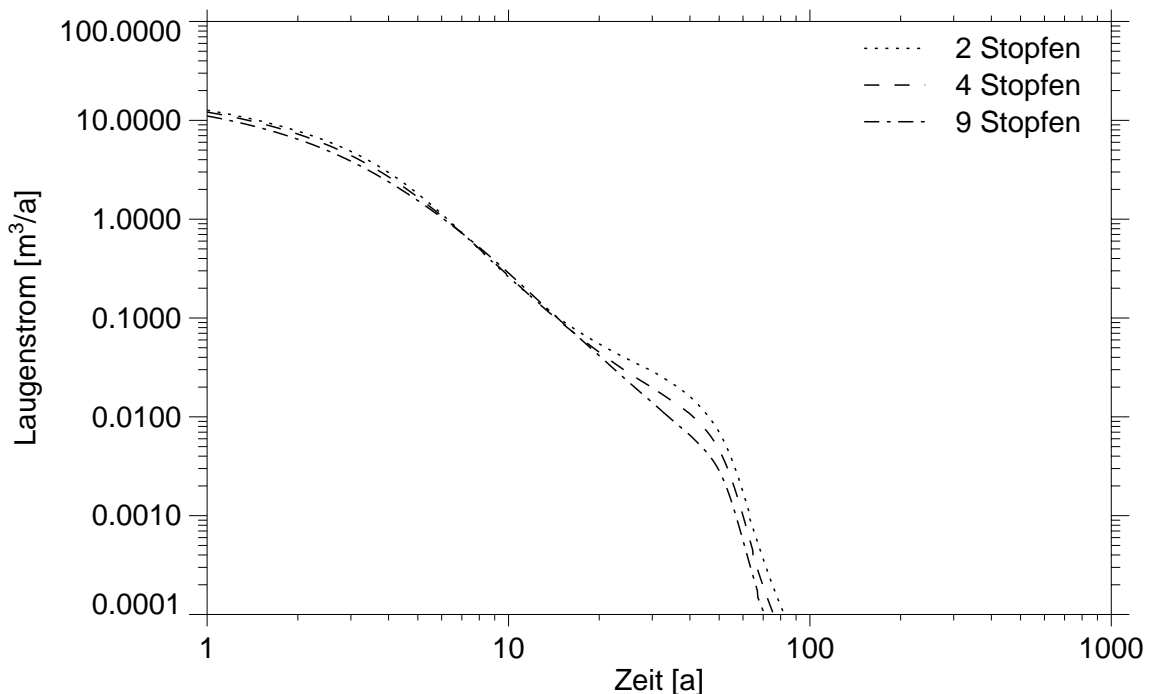
In den folgenden Betrachtungen ist die Zahl der eingebrachten Zwischenstopfen auf zwei verringert bzw. auf neun erhöht. Der Einfluß der Anzahl der Stopfen auf die Laugenbewegung ist in Tabelle 4.4 zusammengefaßt. Dabei beziehen sich die Angaben zur durchgeflossenen Laugenmenge auf den Zeitpunkt der Flutung des gesamten Bohrlochs. Am höchsten sind die Zufluß- und Abflußmengen für das Bohrloch ohne Zwischenstopfen, am niedrigsten für das Bohrloch mit neun Zwischenstopfen.

Mit steigender Stopfenzahl fließt aufgrund des höheren Strömungswiderstands weniger Lauge aus dem begrenzten Laugeneinschluß durch das Bohrloch, so daß auch der Abfluß von Lauge aus dem Bohrloch geringer ist. Weiterhin nimmt der Anteil der infolge der Konvergenz des Bohrlochs freigesetzten Laugenmenge mit steigender Stopfenzahl ab, da sie im wesentlichen durch den Konvergenzprozeß des oberen Bohrlochabschnitts bestimmt wird. Im Fall ohne Stopfen wird Lauge aus dem gesamten Bohrloch ausgepreßt.

**Tabelle 4.4:** Laugenbewegung im Bohrloch. Einfluß der Anzahl der Zwischenstopfen.

	Zufluß [m <sup>3</sup> ]	Abfluß [m <sup>3</sup> ]	
		gesamt	Anteil durch Konvergenz des Segments
ohne Lastabtrag	49,6	49,0	6,5
mit Lastabtrag			
2 Stopfen	41,9	38,3	3,5
4 Stopfen	40,1	35,9	2,9
9 Stopfen	37,2	32,6	2,5

Die Wirkung der Zwischenstopfen besteht darin, daß sie aufgrund ihres hohen Strömungswiderstandes den Zufluß aus dem begrenzten Laugeneinschluß und den Abfluß aus dem Bohrloch reduzieren. Dies wird mit Abbildung 4.6 veranschaulicht, in der ein Vergleich der Laugenströme aus dem Bohrloch bei Einbringung von zwei, vier bzw. neun Stopfen dargestellt ist.



**Abb. 4.6:** Vergleich der Laugenströme aus dem Bohrloch für unterschiedliche Anzahl der Zwischenstopfen.

### 4.3.3 Nuklidfreisetzung ohne und mit Zwischenstopfen

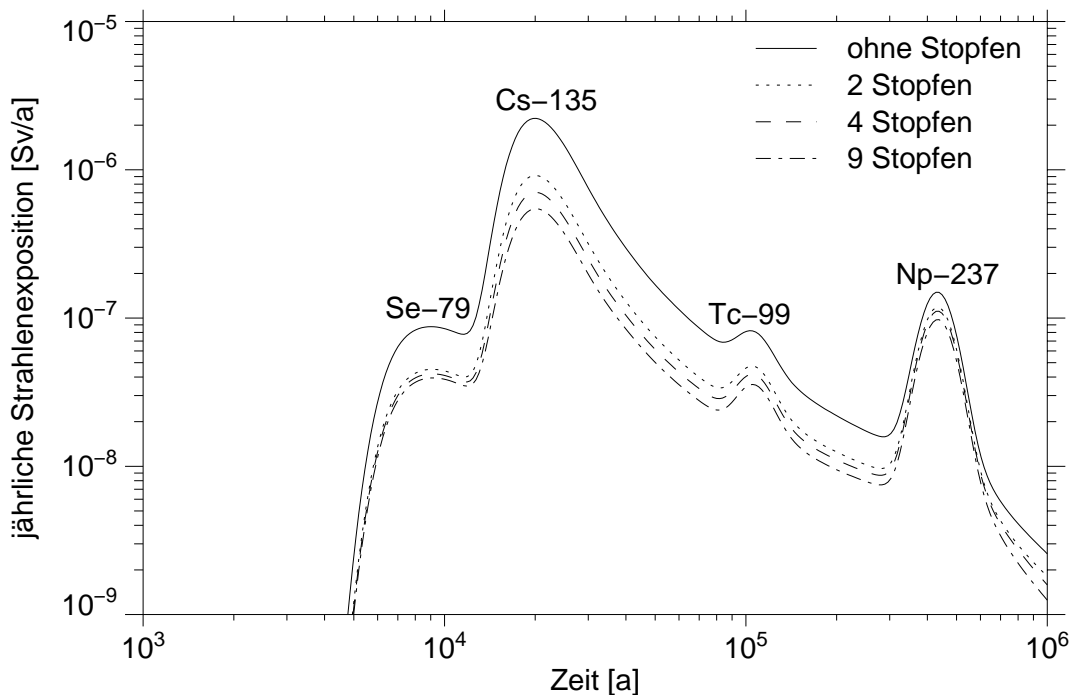
Der bei Anwesenheit von Zwischenstopfen geringere Laugenstrom aus dem Bohrloch führt zu einer geringeren Nuklidfreisetzung aus dem Bohrloch, die auch eine geringere Strahlenexposition in der Biosphäre zur Folge hat. In Tabelle 4.5 sind die insgesamt aus dem Bohrloch und der Zugangsstrecke freigesetzten Nuklidmengen, bezogen auf das eingelagerte Inventar, für dosisrelevante Nuklide zusammengestellt. Die höchsten Freisetzungen treten im Fall ohne Zwischenstopfen auf. Mit Zwischenstopfen verringern sich die Freisetzungen je nach Radionuklid und Anzahl der Stopfen bis zu einem Faktor 4, was am ausgeprägtesten bei dem leichtlöslichen Cs-135 zu beobachten ist. Die Anzahl der Stopfen hat auf die Nuklidfreisetzung nur einen geringen Einfluß, wichtiger ist die Tatsache, daß überhaupt Zwischenstopfen eingebracht werden.

**Tabelle 4.5:** Freisetzung dosisrelevanter Nuklide für verschiedene Anzahlen der Zwischenstopfen.

Anzahl Stopfen	relative Freisetzung Bohrloch [%]				rel. Freisetzung Zugangsstrecke [%]			
	Se-79	Cs-135	Tc-99	Np-237	Se-79	Cs-135	Tc-99	Np-237
-	4,27	27,23	0,18	$7 \cdot 10^{-2}$	2,18	12,82	0,11	$3 \cdot 10^{-2}$
2	2,47	12,50	0,14	$5 \cdot 10^{-2}$	1,14	5,33	$7 \cdot 10^{-2}$	$3 \cdot 10^{-2}$
4	2,43	10,76	0,13	$5 \cdot 10^{-2}$	1,07	4,19	$7 \cdot 10^{-2}$	$3 \cdot 10^{-2}$
9	2,42	9,59	0,12	$4 \cdot 10^{-2}$	1,02	3,30	$6 \cdot 10^{-2}$	$2 \cdot 10^{-2}$

Die durch die freigesetzten Radionuklide verursachte Summe der jährlichen Strahlenexpositionen in der Biosphäre ist in Abbildung 4.7 dargestellt. Die Kurvenverläufe sind für die Fälle mit und ohne Zwischenstopfen im wesentlichen gleich. Der Hauptbeitrag zur Summendosis wird von Cs-135 verursacht, gefolgt von Np-237, Tc-99 und Se-79. Die Summendosis wird bei Anwesenheit von vier Zwischenstopfen bis zu einem Faktor 3 und bei neun Zwischenstopfen bis zu einem Faktor 6 reduziert.

Wie im vorigen Kapitel 4.3 beschrieben, besteht die Wirkung der Stopfen darin, daß sie aufgrund ihres hohen Strömungswiderstandes den Zufluß von Lauge aus einem begrenzten Laugeneinschluß herabsetzen und die konvergenzbedingte Kompaktion des Bohrlochs behindern. Dies reduziert den Abfluß kontaminierter Lauge aus dem Bohr-



**Abb. 4.7:** Summe der jährlichen Strahlenexpositionen mit und ohne Zwischenstopfen im Bohrloch.

loch, mit der Folge, daß die Summe der jährlichen Strahlenexpositionen um den Faktor 3 bis 6 geringer ist, je nach Anzahl der Zwischenstopfen.

Wie in Kapitel 4.3 bereits erwähnt, führt der hohe Strömungswiderstand der Zwischenstopfen zu einem hohen Druckaufbau im Bohrloch. Die Drücke können bis über den Gebirgsdruck ansteigen, und die Auswirkungen auf die Zwischenstopfen sind unvorhersehbar. Da die Auswirkung der Zwischenstopfen auf die Strahlenexposition letztendlich nur gering ist, muß über das Einbringen der Zwischenstopfen zum Lastabtrag sorgfältig entschieden werden.

#### 4.4 Variante: Zufluß nur von außen in das Grubengebäude

Der Laugenzutritt aus einem begrenzten Einschluß hat eine große Bedeutung für die Radionuklidfreisetzung aus dem Bohrloch, da diese Lauge bereits frühzeitig einen Stützdruck ausübt und damit die Kompaktion des Bohrlochs verlangsamt. Da viele

Einlagerungsbohrlöcher eines realen Endlagers keinen Kontakt mit begrenzten Laugemengen haben werden, wird im folgenden untersucht, wie sich die Zwischenstopfen im Bohrloch auf die Nuklidfreisetzung auswirken, wenn keine Laugeneinschlüsse vorkommen. Zu diesem Zweck wird ein alleiniger externer Laugenzutritt über die Zugangsstrecke betrachtet.

Der Laugenzutritt über die Zugangsstrecke wird durch den außen anliegenden hydrostatischen Druck angetrieben. Der Zufluß ergibt sich aus den Druckverhältnissen und den Strömungswiderständen im Grubengebäude. Bis zum Zeitpunkt des Laugenzuflusses werden die Volumina der Strecken und Verschlüsse sowie der eventuell vorhandenen Zwischenstopfen im Bohrloch bereits durch die Konvergenz reduziert. Da der Konvergenzprozeß nicht durch einen Laugendruck behindert wird, nimmt die Porosität dort schneller ab als in laugegefüllten Bereichen. Die für eine eindringende Lauge zur Verfügung stehenden Porenräume hängen damit stark vom Zeitpunkt des externen Laugenzutritts ab.

Radionuklide können nur dann aus dem Bohrloch freigesetzt werden, wenn die Abfälle in Kontakt mit der eindringenden Lauge kommen. Das Eindringen von Lauge wird aber durch die Kompaktion des Bohrlochs behindert, die wegen der hohen Wärmeentwicklung der Abfälle sehr schnell erfolgt. Nimmt man an, daß ein Bereich des Grubengebäudes laugenundurchlässig ist, wenn seine Porosität kleiner als 0,1% ist, so gilt dies für den trockenen Bohrlochverschluß nach rund 65 Jahren. Erreicht die über die Zugangsstrecke eindringende Lauge das Bohrloch erst zu späteren Zeiten, so kommt es zu keiner Nuklidfreisetzung mehr.

Das Zufließen der Lauge in die Zugangsstrecke wird durch die geringe Durchlässigkeit des Dammes behindert, so daß die Lauge das Bohrloch innerhalb von 65 Jahren nur dann erreicht, wenn der Laugenzutritt früher als nach 20 Jahren beginnt. Beginnt der Laugenzutritt bei 20 Jahren, so gelangt die Lauge nach ca. 57 Jahren in das Bohrloch. Die zufließende Laugenmenge ist aber aufgrund des bereits hohen Widerstandes des Bohrlochverschlusses so gering, daß die Resthohlräume des Bohrloches nicht mit Lauge gefüllt werden. Der Verschluß erreicht auch hier nach rund 65 Jahren seine Endporosität.

Dringt die Lauge sofort oder nach spätestens 10 Jahren in die Zugangsstrecke ein, kann es sowohl mit als auch ohne Zwischenstopfen zu einer Freisetzung von Radionukliden aus dem Bohrloch kommen.

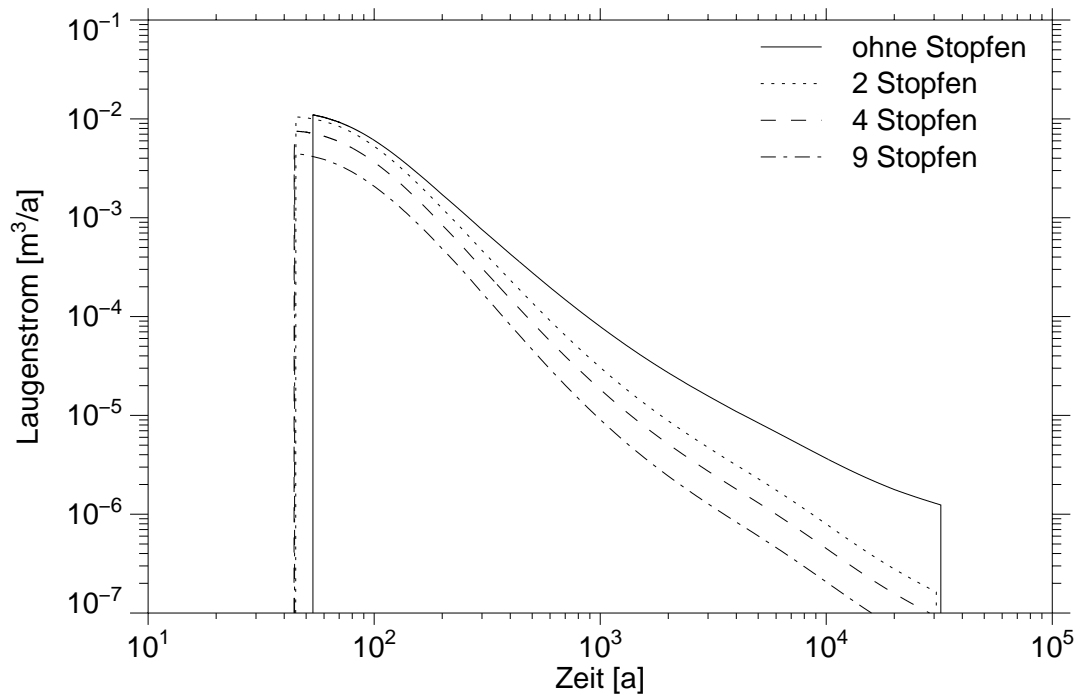
#### **4.4.1 Sofortiger Laugenzufluß von außen**

Bei einem sofortigen Zufluß muß die Lauge die noch großen Porenräume der Zugangsstrecke auffüllen, so daß sie das Bohrloch erst nach rund 45 Jahren erreicht. Im Fall ohne Zwischenstopfen wird das gesamte Bohrloch mit Lauge gefüllt. Mit Zwischenstopfen wird nur der obere Bohrlochabschnitt zwischen Bohrlochverschluß und erstem Zwischenstopfen mit Lauge gefüllt, da alle Zwischenstopfen bereits nach 10 Jahren ihre Endporosität erreicht haben und keine Lauge mehr durchlassen. Der Bohrlochverschluß liegt in einem kälteren Bereich als die Zwischenstopfen, kompaktiert dadurch langsamer und läßt Lauge durch. Das Ende der Nuklidfreisetzung wird erreicht, wenn der Verschluß der Beschickungsstrecke nach ca. 32 000 Jahren seine Endporosität erreicht.

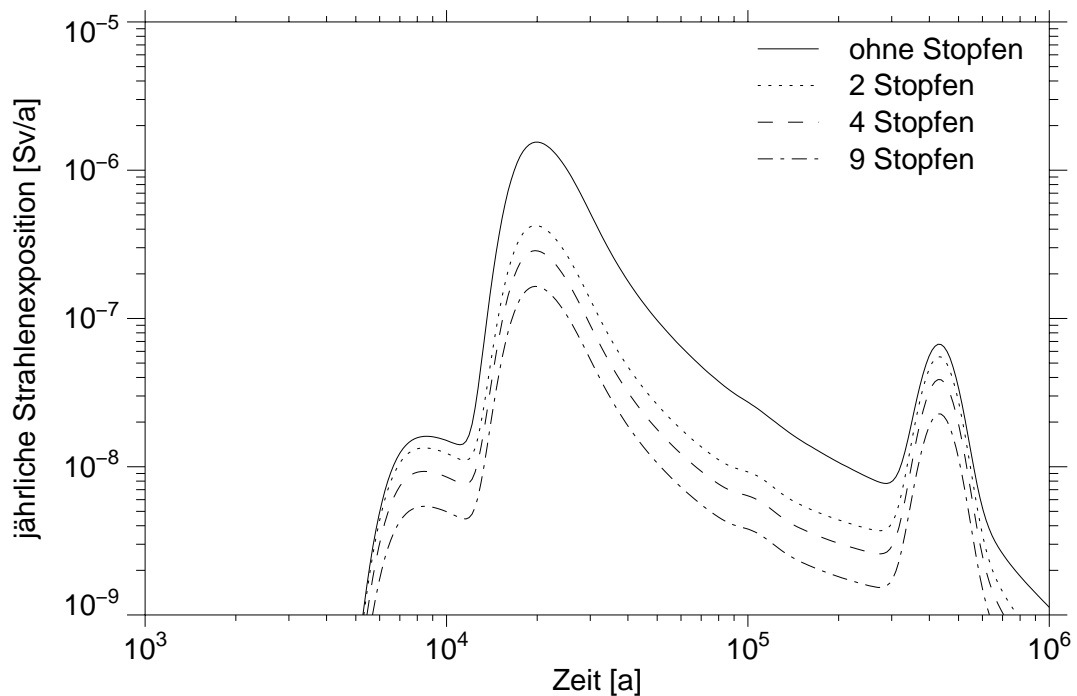
Abbildung 4.8 zeigt den Laugenstrom aus dem Bohrloch bei einem sofortigen Laugenzufluß über die Zugangsstrecke. Da mit Zwischenstopfen nicht mehr das gesamte Bohrloch mit Lauge gefüllt wird, ist der Zufluß früher beendet und das Auspressen von Lauge beginnt früher. Das jeweils für die Lauge zur Verfügung stehende Porenvolumen bestimmt die Größe des Laugenstroms aus dem Bohrloch. So ist der maximale Laugenstrom ohne Zwischenstopfen geringfügig höher als mit Zwischenstopfen. Mit zunehmender Stopfenzahl sinkt der ausgepreßte Laugenstrom.

Die höhere Laugen- und Nuklidfreisetzung aus dem Bohrloch im Fall ohne Zwischenstopfen verursacht auch eine höhere Strahlenexposition in der Biosphäre, wie in Abbildung 4.9 zu sehen ist. Dies gilt insbesondere für nicht löslichkeitsbegrenzte Radionuklide wie Cs-135.





**Abb. 4.8:** Laugenstrom aus dem Bohrloch mit bzw. ohne Zwischenstopfen bei sofortigem Laugenzutritt ins Grubengebäude. Variante ohne begrenzten Laugeneinschluß.



**Abb. 4.9:** Summe der jährlichen Strahlenexpositionen bei sofortigem Laugenzutritt ins Grubengebäude. Variante ohne begrenzten Laugeneinschluß.

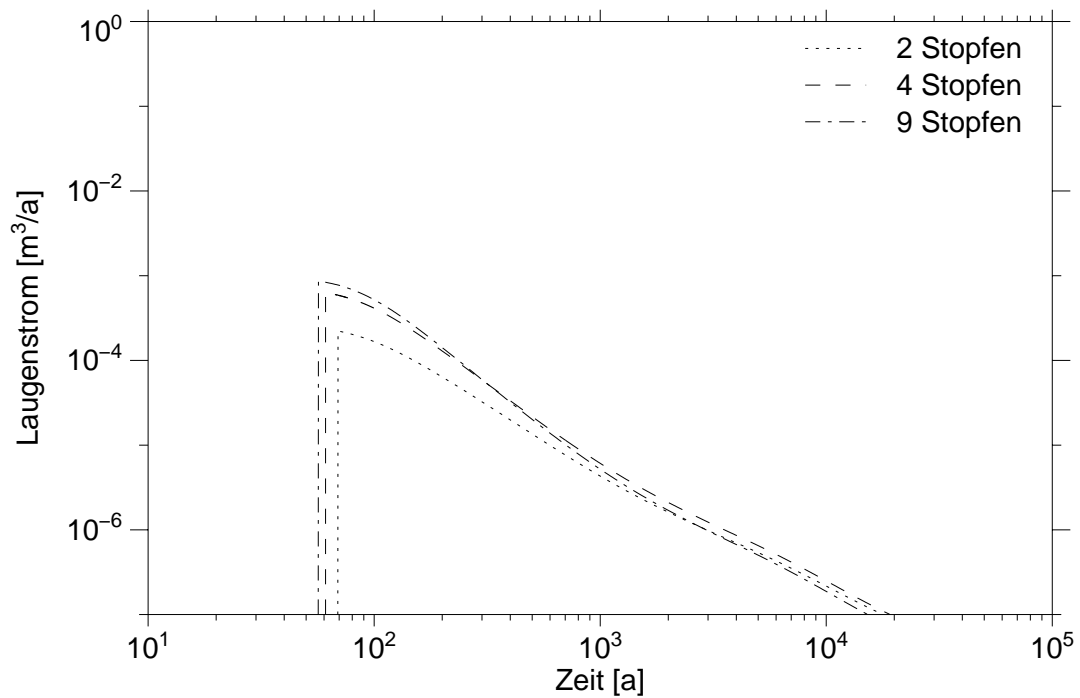
#### 4.4.2 Laugenzufluß nach 10 Jahren

Abbildung 4.10 zeigt den Laugenstrom aus dem Bohrloch für die Variante, in der die Lauge nach zehn Jahren in das Grubengebäude eindringt. Auch in dieser Variante hängt der Laugenstrom aus dem Bohrloch von der Zahl der Stopfen ab. Ohne Zwischenstopfen wird das Bohrloch nicht mehr vollständig mit Lauge aufgefüllt und der Bohrlochverschluß erreicht nach rund 100 Jahren seine Endporosität. In diesem Fall wird keine kontaminierte Lauge ausgepreßt und die Nuklidfreisetzung durch Diffusion ist sehr gering. Nach ca. 27 000 Jahren erreicht der Verschluß der Beschickungsstrecke die Endporosität und unterbindet damit jede weitere Nuklidfreisetzung.

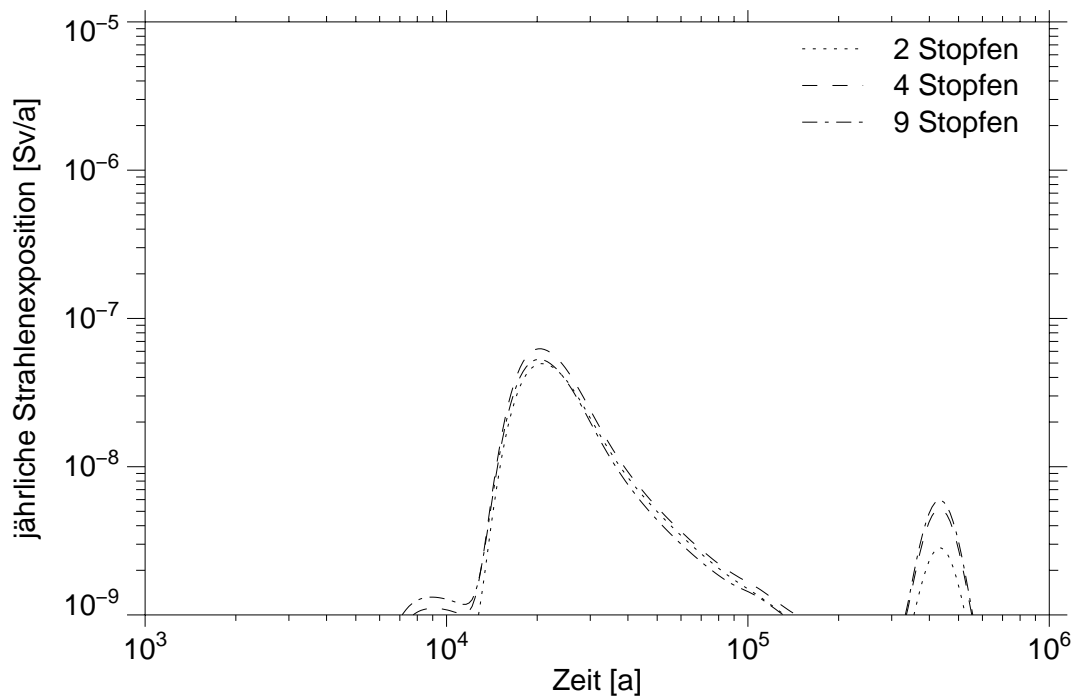
Die von den freigesetzten Radionukliden hervorgerufenen Strahlenexpositionen werden vom Laugenstrom aus dem Bohrloch geprägt (siehe Abbildung 4.11). Ohne Zwischenstopfen liegt die Summe der jährlichen Strahlenexpositionen unterhalb des gewählten darstellbaren Bereichs, da sie nur aus der diffusiven Freisetzung der Nuklide aus dem Bohrloch resultiert.

Bei einem Zufluß von außen besteht die Wirkungsweise der Zwischenstopfen darin, daß sie aufgrund ihrer starken Kompaktion verhindern, daß Lauge in die unteren Bohrlochbereiche gelangt, so daß ein Großteil der eingelagerten HAW-Kokillen nicht mit Lauge in Berührung kommt. Dies liegt an dem ungestörten, nicht durch einen Laugendruck behinderten Konvergenzprozeß, der durch die hohe Wärmeentwicklung der Abfälle noch verstärkt wird, so daß alle Zwischenstopfen frühzeitig die Endporosität erreichen. Nur in den oberen Bohrlochabschnitt zwischen dem Bohrlochverschluß und dem ersten Zwischenstopfen dringt Lauge von außen in das Bohrloch ein.

Bei einem frühen Zufluß in das Bohrloch erweist sich eine große Stopfenanzahl hinsichtlich der Strahlenbelastung in der Biosphäre als günstiger als eine kleine Anzahl. Bei einem späteren Zufluß wird der Laugenstrom jedoch durch die bereits fortgeschrittene Kompaktion des Bohrlochverschlusses stark behindert, so daß sich nun eine geringere Anzahl an Zwischenstopfen hinsichtlich der auftretenden Strahlenbelastung als günstiger herausstellt. Ohne Zwischenstopfen findet sogar gar keine advective Freisetzung mehr statt. In allen Fällen ist die Summe der jährlichen Strahlenexpositionen sehr gering.



**Abb. 4.10:** Laugenfreisetzung aus dem Bohrloch bei einem Laugenzutritt nach 10 Jahren ins Grubengebäude. Ohne begrenzten Laugeneinschluß.



**Abb. 4.11:** Summe der jährlichen Strahlenexpositionen bei einem Laugenzutritt nach 10 Jahren ins Grubengebäude. Ohne begrenzten Laugeneinschluß.

#### **4.5 Zusammenfassung zum Einfluß von Zwischenstopfen**

Das Einbringen von Zwischenstopfen aus Salzgrus soll in einem Bohrloch die mechanische Beschädigung der Abfallkokillen verhindern. In der vorliegenden Untersuchung wurde die Barrierenwirkung der Zwischenstopfen bezüglich der Laugen- und Nuklidfreisetzung betrachtet. In allen untersuchten Fällen wurde davon ausgegangen, daß die Behälter bis zu einem Laugenzutritt intakt bleiben.

Durch die hohe Wärmeentwicklung der Abfälle kompaktiert ein HAW-Bohrloch so schnell, daß im trockenen Zustand bereits nach 65 Jahren keine Radionuklide mehr freigesetzt werden können, da das Bohrloch seine Endporosität erreicht hat. Tritt Lauge vor diesem Zeitpunkt zu, so ist zu unterscheiden, ob die Lauge von außen über die Zugangsstrecke oder von innen aus einem begrenzten Laugeneinschluß kommt. Lauge von außen führt nur zu sehr geringen Konsequenzen, da nur sehr geringe Laugenmengen bis zum Bohrloch gelangen, selbst wenn der Zutritt unmittelbar nach Ende der Verfüllung des Grubengebäudes erfolgt. In diesem Fall ist die Strahlenexposition zwar abhängig von der Anzahl der Zwischenstopfen, wegen der geringen Dosis, die sich aus der nur geringen freigesetzten kontaminierten Laugenmenge ergibt, ist diese Auswirkung aber belanglos.

Dringt Lauge aus einem begrenzten Einschluß in das Bohrloch ein, so wird bereits frühzeitig eine größere Menge kontaminierter Lauge ausgepreßt. In diesem Fall wirken sich die Zwischenstopfen positiv auf die Radionuklidfreisetzung aus. Dies macht sich im Vergleich zu einem Bohrloch ohne Zwischenstopfen durch eine bis zu einem Faktor 6 geringere maximale Summendosis bemerkbar. Die Wirkung der Zwischenstopfen beruht auf ihrem hohen Strömungswiderstand, der den Zufluß aus dem begrenzten Laugeneinschluß und den Abfluß kontaminierter Lauge herabsetzt. Die Zwischenstopfen haben jedoch auch eine negative Wirkung, da die Laugendrucke im Bohrloch bis über den Gebirgsdruck ansteigen können. Die Auswirkungen dieses hohen Drucks wurden in der vorliegenden Untersuchung nicht berücksichtigt.



## **5 Einfache Behälterkonzepte**

Wegen der hohen Kosten für die Verpackung von abgebrannten LWR-Brennelementen in Pollux-Behältern ist die Frage von Interesse, wie stark der Einfluß dieser komplexen Behälter auf die Radionuklidfreisetzung und auf eine eventuelle Strahlenexposition ist. Zu diesem Zweck wurden hypothetische Endlagerbehälter mit den geometrischen Abmessungen eines Pollux-Behälters untersucht und deren Standzeiten zwischen 1 Jahr und 1000 Jahren variiert, wobei der Referenzbehälter eine Standzeit von 500 Jahren hat. Für diese Behälter wurden Strahlenexpositionen anhand der in Kapitel 2.1 dargestellten vereinfachten Grubengebäudestruktur berechnet, wobei zusätzlich die Mobilisierungsraten, die Durchlässigkeit von Verschlüssen und die Konvergenzraten des Salzgesteins variiert wurden.

Mit den in Kapitel 2 beschriebenen Daten wurden Referenzrechnungen durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Rechnungen dienten danach als Bezugswerte für Parametervariationen, aus denen auf die Relevanz der Behälterkonzepte für die Langzeitsicherheit geschlossen wurde.

### **5.1 Ergebnisse der Modellrechnungen für den Referenzfall**

Die Ergebnisse der Referenzrechnungen dienen dazu, das Verhalten des Systems zu charakterisieren. Die berechneten Strahlenexpositionen werden in Kapitel 5.2 zum Vergleich der Ergebnisse der Parametervariationen herangezogen. Im folgenden werden Details der Freisetzungs- und Ausbreitungsrechnungen dargestellt. Als Beispiel für ein löslichkeitsbegrenzte Nuklid wird im folgenden Tc-99 verwendet, Repräsentant für nicht löslichkeitsbegrenzte Nuklide ist J-129.

#### **5.1.1 Freisetzung aus dem Nahbereich im Referenzfall einfacher Behälter**

Als Konsequenz der Laugenzutritte von außen und aus Laugeneinschlüssen sind alle nach Ende der Einlagerung verbliebenen Hohlräume 43 Jahre später mit Lauge gefüllt, siehe Tabelle 5.1. Im Einlagerungsort ES1 ist der Zufluß aus dem Laugeneinschluß

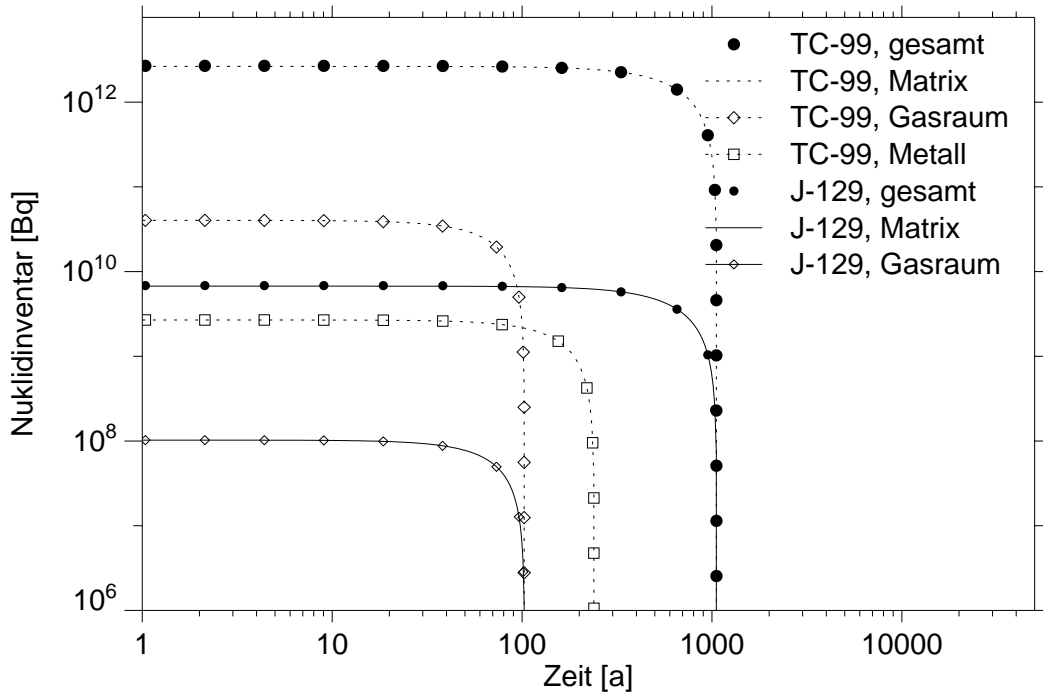
bereits nach 12 Jahren beendet. Insgesamt sind am Ende des Zuflusses 3 478 m<sup>3</sup> Lauge im Grubengebäude enthalten, von denen 3 408 m<sup>3</sup> bis zum Ende des Szenarios wieder ausgepreßt werden.

**Tabelle 5.1:** Laugenbewegungen im Grubengebäude. Referenzfall einfacher Behälter.

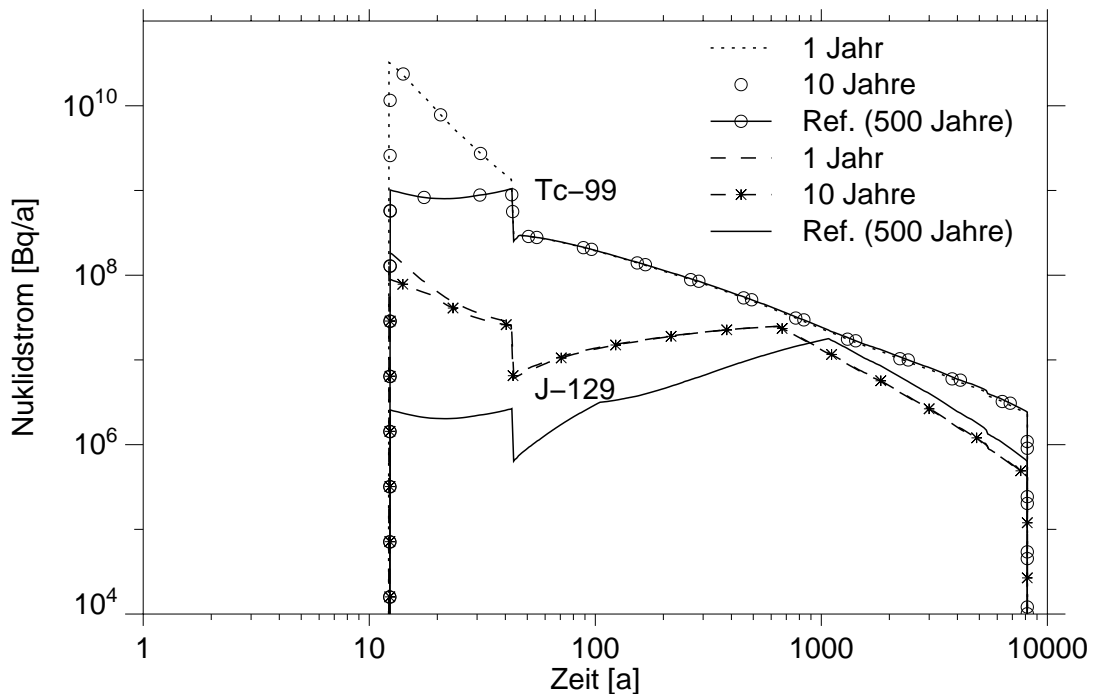
Segment	Zuflußzeiten [a]		Beginn des Auspressens [a]	Laugenmengen am Ende des Szenarios [m <sup>3</sup> ]			
	Beginn	Ende		Zufluß		Abfluß	
				von oben	von unten	oben	unten
Laugeneinschluß	0,1	0,1	0,1	50		49,6	
Einlagerungsstrecke	0,1	12	12		49,6	46	
Verbindungsstrecke	12	43	43,5	282	46	319	
Zugangsstrecke	0	40	43,5	3 428	319	3 408	282

Die Mobilisierung der Radionuklide aus den Pollux-Behältern beginnt unmittelbar nach dem ersten Kontakt mit Lauge. In Abbildung 5.1 ist der zeitliche Verlauf des Inventars von J-129 und Tc-99 in den einzelnen Bereichen eines Pollux-Behälters dargestellt. Bei beiden Nukliden ist die Mobilisierung aus der Matrix und damit die gesamte Mobilisierung nach ca. 1000 Jahren abgeschlossen. Dabei dauert die Mobilisierung ohne Berücksichtigung der Behälter 625 Jahre. Wegen der größeren Mobilisierungsraten im Gasraum und in den Metallteilen dauert die Mobilisierung aus diesen Bereichen nur 100 bzw. 220 Jahre.

In Abbildung 5.2 ist der Radionuklidstrom aus der Einlagerungsstrecke in Abhängigkeit von der Löslichkeit der Nuklide dargestellt. Bei Technetium ist die Freisetzung löslichkeitsbegrenzt, so daß der Nuklidstrom bereits zu frühen Zeiten proportional zur Laugenmenge ist. Die Nuklidströme sind also für löslichkeitsbegrenzte Radionuklide zu späten Zeiten von der Behälterstandzeit unabhängig. Werden wie bei J-129 keine Löslichkeitsgrenzen erreicht, so ist die Freisetzung über die gesamte Szenariendauer von der



**Abb. 5.1:** Inventare von J-129 und Tc-99 in den einzelnen Bereichen eines Pollux-Behälters. Referenzfall einfacher Behälter.



**Abb. 5.2:** Einfluß der Behälterstandzeiten und der Löslichkeitsgrenzen auf die Nuklidströme der Einlagerungsstrecke.



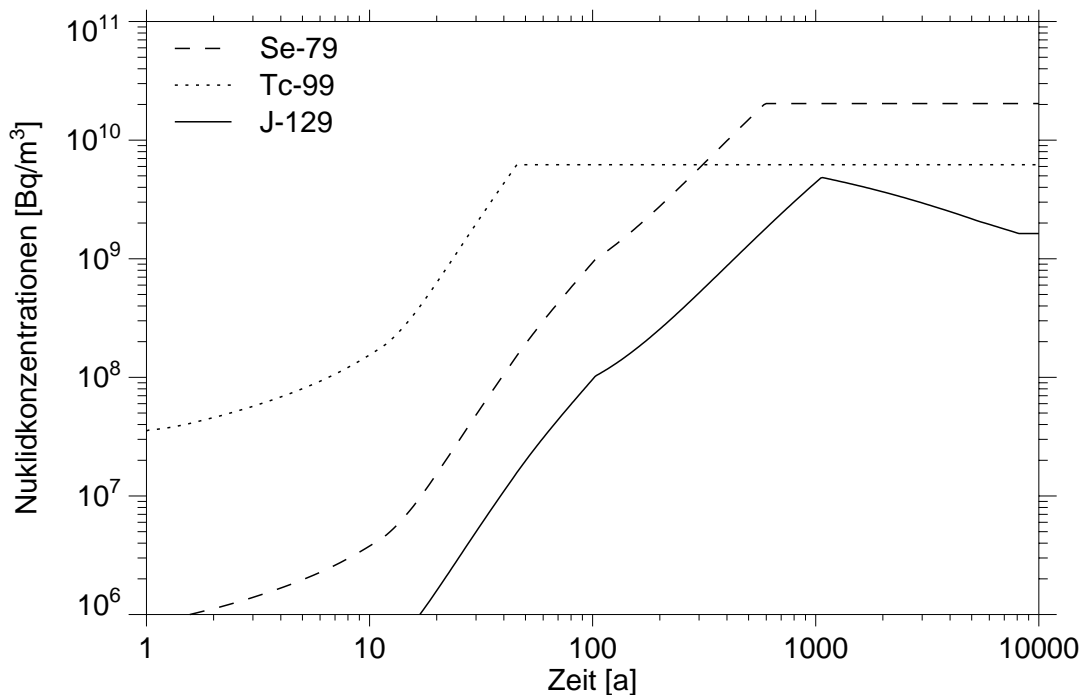
Behälterstandzeit abhängig. Nur bei sehr kleinen Behälterstandzeiten sind kaum Unterschiede in den Nuklidströmen zu erkennen.

Die löslichkeitsbegrenzten Radionuklide fallen in den verschiedenen Bereichen des Endlagers zu unterschiedlichen Zeiten aus, siehe Tabelle 5.2. Leichtlösliche Elemente, wie beispielsweise Jod oder Cäsium, erreichen keine Löslichkeitsgrenzen. Einige Elemente fallen erst in den Verbindungsstrecken aus, da für diese wegen des weniger sauren chemischen Milieus eine niedrigere Löslichkeitsgrenze angenommen wurde. Werden die Löslichkeitsgrenzen erreicht, so reduzieren sie die jährlichen Strahlenexpositionen, da die Freisetzung ab dem Zeitpunkt des Erreichens der Löslichkeitsgrenze begrenzt ist. Dies wird später diskutiert werden.

**Tabelle 5.2:** Zeitpunkte des Erreichens von Löslichkeitsgrenzen in Jahren. Referenzfall einfacher Behälter.

Segment	Ni	Se	Zr	Tc	Pd	Sm
Einlagerungsstrecke		600	12	46		
Verbindungsstrecke	441		13		1 268	2 040
Segment	Am	Pu	Np	Th	U	Pb
Einlagerungsstrecke	62	12	34	387	12	12
Verbindungsstrecke		13	19	135 180		13
Zugangsstrecke		7 061				44

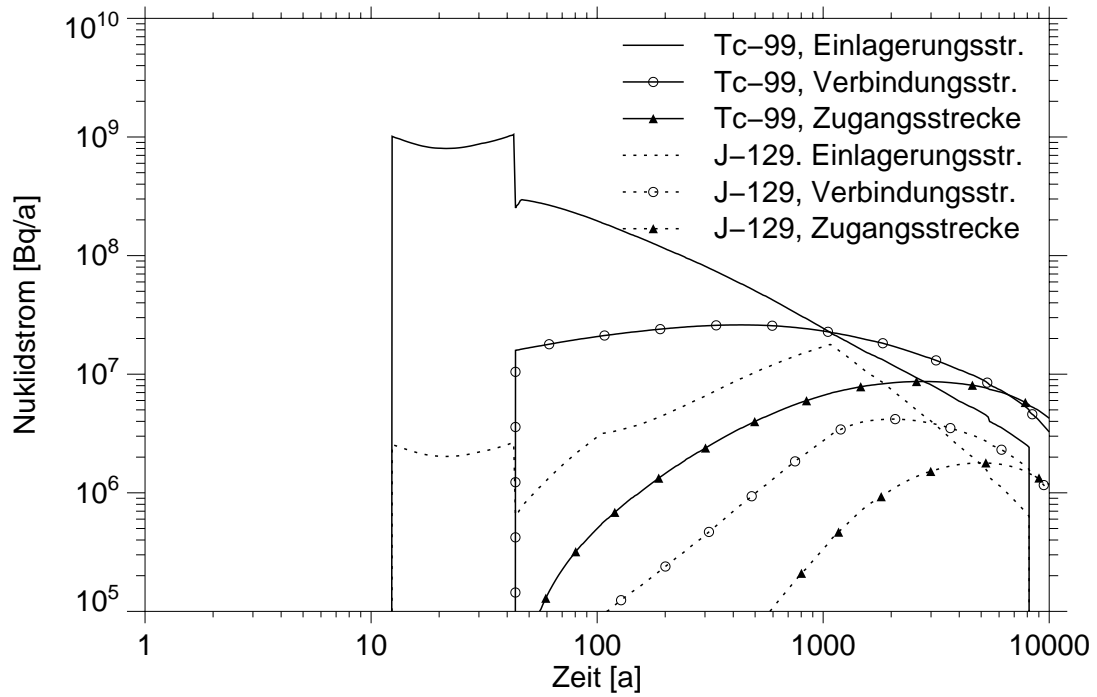
In Abbildung 5.3 sind einige Radionuklidkonzentrationen in der Einlagerungsstrecke als Funktionen der Zeit aufgetragen. Bei Se-79 und Tc-99 ist die Konzentration wegen des Löslichkeitseffektes ab einem bestimmten Zeitpunkt konstant. Die Konzentration des nicht löslichkeitsbegrenzten Radionuklids J-129 nimmt zunächst mit dem Fortschritt der Mobilisierung zu und nach Ende der Mobilisierung ab. Die Abnahme wird neben radioaktivem Zerfall hauptsächlich durch Austauscheffekte zwischen der Einlagerungsstrecke und der angrenzenden Verbindungsstrecke hervorgerufen, da dieser Austausch über Konzentrationsgradienten erfolgt und die Konzentration zu Beginn des Austausches in der Einlagerungsstrecke höher ist als außerhalb.



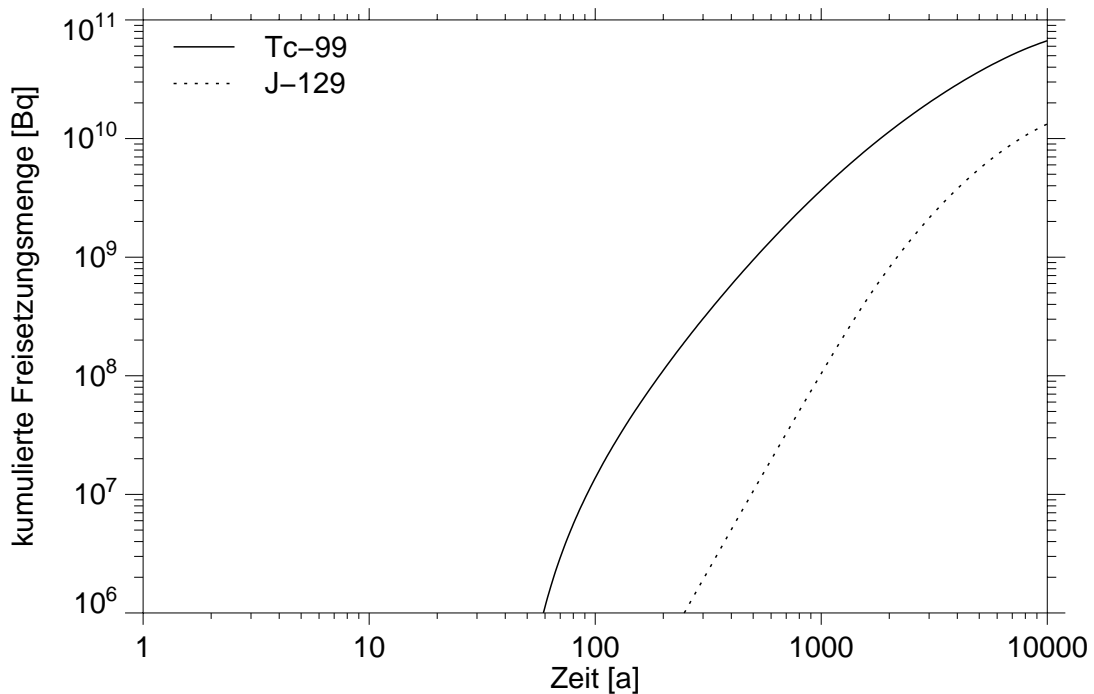
**Abb. 5.3:** Nuklidkonzentrationen in der Einlagerungsstrecke. Referenzfall einfacher Behälter.

In den Abbildungen 5.4 und 5.5 sind die Nuklidströme im gesamten Grubengebäude und die kumulierten Freisetzungsmengen von J-129 und Tc-99 aus dem Grubengebäude dargestellt. Aus Abbildung 5.4 ist ersichtlich, daß die Radionuklide aus der Einlagerungsstrecke in die Verbindungsstrecke freigesetzt werden, sobald die erste Lauge nach 12 Jahren aus der Einlagerungsstrecke ausströmt (siehe Tabelle 5.1).

Die Mobilisierung der Radionuklide beginnt, wie in Kapitel 2.3 beschrieben, mit dem ersten Laugenkontakt, d. h. nach 0,1 Jahren. Nach 12 Jahren ist die Einlagerungsstrecke mit Lauge gefüllt und kontaminierte Lauge strömt in die Verbindungsstrecke. Da die Verbindungsstrecke anfangs leer ist, ist wegen des geringen Strömungswiderstands der Laugenstrom und damit auch der Nuklidstrom hoch. Durch die gegenläufigen Prozesse der Konvergenz der Resthohlräume und der Mobilisierung nimmt einerseits die Laugenmenge im Einlagerungsort ab und andererseits die Nuklidmenge zu, so daß der Nuklidstrom in etwa konstant bleibt. Bei  $t = 43$  Jahren nimmt der Nuklidstrom sprunghaft ab, da zu dieser Zeit das gesamte Grubengebäude geflutet ist und der Laugenstrom aus der Einlagerungsstrecke wegen der erhöhten Laugendrucke abnimmt. Anschlie-



**Abb. 5.4:** Vergleich der Nuklidströme in den Strecken des Grubengebäudes. Referenzfall einfacher Behälter.



**Abb. 5.5:** Kumulierte Freisetzungsmengen aus der Zugangsstrecke. Referenzfall einfacher Behälter.

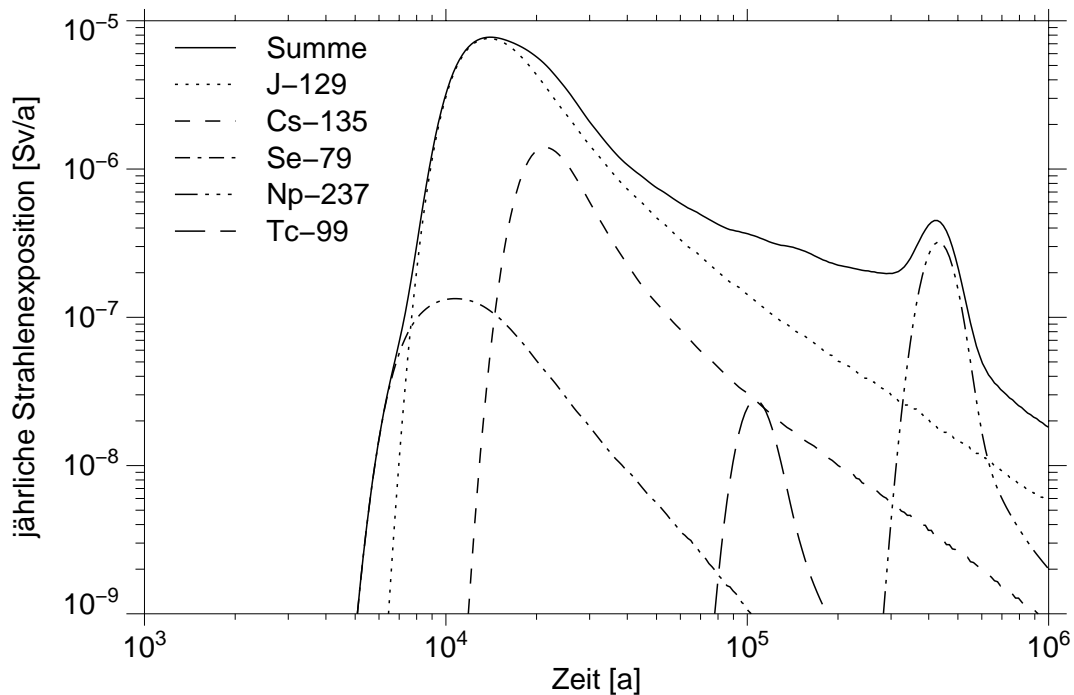
ßend nimmt der Nuklidstrom für J-129 wegen der fortlaufenden Mobilisierung aus der Brennstoffmatrix stetig zu, bis nach ca. 1 000 Jahren die Mobilisierung beendet ist. Für Tc-99 ist dieser Effekt nicht zu beobachten, da bereits die Löslichkeitsgrenze erreicht ist. Bis zum Erreichen der Endporosität in der Einlagerungsstrecke bei  $t = 8\,155$  Jahren nimmt der Strom beider Radionuklide langsam ab, entsprechend dem immer kleiner werdenden Laugenstrom.

Bis zum Zeitpunkt 10 000 Jahre sind weniger als 1% der eingelagerten  $1,6 \cdot 10^{13}$  Bq Tc-99 aus der Zugangsstrecke freigesetzt, aber bereits 30% des eingelagerten J-129, vgl. Abbildung 5.5 mit Tabelle 2.4. Aus diesen Zahlen ist der Einfluß der Löslichkeitsbegrenzung auf die Freisetzung deutlich zu erkennen. Von Tc-99 verbleiben etwa 99% als unlöslicher Niederschlag im Grubengebäude.

### **5.1.2 Strahlenexpositionen im Referenzfall einfacher Behälter**

Die aus dem Grubengebäude freigesetzten Radionuklide führen zu einer Strahlenexposition in der Biosphäre. Die Berechnung wurde mit hypothetischen Deckgebirgen und Dosiskonversionsfaktoren durchgeführt, so daß die Absolutwerte der im folgenden angegebenen jährlichen Strahlenexpositionen keine Bedeutung haben. Es geht hier um Referenzwerte, um die Ergebnisse der Parametervariationen vergleichen zu können.

In Abbildung 5.6 sind die berechneten jährlichen Strahlenexpositionen für Tc-99 und J-129 sowie weitere Radionuklide und die Summendosis dargestellt. Es ist zu erkennen, daß die Summendosis zu frühen Zeiten durch Se-79 und das Maximum der Summendosis bei 15 000 Jahren durch J-129 verursacht wird. Das zweite relative Maximum bei 400 000 Jahren wird durch Np-237 verursacht und hier nicht weiter diskutiert.



**Abb. 5.6:** Jährliche Strahlenexpositionen im Referenzfall einfacher Behälter.

## 5.2 Ergebnisse der Parametervariationen

Im folgenden werden die Ergebnisse von Varianten vorgestellt, die den Einfluß der Behälterlebensdauer verdeutlichen sollen. Folgende Varianten wurden gerechnet:

- Variation der Behälterstandzeiten zwischen 1 und 1 000 Jahren,
- große Damppermeabilität von  $1 \cdot 10^{-13} \text{ m}^2$  bei Behälterstandzeiten zwischen 1 und 1 000 Jahren,
- um einen Faktor 10 verkleinerte Referenzkonvergenzrate von  $0,001 \text{ a}^{-1}$  bei Behälterstandzeiten zwischen 1 und 1 000 Jahren,
- um einen Faktor 10 erhöhte Mobilisierungsraten bei Behälterstandzeiten zwischen 1 und 1 000 Jahren.

Die große Damppermeabilität bewirkt einen schnelleren Laugenzufluß in die Zugangsstrecke sowie ein schnelleres Auspressen kontaminierter Lauge in das Deckgebirge.

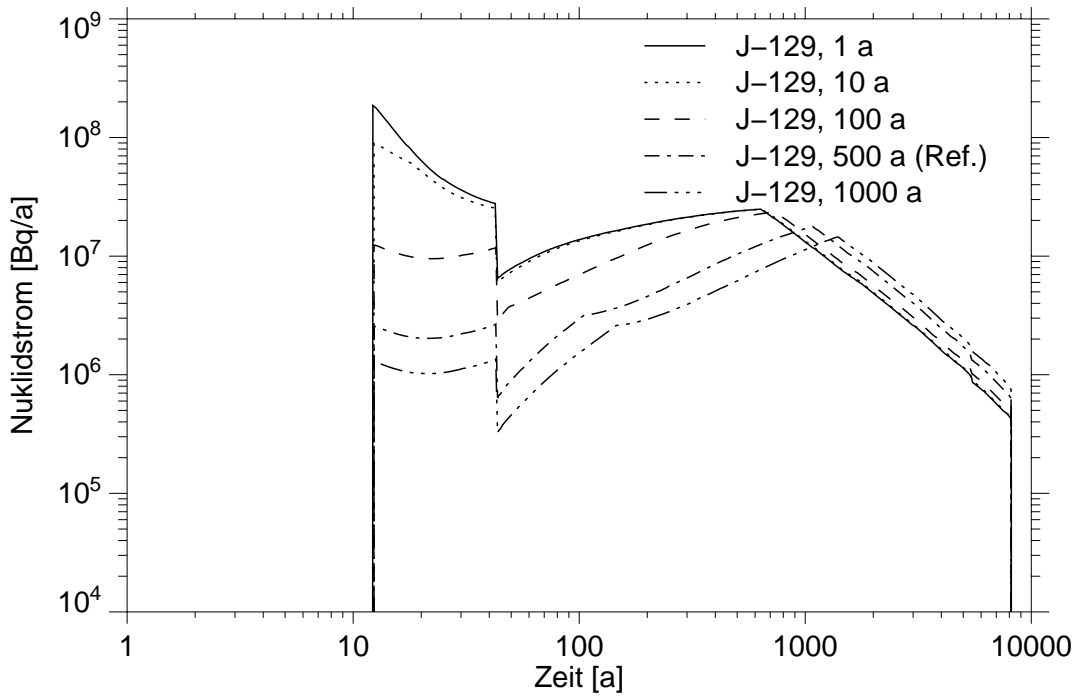
Die kleine Referenzkonvergenzrate führt zu einer Verlangsamung der Radionuklidfreisetzung. Die großen Mobilisierungsraten in den Teilbereichen eines Brennelementes führen zu einer rascheren Freisetzung der Radionuklide aus den Brennelementen.

### 5.2.1 Variation der Behälterstandzeiten, ansonsten Referenzwerte

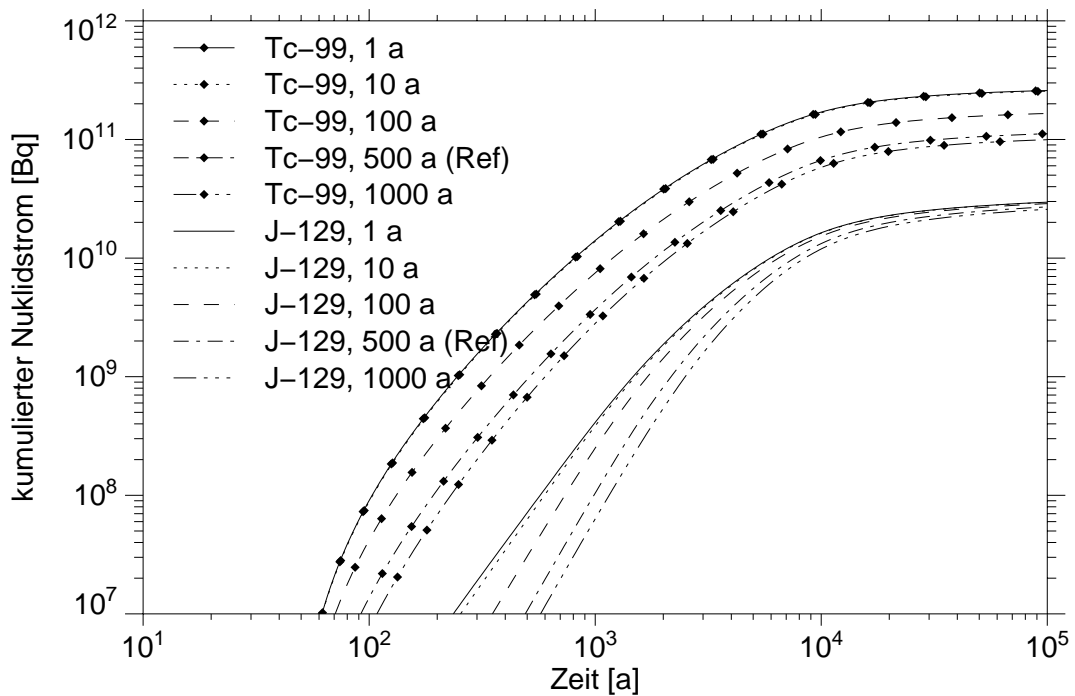
In Abbildung 5.7 sind die zeitlichen Verläufe der Nuklidströme für J-129 für verschiedene Behälterstandzeiten dargestellt. Wie im Referenzfall - hier als Kurve für eine Behälterstandzeit von 500 Jahren eingezeichnet - beginnt bei 11 Jahren die Freisetzung aus der Einlagerungsstrecke. Der sprunghafte Abfall bei  $t = 43$  Jahren ist wieder auf die Flutung des gesamten Grubengebäudes zurückzuführen. Der Nuklidstrom nimmt danach wegen der fortlaufenden Mobilisierung aus der Brennstoffmatrix stetig zu, bis nach ca. 600 bis 1000 Jahren ein relatives Maximum erreicht wird. Zu diesem Zeitpunkt ist die Mobilisierung aus der Brennstoffmatrix beendet. Bis zum Erreichen der Endporosität in der Einlagerungsstrecke bei  $t = 8\ 155$  Jahren nimmt der Nuklidstrom langsam ab, entsprechend dem immer kleiner werdenden Laugenstrom.

In der Abbildung 5.7 ist auch zu erkennen, daß die Behälterstandzeit über den gesamten Zeitbereich Einfluß auf den Nuklidstrom hat. Mit steigender Behälterstandzeit wird das relative Maximum von 600 Jahren zu späteren Zeiten verschoben und die Nuklidströme sind dann größer als bei kleineren Standzeiten. Der Einfluß dieses Effektes auf die gesamte freigesetzte Radionuklidmenge ist in der folgenden Abbildung 5.8 zu sehen, welche den zeitlichen Verlauf der Freisetzungsmenge von Tc-99 und J-129 aus der Zugangsstrecke darstellt.

Bei Technetium ist die Freisetzung löslichkeitsbegrenzt, so daß der Nuklidstrom proportional zur ausgepreßten Laugenmenge ist. Die Kurven der freigesetzten Mengen verlaufen dadurch für alle Behälterstandzeiten nahezu parallel. Bei dem nicht löslichkeitsbegrenzten J-129 werden zu frühen Zeiten bei kleinen Behälterstandzeiten mehr Nuklide freigesetzt als bei großen Standzeiten. Zu späten Zeiten kehrt sich dieses Verhältnis um, wie in Abbildung 5.7 bereits gezeigt. Dadurch nähern sich die Kurven der freigesetzten Jodmengen bei verschiedenen Behälterstandzeiten im Laufe der Zeit an.

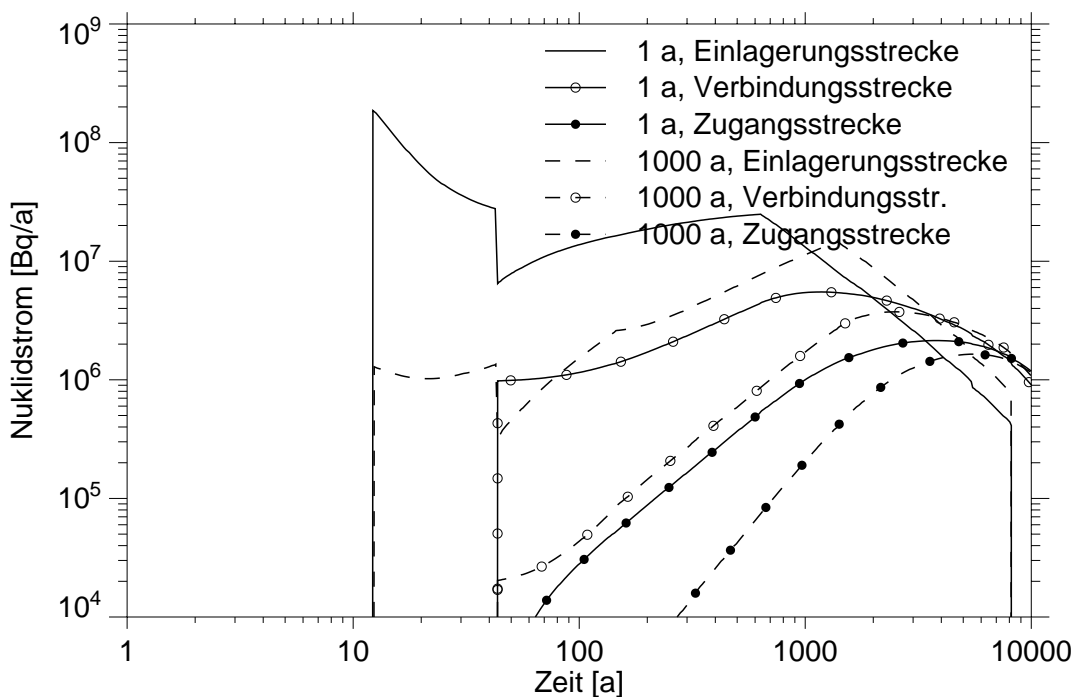


**Abb. 5.7:** Nuklidströme aus der Einlagerungsstrecke bei unterschiedlichen Behälterstandzeiten.



**Abb. 5.8:** Zeitlicher Verlauf der Freisetzungsmengen aus dem Grubengebäude bei unterschiedlichen Behälterstandzeiten.

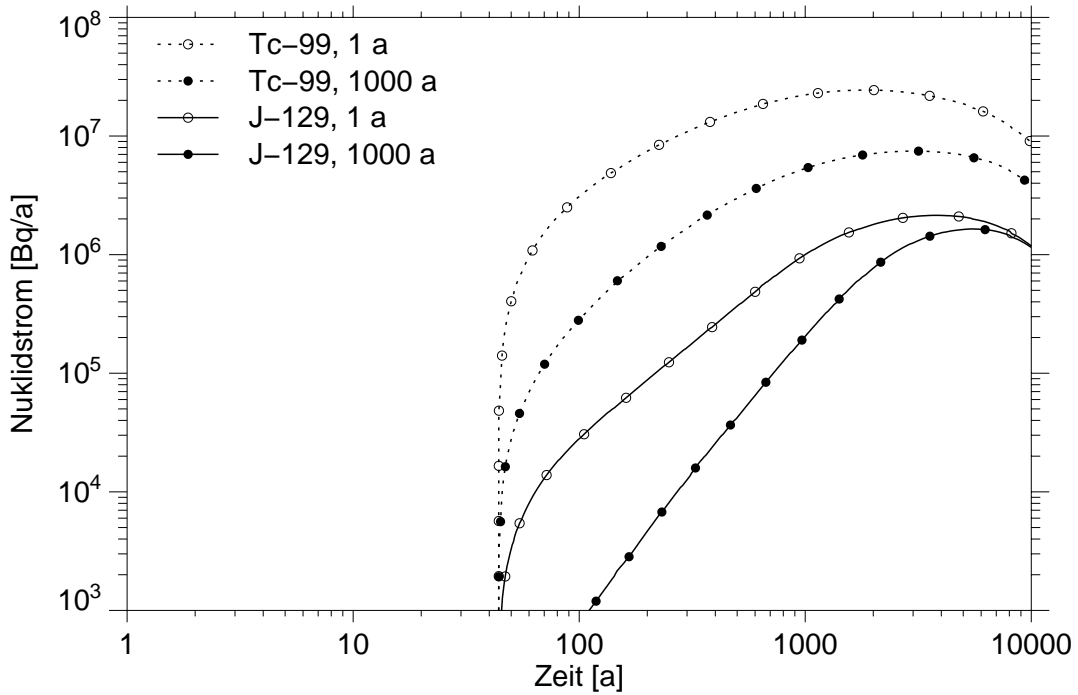
In Abbildung 5.9 sind die Nuklidströme von J-129 in den einzelnen Strecken des Grubengebäudes bei kleiner und großer Behälterstandzeit miteinander verglichen. Die Kurven für die Einlagerungsstrecke wurden bereits in Abbildung 5.7 gezeigt. In der Verbindungsstrecke beginnt die Radionuklidfreisetzung bei 43 Jahren, d. h. dem Zeitpunkt, zu dem diese Strecke vollständig mit Lauge gefüllt ist. Für die Zugangsstrecke gilt dies auch, jedoch sind die Ströme anfangs so gering, daß sie in der Abbildung nicht zu sehen sind. Bei einer Behälterstandzeit von 1 Jahr sind zu Beginn die Nuklidströme stets höher als bei einer Standzeit von 1000 Jahren. Bei späteren Zeiten kehrt sich dieses Verhältnis um. Es ist zu erwähnen, daß bei einem löslichkeitsbegrenzten Nuklid wie Tc-99 die Nuklidströme zu großen Zeiten für alle Behälterstandzeiten gleich sind, da die Nuklidkonzentration dann konstant ist.



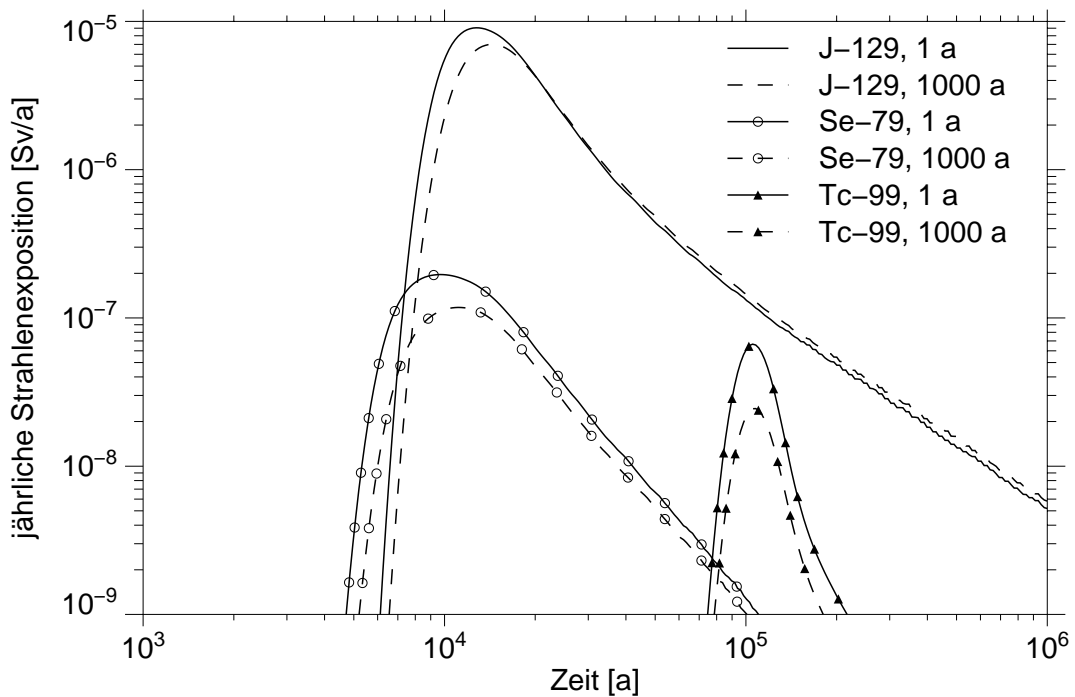
**Abb. 5.9:** Vergleich der Nuklidströme in den einzelnen Strecken bei kleiner und großer Behälterstandzeit. Beispiel: J-129.

Zur Veranschaulichung der letzten Feststellung sind in Abbildung 5.10 die Nuklidströme für J-129 und Tc-99 bei einer extrem kurzen und einer extrem langen Behälterstandzeit aufgetragen. Für J-129 ist wieder zu erkennen, daß sich die Ströme mit zunehmender Zeit annähern, während die Kurven für das löslichkeitsbegrenzte Tc-99 eher parallel verlaufen.





**Abb. 5.10:** Vergleich der Nuklidströme von J-129 und Tc-99 in der Zugangsstrecke bei kleiner und großer Behälterstandzeit.



**Abb. 5.11:** Vergleich der jährlichen Strahlenexpositionen bei kleiner und großer Behälterstandzeit für drei Radionuklide.

In Abbildung 5.11 sind die Auswirkungen der Behälterstandzeiten auf die jährlichen Strahlenexpositionen dargestellt. Sowohl bei den löslichkeitsbegrenzten Radionukliden Se-79 und Tc-99 als auch bei dem nicht löslichkeitsbegrenzten Radionuklid J-129 verursacht eine kürzere Behälterstandzeit eine höhere maximale Strahlenexposition. Jedoch ist der Effekt insgesamt gering: die Erhöhung beträgt maximal einen Faktor 3 (siehe Tabelle 5.3). Bei J-129 ist wie bei den Freisetzungsraten aus dem Grubengebäude ein unterschiedliches Verhalten für Zeiten kleiner oder größer 20 000 Jahre festzustellen. Zu frühen Zeiten ist die jährliche Strahlenexposition bei großen Behälterstandzeiten kleiner und bei späteren Zeiten größer als bei kleinen Behälterstandzeiten.

**Tabelle 5.3:** Jährliche Strahlenexpositionen durch J-129 und Tc-99 bei verschiedenen Behälterstandzeiten (ansonsten Referenzwerte). Erhöhung der Strahlenexposition bei kleiner Behälterstandzeit gegenüber großer Standzeit.

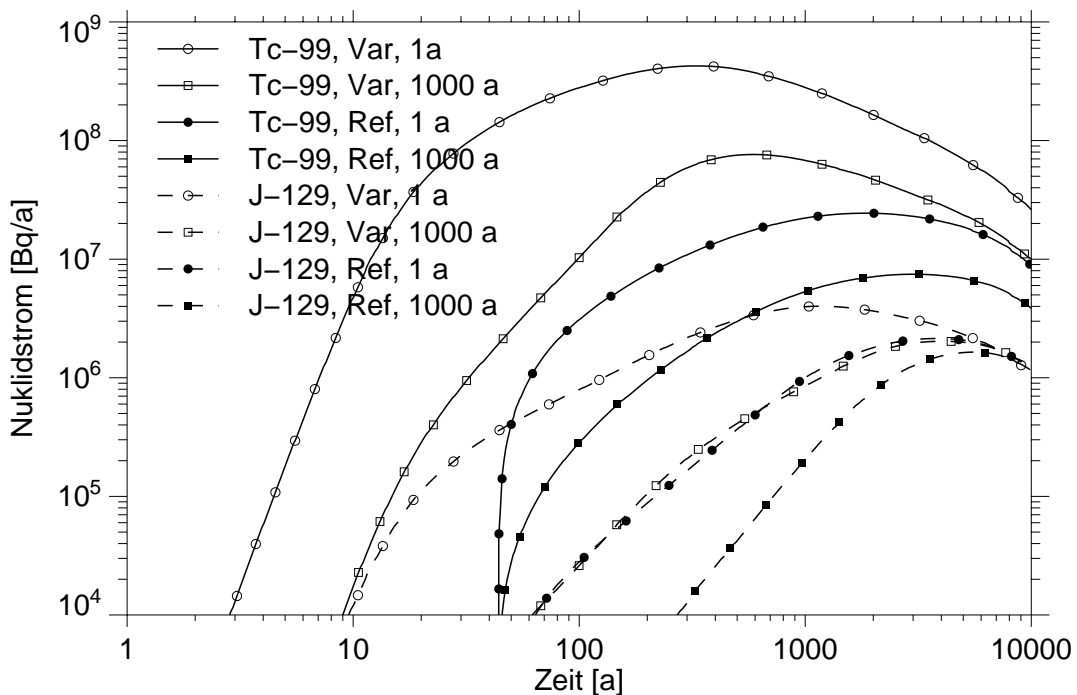
Variante	Behälterstandzeit [a]	max. Strahlenexposition [Sv/a]		Erhöhung (Faktor)	
		J-129	Tc-99	J-129	Tc-99
Referenzfall	1	$9,1 \cdot 10^{-6}$	$6,7 \cdot 10^{-8}$	1,3	2,8
Referenzfall	1000	$7,0 \cdot 10^{-6}$	$2,4 \cdot 10^{-8}$		

## 5.2.2 Große Dampfermeabilität

In dieser Variante wurde angenommen, daß die Permeabilität des Damms der Zugangsstrecke einen Wert von  $1 \cdot 10^{-13} \text{ m}^2$  hat, gegenüber dem Referenzwert von  $7 \cdot 10^{-16} \text{ m}^2$ . Durch diesen deutlich größeren Wert dringt die Lauge schneller über die Zugangsstrecke in das Grubengebäude ein, und das gesamte Streckensystem ist bereits nach 0,9 Jahren vollständig mit Lauge gefüllt.

In Kombination mit einer geringen Behälterstandzeit ist zu erwarten, daß eine gegenüber dem Referenzfall größere Menge an Radionukliden mobilisiert und aus dem Grubengebäude freigesetzt wird. In der Abbildung 5.12 werden die für die Variante berechneten Freisetzungsraten aus der Zugangsstrecke mit dem Referenzfall verglichen. Bei dem löslichkeitsbegrenzten Radionuklid Tc-99 macht sich der frühe Laugen-

zutritt in der Variante durch große Nuklidströme bemerkbar. Dies liegt daran, daß verglichen mit dem Referenzfall größere Laugenmengen zur Verfügung stehen, die dann als kontaminierte Lauge durch die Konvergenz aus der Einlagerungsstrecke ausgepreßt werden. Im Fall des nicht löslichkeitsbegrenzten Radionuklids J-129 ist dieser Effekt viel geringer, da die freigesetzte Radionuklidmenge nur von der Mobilisierung, aber nicht von der zur Verfügung stehenden Laugenmenge abhängt, d. h. bei geringen Laugenmengen ist die Nuklidkonzentration entsprechend höher. Allerdings beginnt bei beiden Radionukliden die Freisetzung in der Variante deutlich früher als im Referenzfall.



**Abb. 5.12:** Freisetzung aus der Zugangsstrecke. Vergleich der Variante mit großer Damppermeabilität mit dem Referenzfall.

In Tabelle 5.4 sind die Zeitpunkte des Erreichens von Löslichkeitsgrenzen für die Variante mit großer Damppermeabilität, verglichen mit den Zeitpunkten im Referenzfall (Tabelle 5.2) angegeben. Als Behälterstandzeit wurde 1 Jahr gewählt. Man erkennt, daß Technetium in beiden Fällen nach ca. 40 Jahren ausfällt, Selen nach ca. 600 Jahren. Leichtlösliche Elemente, wie Jod oder Cäsium, erreichen keine Löslichkeitsgrenzen. Einige Elemente fallen erst in den Verbindungsstrecken aus, da in diesen Strecken wegen des weniger sauren chemischen Milieus eine niedrigere Löslichkeitsgrenze

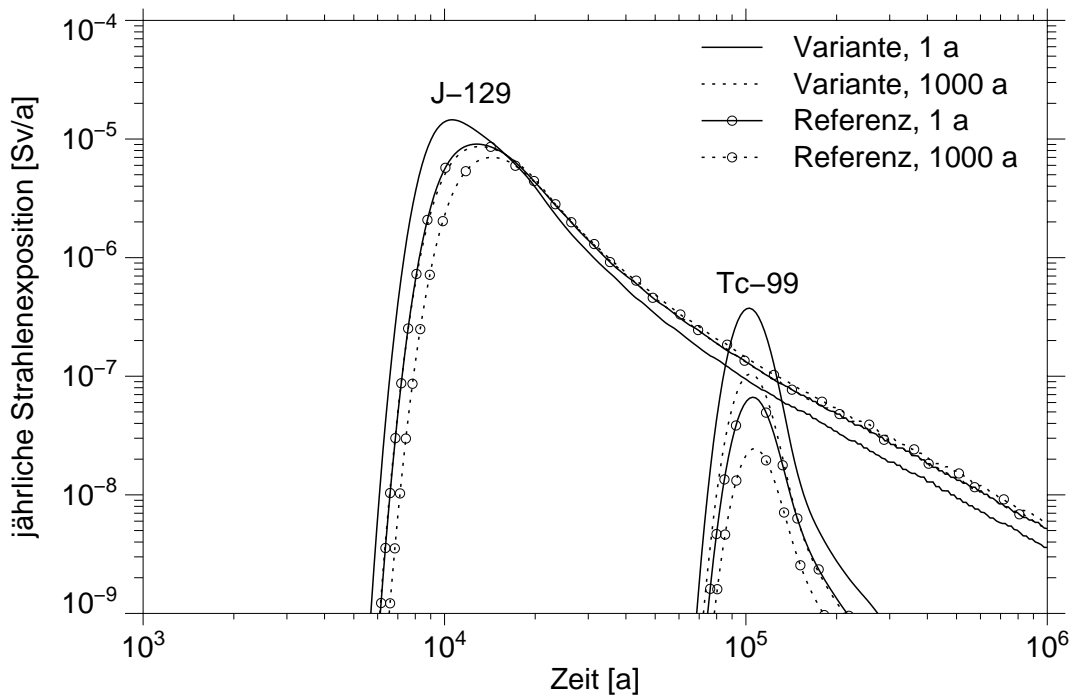
angenommen wurde. Außerdem fallen einige Elemente wie Uran und Americium in der Verbindungsstrecke nur in der Variante und nicht im Referenzfall aus. Dies ist eine Folge der in dieser Variante großen mobilisierten Nuklidmengen, siehe die Diskussion in Kapitel 5.2.2.

**Tabelle 5.4:** Zeitpunkte des Erreichens von Löslichkeitsgrenzen in Jahren. Referenzfall und Variante mit  $t_B = 1$  Jahr, Damppermeabilität =  $1 \cdot 10^{-13} \text{ m}^2$ . ES = Einlagerungsstrecke, VS = Verbindungsstrecke, ZS = Zugangsstrecke.

Segment	Ni	Se	Zr	Tc	Pd	Sm	
ES, Ref.		600	12	46			
Var.		600	1	39			
VS, Ref.	441		13		1 268	2 040	
Var.			11		1 176	4 886	
Segment	Am	Pu	Np	Pa	Th	U	Pb
ES, Ref.	62	12	34		387	12	12
Var.	53	1	19	9 695	340	1	1
VS, Ref.		13	19		135 180		13
Var.	59	11	19		8 800	11	1
ZS, Ref.		7 061					44
Var.		3 456	2 162		260 880		1

Da bei Tc-99 die Löslichkeitsgrenzen in der Variante und im Referenzfall nahezu gleichzeitig erreicht werden, ist der vorstehend diskutierte Einfluß der Damppermeabilität auf die Nuklidströme nicht von den Löslichkeitsgrenzen abhängig. Werden die Löslichkeitsgrenzen erreicht, so wirken sie sich auf die Strahlenexpositionen aus, da die Freisetzung ab dem Zeitpunkt des Erreichens der Löslichkeitsgrenze konstant ist. Dies wird später diskutiert werden.

Die folgende Abbildung 5.13 zeigt die für die Variante berechneten jährlichen Strahlenexpositionen im Vergleich zum Referenzfall. Während für J-129 die jährlichen Strahlenexpositionen in der Variante ca. einen Faktor 2 größer sind als im Referenzfall, beträgt bei Tc-99 die Erhöhung fast einen Faktor 6.



**Abb. 5.13:** Jährliche Strahlenexpositionen in der Variante mit großer Dampfermeabilität.

**Tabelle 5.5:** Jährliche Strahlenexpositionen durch J-129 und Tc-99 in der Variante mit großer Dampfermeabilität und im Referenzfall. Erhöhung der Strahlenexposition bei kleiner gegenüber großer Standzeit.

	Behälterstandzeit [a]	max. Strahlenexposition [Sv/a]		Erhöhung (Faktor)	
		J-129	Tc-99	J-129	Tc-99
Referenzfall	1	$9,1 \cdot 10^{-6}$	$6,7 \cdot 10^{-8}$	1,3	2,8
Referenzfall	1 000	$7,0 \cdot 10^{-6}$	$2,4 \cdot 10^{-8}$		
große Dampfermeabilität	1	$1,5 \cdot 10^{-5}$	$3,7 \cdot 10^{-7}$	1,7	3,7
große Dampfermeabilität	1 000	$8,6 \cdot 10^{-6}$	$1,0 \cdot 10^{-7}$		

Der Einfluß der Behälterstandzeit ist in der Variante etwas größer als im Referenzfall, wie aus Tabelle 5.5 zu entnehmen ist. Eine Behälterstandzeit von 1 Jahr erhöht die jährliche Strahlenexposition durch Tc-99 etwa um den Faktor 4 gegenüber einer Behälterstandzeit von 1000 Jahren. Bei J-129 beträgt die Erhöhung wie im Referenzfall nur etwa

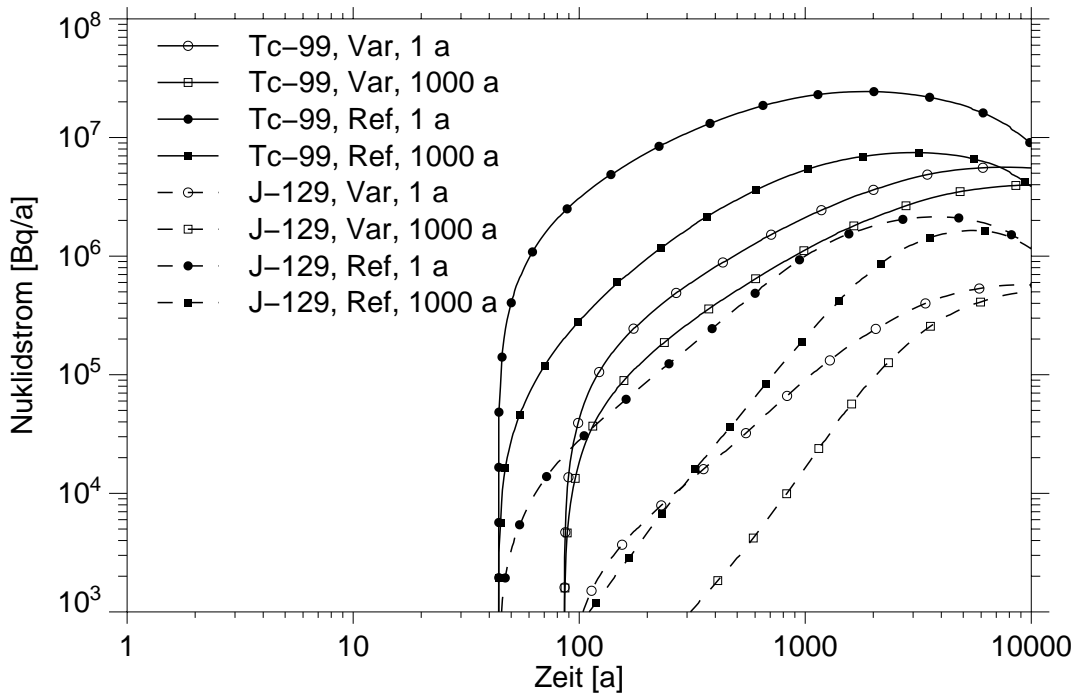
einen Faktor 1,5. Die große Freisetzungserhöhung bei Tc-99 (vgl. Abbildung 5.12) wirkt sich damit auf die jährliche Strahlenexposition nicht vollständig aus, da durch die Sorption und die lange Transportzeit im Deckgebirge die Nuklidkonzentration nivelliert wird.

### 5.2.3 Kleine Referenzkonvergenzrate

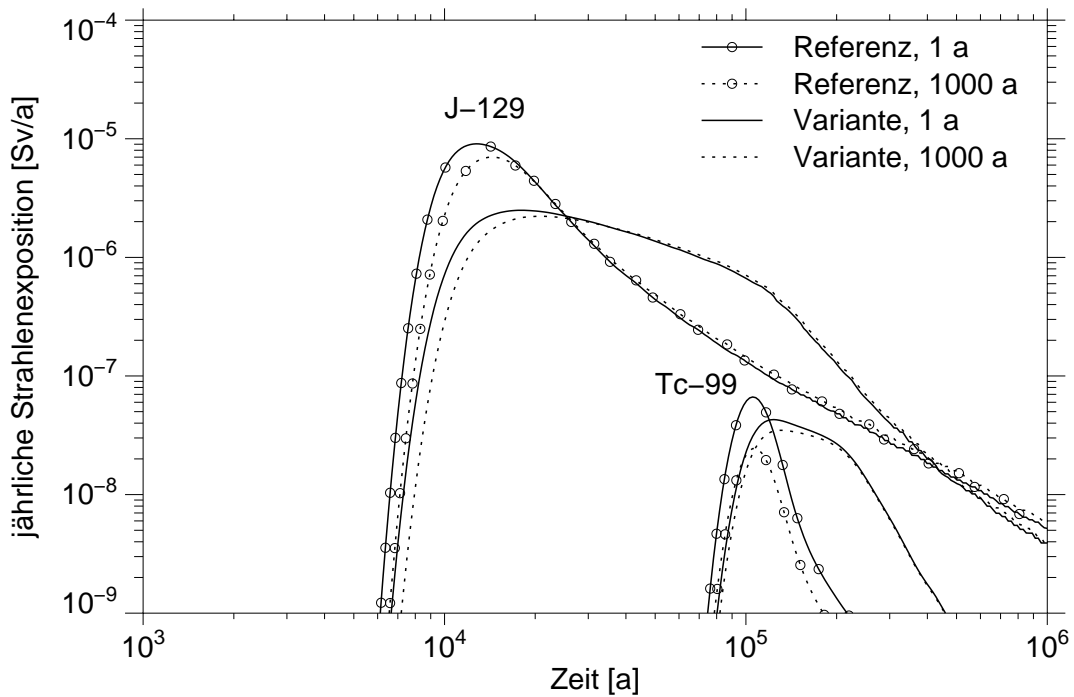
Ein kleiner Wert der Referenzkonvergenzrate führt zu einer Verlangsamung der Laugbewegung im Grubengebäude. Die Hohlräume des Grubengebäudes werden langsamer geschlossen und die eingedrungene Lauge wird langsamer wieder ausgepreßt. Dadurch dringt insgesamt mehr Lauge in das Grubengebäude ein als im Referenzfall und die Nuklidströme werden für löslichkeitsbegrenzte Radionuklide kleiner, da auch die Laugenströme abnehmen. In der Variante wurde eine Referenzkonvergenzrate von  $0,001 \text{ a}^{-1}$  angenommen, verglichen mit  $0,01 \text{ a}^{-1}$  im Referenzfall.

In Abbildung 5.14 sind die Nuklidströme aus der Zugangsstrecke für diese Variante im Vergleich zum Referenzfall dargestellt. Die Nuklidströme sind in der Variante fast über den gesamten dargestellten Zeitbereich eine halbe bis ganze Größenordnung kleiner als im Referenzfall. Bei dem löslichkeitsbegrenzten Radionuklid Tc-99 wirkt sich die langsame Konvergenz stark aus, da die Sättigungskonzentration in der Einlagerungsstrecke unabhängig von der Behälterstandzeit schon früh erreicht wird. Der Einfluß der Behälterstandzeit ist in der Variante weniger stark ausgeprägt als im Referenzfall. Bei Tc-99 zeigt die Behälterstandzeit kaum noch einen Einfluß auf den Nuklidstrom und bei J-129 sind die Unterschiede zu frühen Zeiten etwas geringer als im Referenzfall.

Abbildung 5.15 zeigt die für die Variante berechneten jährlichen Strahlenexpositionen im Vergleich zum Referenzfall. Während für J-129 die jährlichen Strahlenexpositionen in der Variante ca. einen Faktor 3,5 kleiner sind als im Referenzfall, tritt bei Tc-99 im Falle kleiner Behälterstandzeiten eine Verringerung um einen Faktor 1,5 auf und bei großen Standzeiten eine Erhöhung um den Faktor 1,5. Die genauen Zahlen sind der Tabelle 5.6 zu entnehmen. Die Erhöhung der maximalen jährlichen Strahlenexposition durch Tc-99 bei großen Behälterstandzeiten ist darauf zurückzuführen, daß durch die geringe Konvergenz auch zu späten Zeiten noch relativ große Laugmengen aus der Ein-



**Abb. 5.14:** Freisetzung aus der Zugangsstrecke. Vergleich der Variante mit kleiner Referenzkonvergenzrate mit dem Referenzfall.



**Abb. 5.15:** Jährliche Strahlenexpositionen in der Variante mit kleiner Referenzkonvergenzrate.

lagerungsstrecke ausgepreßt werden und damit die freigesetzten Nuklidmengen größer als im Referenzfall werden.

**Tabelle 5.6:** Jährliche Strahlenexpositionen durch J-129 und Tc-99 in der Variante mit kleiner Referenzkonvergenzrate und im Referenzfall.

Erhöhung der Strahlenexposition bei kleiner gegenüber großer Standzeit.

	Behälterstandzeit [a]	max. Strahlenexposition [Sv/a]		Erhöhung (Faktor)	
		J-129	Tc-99	J-129	Tc-99
Referenzfall	1	$9,1 \cdot 10^{-6}$	$6,7 \cdot 10^{-8}$	1,3	2,8
Referenzfall	1 000	$7,0 \cdot 10^{-6}$	$2,4 \cdot 10^{-8}$		
kleine Konvergenzrate	1	$2,5 \cdot 10^{-6}$	$4,3 \cdot 10^{-8}$	1,1	1,2
kleine Konvergenzrate	1 000	$2,2 \cdot 10^{-6}$	$3,5 \cdot 10^{-8}$		

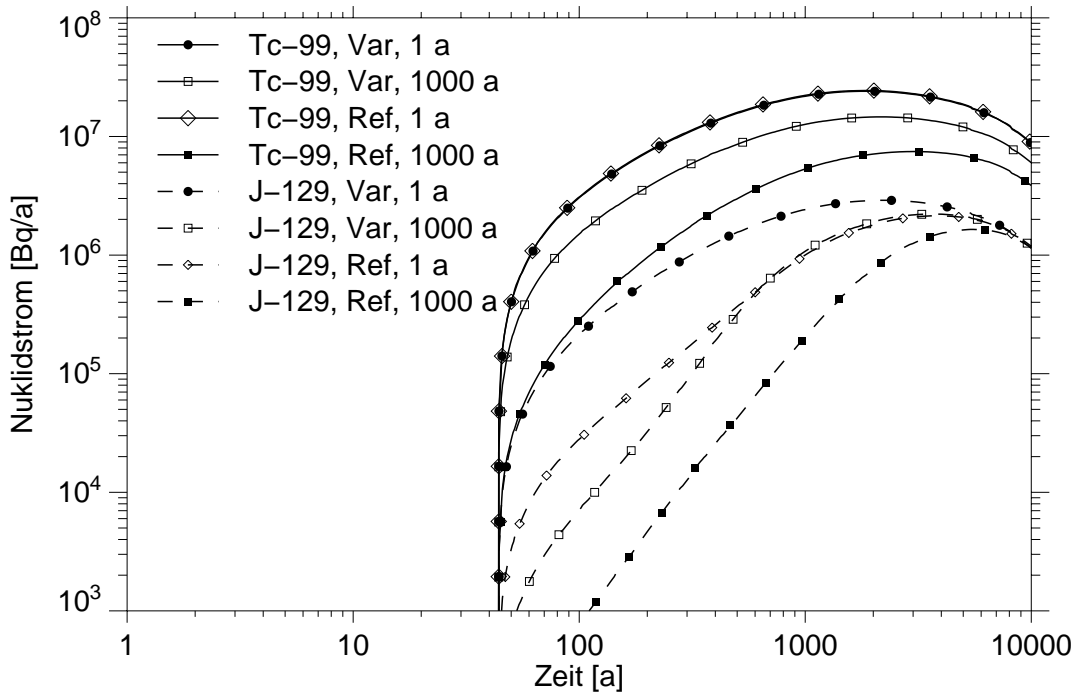
Wie bei den Freisetzungsraten in Abbildung 5.14 ist bei den jährlichen Strahlenexpositionen kaum ein Effekt der Behälterstandzeit zu beobachten. In der Variante werden die jährlichen Strahlenexpositionen durch eine kurze Behälterstandzeit im Vergleich zur langen Standzeit maximal um 20% erhöht.

#### 5.2.4 Große Mobilisierungsraten

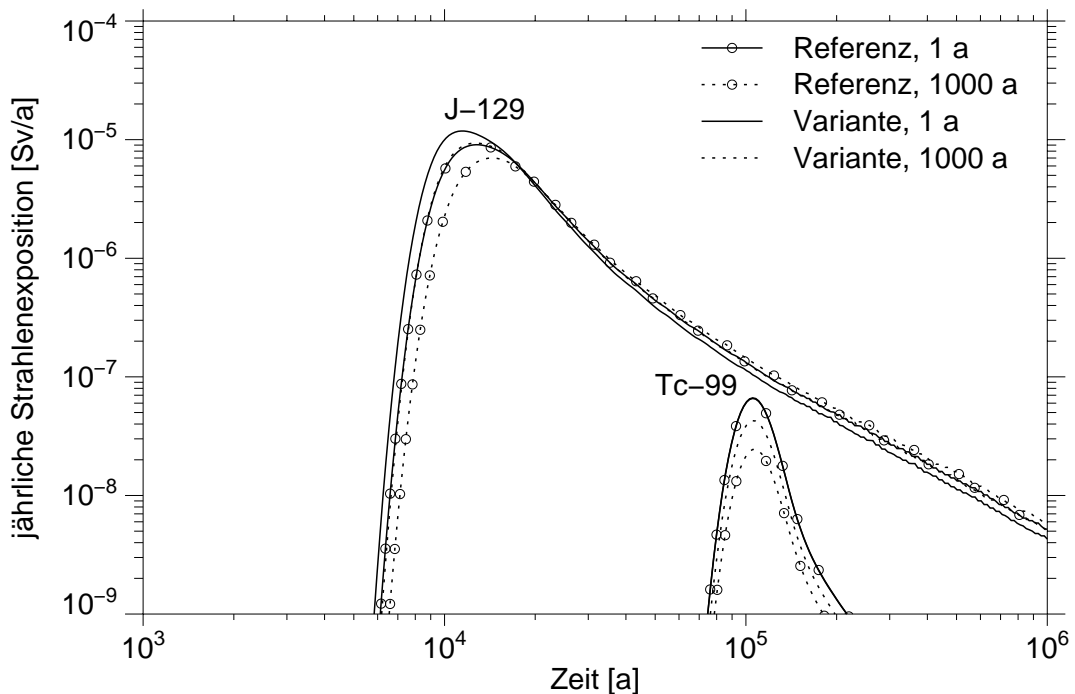
In dieser Variante wurden die Mobilisierungsraten in allen Bereichen der Brennelemente, also für den Gasraum, die Metallteile und die Brennstoffmatrix, um einen Faktor 10 erhöht. Dadurch wird die Freisetzung der nicht löslichkeitsbegrenzten Radionuklide beschleunigt, die löslichkeitsbegrenzten Radionuklide erreichen die Löslichkeitsgrenze früher.

In Abbildung 5.16 sind die Freisetzungsraten aus der Zugangsstrecke im Vergleich zum Referenzfall dargestellt. Beim löslichkeitsbegrenzten Tc-99 ist bei einer kurzen Behälterstandzeit von 1 Jahr kein Unterschied in den Freisetzungsraten feststellbar, d. h. wegen des frühen Zeitpunktes des Erreichens der Löslichkeitsgrenze spielt es keine





**Abb. 5.16:** Freisetzung aus der Zugangsstrecke. Vergleich der Variante mit großen Mobilisierungsraten mit dem Referenzfall.



**Abb. 5.17:** Jährliche Strahlenexpositionen in der Variante mit großen Mobilisierungsraten.

Rolle, wenn die Mobilisierung schneller als im Referenzfall abläuft. Bei langen Behälterstandzeiten und im Fall des nicht löslichkeitsbegrenzten J-129 sind geringe Differenzen zwischen Referenzfall und Variante erkennbar. Die Freisetzungsraten sind in der Variante generell höher als im Referenzfall. Für J-129 nähern sich die Raten für späte Zeiten einander an.

In Abbildung 5.17 werden die zeitlichen Verläufe der jährlichen Strahlenexpositionen durch J-129 und Tc-99 für die Variante und den Referenzfall verglichen und in der Tabelle 5.7 die maximalen jährlichen Strahlenexpositionen aufgelistet. Die Unterschiede in den Kurvenverläufen sind bei beiden Radionukliden gering. Der Einfluß der Behälterstandzeit ist in der Variante geringer als im Referenzfall.

**Tabelle 5.7:** Vergleich der jährlichen Strahlenexpositionen durch J-129 und Tc-99 in der Variante mit großen Mobilisierungsraten mit dem Referenzfall.

Erhöhung der Strahlenexposition bei kleiner gegenüber großer Standzeit.

Variante	Behälterstandzeit [a]	max. Strahlenexposition [Sv/a]		Erhöhung (Faktor)	
		J-129	Tc-99	J-129	Tc-99
Referenzfall	1	$9,1 \cdot 10^{-6}$	$6,7 \cdot 10^{-8}$	1,3	2,8
Referenzfall	1 000	$7,0 \cdot 10^{-6}$	$2,4 \cdot 10^{-8}$		
große Mobilisierungsrate	1	$1,2 \cdot 10^{-5}$	$6,6 \cdot 10^{-8}$	1,3	1,5
große Mobilisierungsrate	1 000	$9,4 \cdot 10^{-6}$	$4,3 \cdot 10^{-8}$		

### 5.3 Ergebnisse für die Kombination von Parametervariationen

In den Kapiteln 5.2.2 bis 5.2.4 wurden die Ergebnisse von drei durchgeführten Parametervariationen diskutiert. Im folgenden werden die Ergebnisse der Kombination von jeweils zwei Variationen dargestellt:

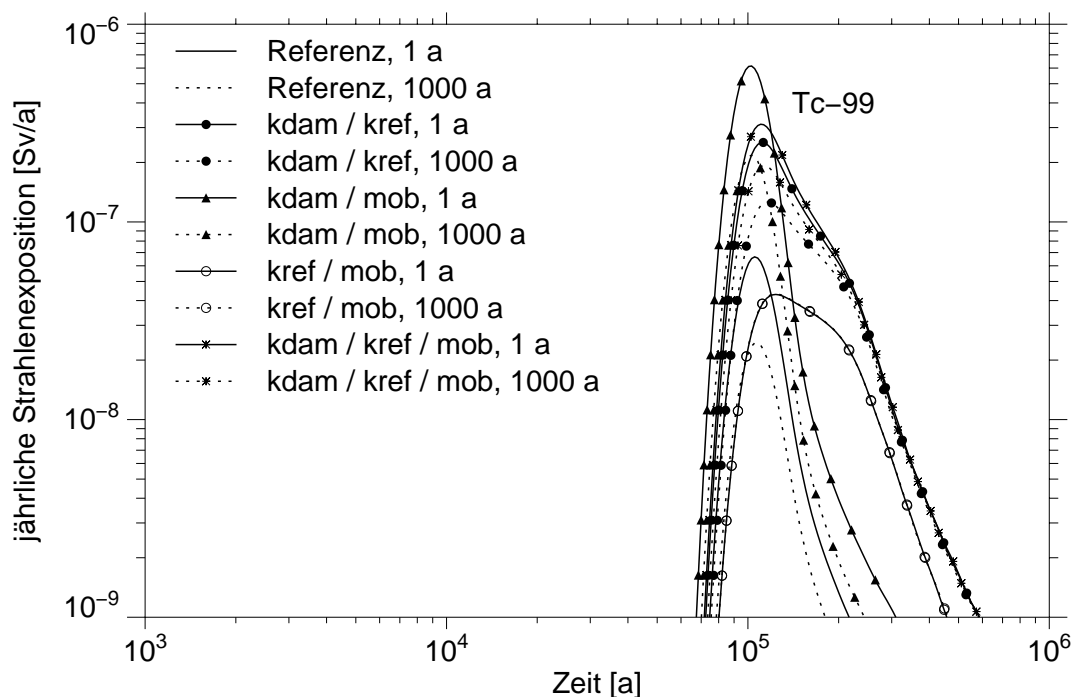
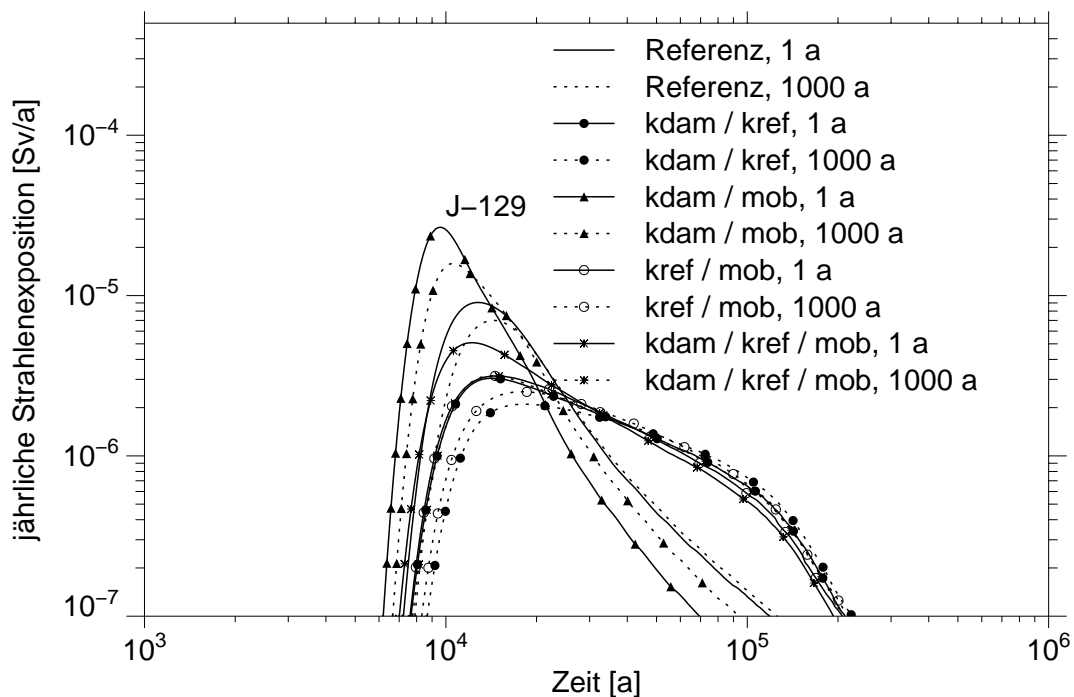
- große Mobilisierungsrate und große Damppermeabilität,
- große Mobilisierungsrate und kleine Referenzkonvergenzrate,
- große Damppermeabilität und kleine Referenzkonvergenzrate.

Außerdem gibt es noch die Kombination aller Varianten. Im folgenden werden die Auswirkungen der Kombinationen anhand der jährlichen Strahlenexpositionen dargestellt, siehe die Abbildung 5.18 und die Tabelle 5.8.

**Tabelle 5.8:** Zusammenstellung der maximalen jährlichen Strahlenexpositionen durch J-129 und Tc-99 in allen Varianten und im Referenzfall. Dick umrandet: höchste jährliche Strahlenexposition in der jeweiligen Spalte; hellgrau unterlegt: niedrigste jährliche Strahlenexposition.

Variante	max. Strahlenexposition [Sv/a]			
	J-129	Tc-99	J-129	Tc-99
	Standzeit 1 Jahr		Standzeit 1000 Jahre	
Referenzfall	$9,1 \cdot 10^{-6}$	$6,7 \cdot 10^{-8}$	$7,0 \cdot 10^{-6}$	$2,4 \cdot 10^{-8}$
große Damppermeabilität ( $k_{Damm}$ )	$1,5 \cdot 10^{-5}$	$3,7 \cdot 10^{-7}$	$8,6 \cdot 10^{-6}$	$1,0 \cdot 10^{-7}$
kleine Konvergenzrate ( $K_{ref}$ )	$2,5 \cdot 10^{-6}$	$4,3 \cdot 10^{-8}$	$2,2 \cdot 10^{-6}$	$3,5 \cdot 10^{-8}$
große Mobilisierungsraten ( $R_{mob}$ )	$1,2 \cdot 10^{-5}$	$6,6 \cdot 10^{-8}$	$9,4 \cdot 10^{-6}$	$4,3 \cdot 10^{-8}$
$k_{Damm}$ und $K_{ref}$	$3,1 \cdot 10^{-6}$	$2,5 \cdot 10^{-7}$	$2,1 \cdot 10^{-6}$	$1,3 \cdot 10^{-7}$
$k_{Damm}$ und $R_{mob}$	$2,7 \cdot 10^{-5}$	$6,1 \cdot 10^{-7}$	$1,6 \cdot 10^{-5}$	$2,2 \cdot 10^{-7}$
$K_{ref}$ und $R_{mob}$	$3,2 \cdot 10^{-6}$	$4,3 \cdot 10^{-8}$	$2,5 \cdot 10^{-6}$	$4,3 \cdot 10^{-8}$
$k_{Damm}$ und $K_{ref}$ und $R_{mob}$	$5,1 \cdot 10^{-6}$	$3,1 \cdot 10^{-7}$	$3,2 \cdot 10^{-6}$	$1,9 \cdot 10^{-7}$

Die größten Konsequenzen hat die Kombination von großer Damppermeabilität und großer Mobilisierungsrate. Bei beiden Behälterstandzeiten ist in diesem Fall die jährliche Strahlenexposition um etwa einen Faktor 10 größer als in der jeweiligen Variante mit der kleinsten jährlichen Strahlenexposition. Eine Erhöhung der Mobilisierungsraten allein hat nahezu keine Auswirkungen auf die Strahlenexpositionen. Die kleinsten jährlichen Strahlenexpositionen werden in der Variante mit kleiner Konvergenzrate verursacht. Auch in Kombination mit anderen Parametern führt eine kleine Konvergenzrate immer zu geringen Konsequenzen. Die geringe Konvergenzrate führt allerdings zu einer lange andauernden Freisetzung von Radionukliden und einem breiten Peak in den Kurven der jährlichen Strahlenexpositionen.



**Abb. 5.18:** Jährliche Strahlenexpositionen durch J-129 und Tc-99 bei Kombination von Parametervariationen und Vergleich mit dem Referenzfall.

Die Auswirkungen der Behälterstandzeit sind in den kombinierten Parametervariationen analog zu den einzelnen Parametervariationen, siehe Kapitel 5.2. Während sich die jährlichen Strahlenexpositionen bei J-129 immer um weniger als einen Faktor 2 unterscheiden, treten bei Tc-99 Unterschiede bis zu einem Faktor 3,7 auf. Die größten Unterschiede werden jeweils in der Variante mit großer Dampfermeabilität beobachtet. Das bedeutet, wenn viel Lauge zur Verfügung steht und dem Auspressen der Lauge ein relativ geringer Widerstand entgegengesetzt wird, kann eine lange Behälterstandzeit die Freisetzung von Radionukliden deutlich reduzieren, wobei die Ausfällung eine zusätzliche Rückhaltung bewirkt.

#### **5.4 Zusammenfassung der Ergebnisse zu einfachen Behälterkonzepten**

Am Beispiel eines vereinfachten Grubengebäudes wurden die Auswirkungen kleiner und großer Behälterstandzeiten untersucht. Die kleinste Behälterstandzeit von 1 Jahr bedeutet einen nahezu instantanen Ausfall, die größte Behälterstandzeit von 1 000 Jahren repräsentiert einen eher optimistischen Wert, wie der Referenzwert von 500 Jahren andeutet.

Es wurden einige Parameter variiert, von denen angenommen wurde, daß sie die Freisetzung der Radionuklide merklich beeinflussen. Die größten Konsequenzen wurden in der Variante mit einer hohen Damppermeabilität in der Zugangsstrecke erreicht, da sie zu einem schnellen Laugenzufluß und danach zu einem schnellen Laugenabfluß ins Deckgebirge führt. In diesem Fall wird bei kleiner Behälterstandzeit das Inventar schnell mobilisiert und ins Deckgebirge freigesetzt, während bei langer Behälterstandzeit viele Nuklide erst mobilisiert werden, wenn ein Großteil der Lauge bereits wieder aus dem Einlagerungsort ausgepreßt wurde. Dieser Effekt wird durch größere Mobilisierungsraten noch verstärkt.

Legt man die in den Rechnungen verwendeten Referenzwerte aller Parameter zu Grunde, so ist der Einfluß der Behälterstandzeit auf die jährlichen Strahlenexpositionen gering. Wenn nur die Mobilisierungsraten vergrößert werden, alle anderen Parameter aber die Referenzwerte haben, so erhöhen sich die Strahlenexpositionen geringfügig. Werden jedoch ungünstige Werte einiger wesentlicher Parameter des Grubengebäudes unterstellt, d. h. schnelle Konvergenz und hohe Durchlässigkeit der Verschlüsse und Dämme, kann die Behälterstandzeit eine gewisse Rolle spielen, vor allem bei löslichkeitsbegrenzten Radionukliden. Ob ein Unterschied von weniger als einer Größenordnung in den maximalen Summendosen die Verwendung aufwendiger Behälter rechtfertigt, hängt davon ab, ob ein genügend großer Sicherheitsspielraum durch die übrigen Barrieren des Endlagersystems vorhanden ist.



## 6 Abtrennung und Transmutation

Unter den Begriffen Abtrennung und Transmutation (A+T, englisch: partitioning and transmutation, P&T) werden Verfahren verstanden, mit denen langlebige Radionuklide (einige Spaltprodukte und Transurane) aus radioaktivem Abfall abgetrennt und in kurzlebige oder stabile Nuklide umgewandelt werden. Durch diese Verfahren soll erreicht werden, daß die "Problemnuclide", die die Sicherheit eines Endlagers für lange Zeiten beeinflussen, so weit unschädlich gemacht werden, daß die Sicherheit eines Endlagers für nur noch einige hundert oder tausend Jahre nachgewiesen werden muß. Eine Übersicht des im Jahr 1996 aktuellen Stands der A+T-Verfahren wird in dem Buch [ 13 ] gegeben.

Die im folgenden beschriebenen Langzeitsicherheitsanalysen befassen sich mit den Auswirkungen der nach Transmutation verringerten Inventare. Da nur wenige Zahlenangaben zu diesen Inventaren vorliegen, basieren die Analysen auf hypothetischen Annahmen bezüglich der Nuklidinventare. Die Auswirkungen der durch Abtrennung und Transmutation entstehenden Sekundärabfälle wurden nicht berücksichtigt, da zu wenig Informationen darüber vorliegen. Jedoch wurde unter vereinfachenden Annahmen der Einfluß der verringerten Temperaturen im Endlager berücksichtigt.

Die A+T-Verfahren sind untrennbar mit der Wiederaufarbeitung radioaktiver Abfälle verbunden, da eine chemische Trennung der Radionuklide erforderlich ist. Die im folgenden betrachteten Abfallarten stammen daher im wesentlichen aus der Wiederaufarbeitung. Die direkte Endlagerung von Brennelementen nach einem Transmutationszyklus wird in den Fällen berücksichtigt, bei denen MOX-Brennelemente aus einem LWR entsorgt werden müssen.

In den meisten Studien wird belegt, daß durch A+T die Menge der langlebigen Radionuklide in den Abfällen reduziert werden kann. Wegen der erheblichen zusätzlichen Risiken ist jedoch fraglich, ob das Verfahren jemals in größerem Umfang zum Einsatz kommen wird. Zu den Risiken gehören u.a. [ 10 ]:

- Die Kosten für die mehrfache Wiederaufarbeitung sind beträchtlich, da neben einer Wiederaufarbeitungsanlage geeignete Reaktoren und evtl. Beschleuniger gebaut werden müssen.



- Das Proliferationsrisiko wird durch große abgetrennte Plutoniummengen erhöht.
- Der Einstieg in die Wiederaufarbeitung wird in vielen Ländern keine Akzeptanz finden.
- Die bei der Transmutation anfallenden Sekundärabfälle können sich ungünstig auf die Langzeitsicherheit eines Endlagers auswirken. Diese Folgen sind bisher nicht untersucht worden.

Zu den Vorteilen von A+T gehören jedoch:

- Das Kurzzeitrisko durch Nutzung der Kernenergie wird durch die Wiederaufarbeitung vermindert, da das Hauptrisiko durch Gewinnung, Aufbereitung und Anreicherung des Urans hervorgerufen wird.
- Der Flächenbedarf eines Endlagers wird geringfügig vermindert, wenn die wärmeproduzierenden Elemente Strontium und Cäsium nur noch in geringen Mengen entsorgt werden müssen.
- Die Abhängigkeit von Uranimporten wird verringert, da das spaltbare Material effektiver eingesetzt wird.
- Der Nachweis der Langzeitsicherheit wird einfacher, da der Bewertungszeitraum auf einige tausend Jahre verkürzt wird.

Bei den bisherigen Überlegungen wurde meistens nicht berücksichtigt, daß die Freisetzung von Radionukliden in einem Endlager durch chemische und physikalische Prozesse begrenzt werden kann, so daß eine Reduktion des Inventars nicht notwendigerweise zu reduzierten Konsequenzen führt. Dies gilt zum Beispiel für schwerlösliche Elemente, die im Grubengebäude ausgefällt werden, oder für Endlagerkonzepte in salinaren Formationen, bei denen große Teile der Einlagerungsbereiche nicht von Lauge erreicht werden, da die Gebirgskonvergenz für einen sicheren Einschluß sorgt.

Bislang existieren keine verlässlichen Zahlen über Abtrennfaktoren, so daß die Langzeitsicherheit von Endlagerkonzepten mit und ohne A+T schwer verglichen werden kann. Im Kapitel 2.5.3 wurde versucht, mit hypothetischen Abtrennfaktoren Inventare nach Transmutation abzuleiten. Im Fall der Transmutation mit Hilfe von MOX-Brennelementen werden vorhandene Abbrandrechnungen mit genaueren Inventarangaben verwendet.

Im folgenden werden zunächst die am meisten diskutierten A+T-Verfahren kurz erläutert, um einen Eindruck zu vermitteln, was mit diesen Verfahren erreicht werden kann. Die Modelle für die Langzeitsicherheitsanalysen sowie die benötigten Eingangsdaten, d.h. im wesentlichen die Radionuklidinventare, wurden bereits in Kapitel 2 zusammengestellt. Anhand der ausgewählten Modelle werden dann die Konsequenzen nach einer Transmutation berechnet und mit denjenigen des Referenzfalls ohne Transmutation verglichen.

## 6.1 Verfahren der Abtrennung und Transmutation

Dieses Kapitel enthält eine Auswahl der am meisten diskutierten Verfahren für die Abtrennung und Transmutation, wobei der Schwerpunkt auf den Transmutationsverfahren liegt. Es werden jeweils die Vor- und Nachteile aufgezeigt.

Unter Transmutation wird die Umwandlung von langlebigen Radionukliden in kurzlebige oder stabile Isotope unter Einsatz von Kernprozessen verstanden. Die langlebigen Aktiniden werden dabei in zwei Gruppen unterteilt: Thorium, Uran und Plutonium, die als Kernbrennstoffe eingesetzt werden können, und Protactinium, Neptunium, Americium und Curium, die nur in den Abfallströmen auftauchen. Obwohl die letztere Gruppe als Abfall bezeichnet wird, enthalten diese Radionuklide ein vergleichbar großes Spaltungspotential wie Uran, Plutonium und Thorium. Dieses Spaltungspotential wird bei der Transmutation ausgenutzt [ 9 ].

Im folgenden werden unter dem Begriff "Restaktiniden" die Transurane ohne das Plutonium verstanden. Sie umfassen also auch das Thorium, das in einigen Varianten als Kernbrennstoff vorgesehen ist.

Unabhängig von den angewandten Verfahren ist A+T immer mit dem Konzept der Wiederaufarbeitung abgebrannter Brennelemente gekoppelt. Mit Hilfe chemischer Verfahren, z.B. dem PUREX-Prozeß (Plutonium- und Uran-Reduktions-Extraktion), werden die Radionuklide aus den Brennelementen herausgelöst und voneinander getrennt. Die ursprüngliche Idee dieser Wiederaufarbeitungsprozesse war, die noch vorhandenen oder neu entstandenen spaltbaren Radionuklide aus dem abgebrannten Brennstoff herauszulösen und beispielsweise in MOX-Brennelementen (Mischoxid mit Uran- und Plutoni-

um-Brennstoff) wieder in Reaktoren einzusetzen. Die Verwertung von Plutonium in diesen MOX-Brennelementen ist als eine Form der Transmutation anzusehen.

Die Gesamtsumme der Aktiniden im Brennstoffkreislauf steigt bei Einsatz von A+T bis zu einem bestimmten Faktor gegenüber dem Referenzfall an, bei dem stets reiner Uran-Brennstoff eingesetzt wird. Das bedeutet, daß nach Wiederaufarbeitung und Einsatz der Restaktiniden in einem Reaktor die Restaktiniden während eines Zyklus nicht restlos vernichtet werden. Vielmehr wird nur ein kleiner Teil zerstört, während gleichzeitig aus der Uran-Spaltung neue Restaktiniden entstehen. Erst wenn ein Gleichgewicht zwischen Neuentstehung und Zerstörung erreicht ist, nimmt die Gesamtmenge der Restaktiniden nicht mehr zu. Diese Gesamtmenge ist dann in einem ständigen Umlauf oder muß zu einem bestimmten Zeitpunkt entsorgt werden. Nach [ 9 ] beträgt der Faktor gegenüber dem Referenzfall je nach Radionuklid zwischen 1,2 (Am-241) und 14 (Cm-245), jeweils bei Betrachtung von Leichtwasserreaktoren (LWR).

### **6.1.1 Abtrennverfahren**

Bei den chemischen Abtrennverfahren, die u.a. das PUREX-Verfahren verwenden, werden die Aktiniden und die Seltenen Erden gemeinsam extrahiert und anschließend getrennt. Bei diesen Prozessen entstehen erhebliche Mengen an Sekundärabfällen, die entsorgt werden müssen. In den folgenden Untersuchungen werden die Abfallströme Feedklärschlamm (FKS) und Hülsen+Strukturteile (H+S) berücksichtigt. Bei Curium, Technetium, usw. gibt es erhebliche technologische Probleme, denn sie sind schlecht löslich und schlecht zu Targets zu verarbeiten.

Der klassische PUREX-Prozeß wird zur Trennung von Uran und Plutonium aus einer  $\text{HNO}_3$ -Lösung angewandt. Dabei gelangt Neptunium in den später verglasten, hochaktiven Abfall (HAW) und die Menge an Technetium, die zum Uran gelangt, wird minimiert [ 10 ]. Danach wird zusätzlicher Aufwand betrieben, um das Uran vom Technetium zu reinigen. Jod gelangt während des Prozesses in das Abgas und wird dort ausgeschieden, so daß es für eine Transmutation verfügbar ist.

Mit dem sogenannten TRUEX-Prozeß (Transuran-Extraktion) können aus der HAW-Lösung Neptunium, Americium und Curium extrahiert werden. Dabei ist sowohl eine Trennung von Am(III) und Cm von Pu(IV), Np und U(VI), als auch eine Trennung des Urans von Plutonium und Neptunium möglich [ 10 ]. Technetium wird während dieses Prozesses zusammen mit Uran extrahiert und anschließend mit Amin-Flüssigextraktion getrennt. Mit einem anderen Verfahren kann Strontium abgetrennt werden (SREX-Prozeß). Zur Abtrennung von Cäsium aus den HNO<sub>3</sub>-Lösungen sind keine Verfahren bekannt [ 10 ]. Die Abtrennung der langlebigen Radionuklide aus anderen Prozeßströmen (Feedklärschlamm, usw.) als dem HAW ist noch nicht geklärt.

Physikalische Trennverfahren, wie sie zur Uran-Anreicherung mittels Zentrifugation entwickelt wurden, sind auf die langlebigen Radionuklide zur Transmutation prinzipiell anwendbar. Es wurden jedoch noch keine Versuche in dieser Richtung unternommen.

Bei der pyrochemischen Abtrennung wird zunächst ebenfalls der PUREX-Prozeß angewandt. Bei Temperaturen oberhalb 500<sup>o</sup>C werden dann Uran und Neptunium getrennt sowie die restlichen Elemente in einer geschmolzenen Salzphase gelöst [ 10 ]. In mehreren Schritten können daraus Uran, die Transuran-Elemente und ein Teil der Lanthaniden abgetrennt werden. Ein anderer pyrochemischer Prozeß wurde beschrieben, ist aber noch nicht anwendungsreif [ 10 ]. In diesem Fall würden zwei Abfallströme entstehen: ein metallischer Strom mit den Transuran-Resten und ein Salzgemisch, in dem die meisten Spaltprodukte enthalten sind. Das Verfahren wird weiter entwickelt und ist aussichtsreich, die langlebigen Radionuklide abtrennen zu können.

### **6.1.2 Transmutationsverfahren**

Es gibt im wesentlichen drei grundsätzlich verschiedene Wege der Transmutation von langlebigen Radionukliden:

- Einsatz von MOX-Brennelementen in LWRs,
- Einsatz von MOX-Brennelementen in schnellen Reaktoren oder in fortschrittlichen, Flüssigmetall-gekühlten Reaktoren,
- Transmutation durch Elektronen oder Protonen aus Beschleunigern.

Bei Einsatz von MOX-Brennelementen in LWRs sind viele Wiederaufarbeitungszyklen notwendig, um das ursprünglich aus dem Uran-Brennstoff entstandene Plutonium bis auf 10% des Anfangswertes zu reduzieren. Außerdem werden nur Plutonium, aber keine anderen Restaktiniden bei diesem Verfahren vernichtet. Da nach jedem Zyklus die Strahlenbelastung des Bedienungspersonals ansteigt, sind vollautomatisierte Verfahren bei der MOX-Wiederaufarbeitung einzusetzen. Die technologischen Probleme sind beträchtlich, so daß bei diesem Verfahren kaum von einem effektivem Transmutationsprozeß gesprochen werden kann [ 14 ].

Auch bei Einsatz von MOX-Brennelementen in schnellen Reaktoren, bei denen eine erheblich bessere Transmutationsrate gegenüber LWRs erzielt wird, sind mehrere Wiederaufarbeitungszyklen erforderlich, um den Anfangs-Plutoniumgehalt auf 10% zu reduzieren [ 14 ].

Die Transmutation der Spaltprodukte Tc-99 und J-129 ist in Höchstflußreaktoren in ausreichender Menge möglich [ 14 ].

Der Einsatz thermischer oder schneller Neutronen aus Beschleunigern ist nach derzeitigem Stand der Wissenschaft das einzige Verfahren, um die Restaktiniden effektiv in kurzlebige Produkte umzuwandeln [ 14 ].

Die prinzipielle Machbarkeit der Transmutation wurde 1993 bei Tests mit schnellen Reaktoren demonstriert. Die Transmutation ist oft dadurch erschwert, daß radioaktive, langlebige Isotope gemeinsam mit stabilen Isotopen vorkommen, so daß eine Isotopentrennung erforderlich ist.

Nach der IAEA-Veröffentlichung von 1982 [ 9 ] bietet die Transmutation in LWRs für Am-241 Vorteile, während sie für Np-237, Am-243 und Cm-244 in schnellen Reaktoren günstiger ist. Cm-245 ist in LWRs geringfügig besser. Um den Anfangsgehalt auf ca. 0,1% zu reduzieren, werden mindestens 10 Zyklen oder 50 Jahre Einsatz in Reaktoren abgeschätzt. Als Quintessenz wird die Aussage getroffen, daß schnelle Reaktoren nur marginal besser sind als LWRs, wobei zu diesem Zeitpunkt der Rubbia-Reaktor (siehe unten) noch nicht bekannt war.

Nach [ 1 ] können in einem schnellen Reaktor mit 1 GW elektrischer Leistung die von 6 LWR anfallenden Restaktiniden transmutiert werden. Hierzu sind 8 Zyklen notwendig. Insgesamt werden dabei ca. 96% der Restaktiniden umgewandelt, der Rest wandert in den Abfall (ca. 0,5% pro Wiederaufarbeitungszyklus). Ca. 80% des Np-237 wird durch Neutroneneinfang in spaltbare Isotope transmutiert, der Rest durch neutroneninduzierte Spaltung. Man benötigte ca. 25 solcher schnellen Reaktoren, um alle Restaktiniden der LWRs in der OECD zu transmutieren.

Ein Vorschlag für einen neuen Reaktortyp wurde von Prof. Rubbia (ehemaliger Direktor von CERN) vorgelegt. Es handelt sich um einen Thorium-Reaktor mit flüssigem Blei als Kühlmittel. Dabei wird im Reaktorkern keine Kettenreaktion aufrechterhalten, sondern die Kernspaltung wird jeweils durch Einschuss von Protonen von außen herbeigeführt. Dafür ist ein leistungsfähiger Beschleuniger erforderlich, der von der erforderlichen Dimension bisher noch nirgends verwirklicht wurde. Für die Zerstörung von Restaktiniden könnten bei diesem Konzept schnelle Neutronen eingesetzt werden.

Einige grundsätzliche Experimente haben die Theorie dieses Reaktorkonzepts bestätigt, jedoch ist weiterhin eine kostenintensive Forschung in Höhe von einigen Milliarden US-\$ erforderlich, um die Machbarkeit zu bestätigen. Es sind viele Fragen bezüglich Wirtschaftlichkeit und Technologie ungeklärt. Spanien ist an den Forschungen anscheinend sehr interessiert und fördert eventuell eine Demonstrationsanlage [ 19 ]. Trotz der noch nicht geklärten Realisationsmöglichkeit wird die Transmutation mit Hilfe dieses Reaktortyps anhand von Inventarabschätzungen diskutiert. Neben den Transuranen könnten auch Tc-99 und J-129 durch Transmutation unschädlich gemacht werden.

## **6.2 Ergebnisse der Modellrechnungen zur Transmutation**

Im folgenden werden die Ergebnisse für die in Kapitel 2.5.3.2 definierten Varianten diskutiert und jeweils mit den Ergebnissen aus Referenzrechnungen, d.h. den Konsequenzen ohne Transmutation verglichen.

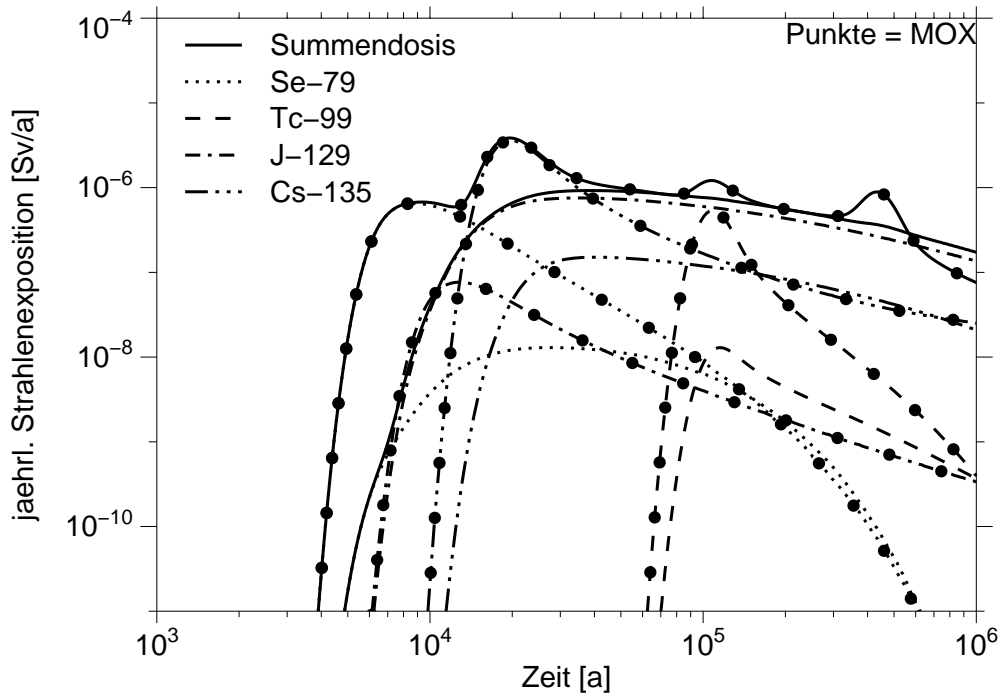
### 6.2.1 Variante 1: MOX-Brennstoff

Durch 5-fache Rezyklierung der abgebrannten LWR-Brennelemente wird aus dem ursprünglich eingesetzten Uran-Brennstoff eine höhere Energieausbeute erzielt als bei einmaligem Einsatz und direkter Endlagerung. Auf diesen Aspekt wird im folgenden nicht eingegangen. Vielmehr bezieht sich die Diskussion auf den hochaktiven, verglasten Abfall nach 5-maliger Rezyklierung. Die von diesem Abfall verursachten Strahlenexpositionen werden mit denjenigen von direkt endgelagerten  $\text{UO}_2$ -Brennelementen verglichen.

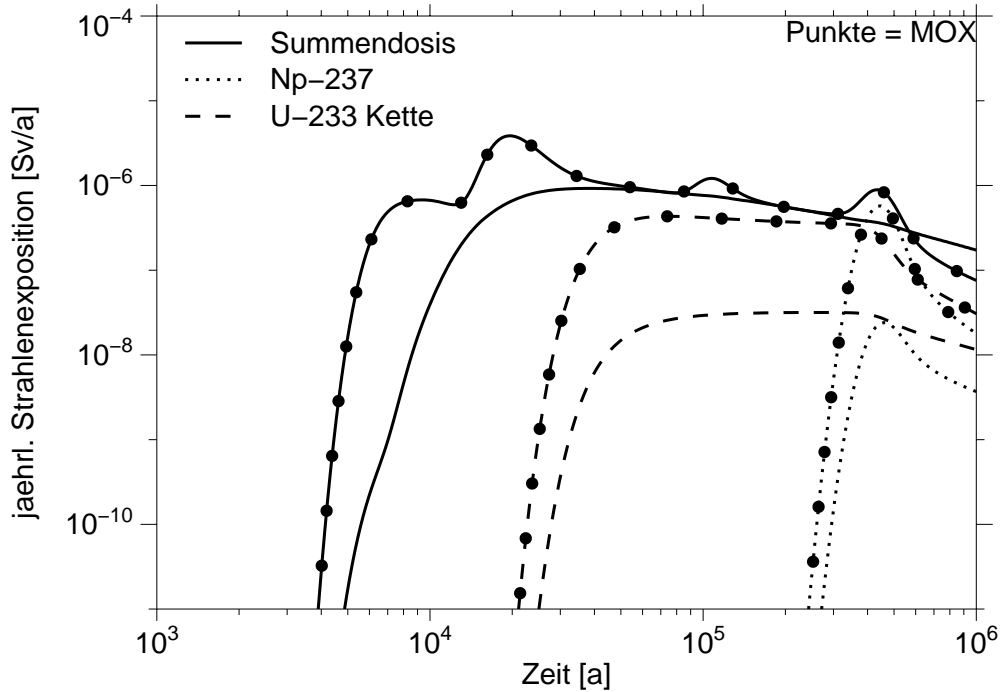
In den Abbildungen 6.1 und 6.2 sind die Ergebnisse für die relevanten Spaltprodukte und Transurane dargestellt. Zunächst ist festzustellen, daß das Maximum der Summendosis bei MOX-HAW von Cs-135 verursacht wird und geringfügig höher ist als bei den direkt endgelagerten Brennelementen, bei denen das Maximum von J-129 verursacht wird. Die Strahlenexposition durch Cs-135 ist bei MOX-HAW fast 2 Größenordnungen höher als bei direkt endgelagerten Brennelementen. Da die Inventare in beiden Fällen etwa gleich groß sind, wird die höhere Dosis durch das unterschiedliche Freisetzungsverhalten aus Bohrlöchern und Strecken verursacht: Bei Streckenlagerung tragen im vorliegenden Modell nur 10% der Abfallgebinde zur Freisetzung bei, weil 90% der Strecken nicht von Lauge erreicht werden, bei Bohrlöchern jedoch 50%. Außerdem beginnt die Freisetzung aus einem Bohrloch wegen des geringen Laugenvolumens früher als aus der Strecke, so daß die Kontamination in den Zugangsstrecken höher ist als bei der Strecke.

Der Kurvenverlauf der Summendosis setzt bei MOX-HAW zu früheren Zeiten ein, da die Freisetzung aus Bohrlöchern, in denen der HAW eingelagert wird, etwas früher beginnt als aus Strecken, in denen Brennelemente direkt endgelagert werden. In beiden Fällen ist die frühe Strahlenexposition durch Se-79 verursacht. Die höhere Dosis ist nur durch den frühen Freisetzungsbeginn verursacht, da Se-79 löslichkeitsbegrenzt ist und dadurch die gelösten Radionuklidkonzentrationen in beiden Fällen gleich groß sind.

Die Strahlenexpositionen durch J-129 sind bei HAW-MOX geringer als bei den direkt endgelagerten Brennelementen, da das insgesamt eingelagerte Inventar mehr als 2 Größenordnungen geringer ist. Dadurch wird die bei allen anderen Nukliden durch die frühe Freisetzung verursachte, höhere Dosis mehr als kompensiert.



**Abb. 6.1:** Strahlenexposition durch Spaltprodukte. 5-fache Rezyklierung von MOX.



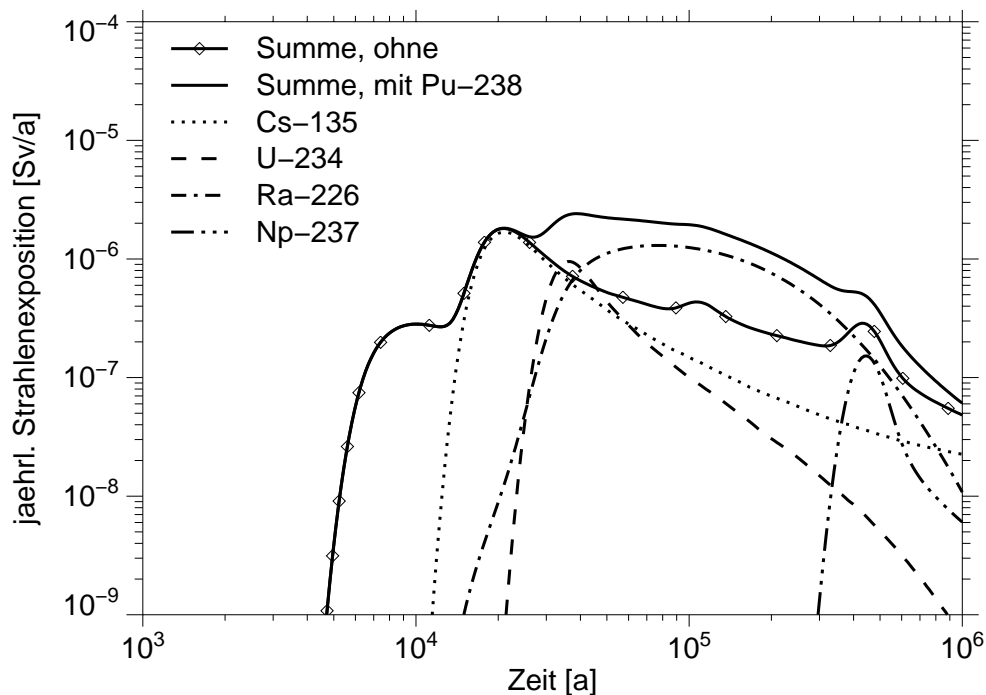
**Abb. 6.2:** Strahlenexposition durch Transurane. 5-fache Rezyklierung von MOX.



Als Fazit ist festzuhalten, daß die 5-fache Rezyklierung von MOX-Brennelementen zu einer höheren Energieausbeute führt, daß aber der dann entstehende hochaktive Abfall zu einer geringfügig höheren Strahlenexposition führt als direkt endgelagerte Brennelemente nach einmaligem Einsatz in einem Reaktor. Diese höhere Exposition ist durch die Einlagerung in Bohrlöchern verursacht. Sie würde auch auftreten, wenn statt der direkten Endlagerung die Brennelemente nach einmaligem Einsatz wiederaufgearbeitet und ebenfalls als verglaste HAW in Bohrlöcher verpackt würden. Bei gleichen Endlagerkonzeptionen für verglasten Abfall und für direkt endgelagerte Brennelemente, d. h. wenn beispielsweise beide Arten in den gleichen Behältern in Strecken gelagert würden, wären die radiologischen Konsequenzen nahezu gleich.

### 6.2.2 Variante 2: Vollständige Transmutation von Np-237

Unter dieser Annahme ist das ursprünglich im hochaktiven Abfall enthaltene Np-237 vollständig in Pu-238 umgewandelt. Das erhöhte Pu-238-Inventar im verglasten hochaktiven Abfall führt dann zu einer geringfügig erhöhten Strahlenexposition, weil die Zerfallsprodukte des Pu-238, d.h. U-234 und Ra-226 dosisrelevant werden, siehe Abbildung 6.3.

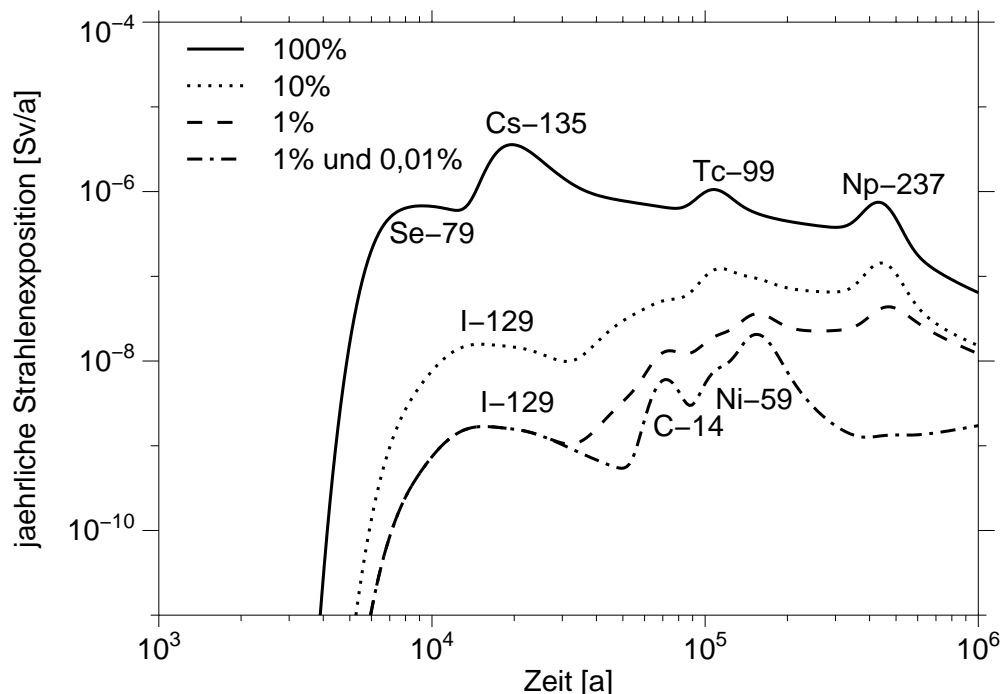


**Abb. 6.3:** Strahlenexpositionen nach Transmutation von Np-237 zu Pu-238.

Die Konsequenz daraus lautet, daß nicht nur das Np-237 umgewandelt werden muß, sondern daß für eine Verringerung der Strahlenexposition auch das entstehende Pu-238 in einem Reaktor genutzt werden muß. Ansonsten wäre die Transmutation sinnlos. Im übrigen wird die Strahlenexposition nicht von dem eingelagerten Np-237-Inventar verursacht, sondern von dem im Laufe der Zeit durch radioaktiven Zerfall aufgebauten Inventar, wie an dem Np-Peak bei ca. 500 000 Jahren in der Abbildung zu sehen ist.

### 6.2.3 Variante 3: gleichzeitige Transmutation aller Radionuklide

In dieser hypothetischen Variante wird angenommen, daß die Inventare aller Radionuklide um den gleichen Faktor reduziert werden. Dabei werden Reduktionen auf 10%, 1% und 0,01% des Anfangsinventars angenommen. Die durch die verminderten Inventare reduzierten Wärmeleistungen werden berücksichtigt, Sekundärabfälle jedoch nicht. Abbildung 6.4 zeigt das Ergebnis im Überblick.



**Abb. 6.4:** Zeitliche Verläufe der Summendosen bei Reduktion aller Inventare um einen jeweils gemeinsamen Faktor.

Die oberste Kurve zeigt die Strahlenexpositionen für den Referenzfall, d.h. die Konsequenzen einer Freisetzung aus hochaktivem verglastem (HAW) und mittelaktivem Abfall (MAW) nach Wiederaufarbeitung ohne Transmutation. Das Maximum der Summendosis wird von Cs-135 verursacht, der Anfangsverlauf der Summendosis wird von Se-79 geprägt. Der Beitrag der Aktiniden zur Summendosis ist an dem breiten Untergrund zwischen 50 000 und 1 Million Jahren sowie an dem Np-237-Peak bei 450 000 Jahren zu erkennen.

Bei einer Reduktion auf 10% und auf 1% des Anfangsinventars nehmen die Strahlenexpositionen durch die Spaltprodukte stark ab, diejenigen durch die Aktiniden weniger. Die Hauptursache für diese Abnahme ist die Verringerung der Temperatur im Endlager, die einen geringeren kontaminierten Laugenstrom aus dem Endlager verursacht. Bei den Spaltprodukten ist dieser Effekt von der Abnahme des Inventars überlagert, bei den Aktiniden wegen des Erreichens von Löslichkeitsgrenzen jedoch nicht.

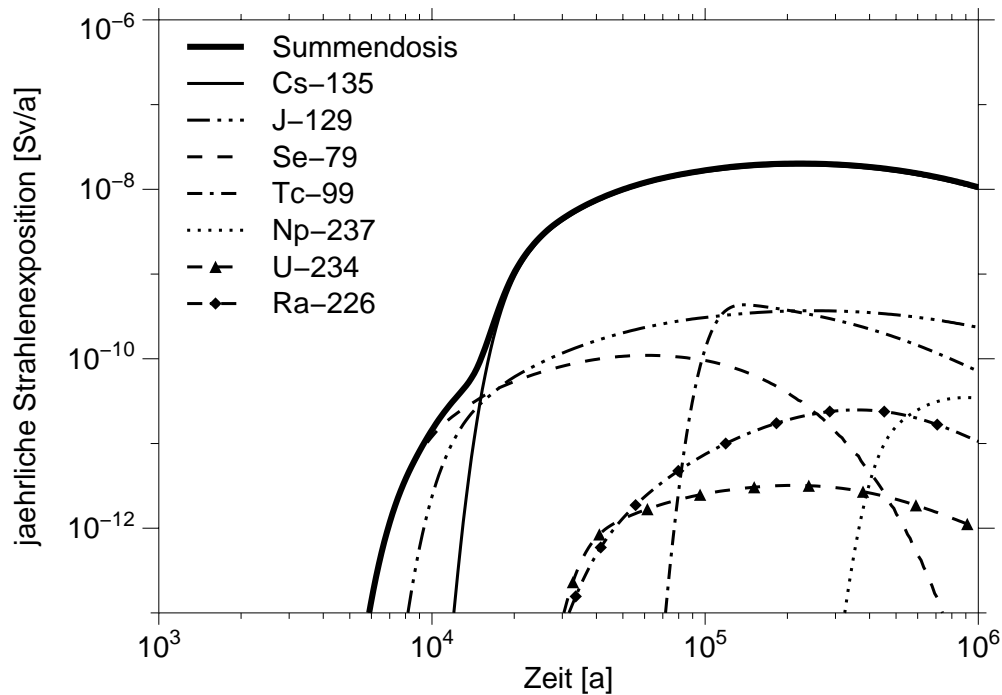
Erst bei einer Reduktion des Inventars der Aktiniden auf 0,01% - wobei das Inventar der Spaltprodukte bei 1% bleibt - nehmen die Strahlenexpositionen durch Aktiniden stark ab, da jetzt keine Löslichkeitsgrenzen mehr erreicht werden und die Freisetzung zusätzlich wegen der verringerten Konzentrationen abnimmt. In diesem Fall wird die Summendosis von den Spaltprodukten Ni-59 und C-14 dominiert.

Zusammenfassend ist festzuhalten, daß eine Verringerung des Inventars durch die Verringerung der Wärmeleistung die Strahlenexpositionen verkleinert. Dieser Effekt wird bei den nicht löslichkeitsbegrenzten Radionukliden - hauptsächlich den Spaltprodukten - durch das verringerte Inventar verstärkt. Bei den löslichkeitsbegrenzten Radionukliden - hauptsächlich den Aktiniden - wird die Strahlenexposition erst nach großen Transmutationsraten wirksam, die das Inventar auf ca. 0,01% absenken.

#### **6.2.4 Variante 4: Nur mittelaktiver Abfall**

In dieser Variante wird angenommen, daß durch Transmutation kein hochaktiver Abfall mehr entsteht und daß nur wärmeproduzierender MAW aus der Wiederaufarbeitung endgelagert werden muß. Es wird jedoch angenommen, daß nur Aktiniden, aber keine

Spaltprodukte transmutiert werden, so daß das Spaltproduktinventar des HAW zu dem Inventar des MAW hinzugefügt werden muß. Abbildung 6.5 zeigt die jährlichen Strahlenexpositionen aus einem Endlager mit diesem mittelaktiven Abfall.



**Abb. 6.5:** Strahlenexpositionen bei nur mittelaktivem Abfall.  
Inklusive Spaltprodukten aus HAW.

Durch die gegenüber dem HAW geringere Wärmeleistung des MAW ist die Konvergenz des Salzgesteins langsamer als in einem Endlager mit HAW. Daher sind die zeitlichen Verläufe der Strahlenexpositionen breiter. Die Maximalwerte der Strahlenexpositionen sind gegenüber einem HAW-Endlager mehr als 2 Größenordnungen kleiner. Das Maximum der Summendosis wird von Cs-135 hervorgerufen, das in allen bisher betrachteten Varianten Bestandteil des HAW ist. Das bedeutet, daß nach Transmutation aller Aktiniden die Langzeitsicherheit eines Endlagers von den Spaltprodukten dominiert wird, die ansonsten im HAW enthalten sind, daß aber das Maximum der Strahlenexposition deutlich kleiner ist als bei Beteiligung von HAW.

### 6.3 Zusammenfassung der Ergebnisse zur Transmutation

Die vorliegende Studie beruht auf stark vereinfachenden Annahmen zur Transmutation, gestattet aber Aussagen zu deren Auswirkungen auf die Radionuklidfreisetzungen aus einem realen Endlager. Es wurden mit Ausnahme der 5-fachen Rezyklierung von MOX-Brennelementen keine speziellen Abbrand- und Inventarberechnungen verwendet. Auch die Aufteilung der Radionuklide auf die Abfallströme nach einer Transmutation wurde nicht näher spezifiziert.

Die Nuklidinventare nach Transmutation wurden abgeschätzt, so daß der Einfluß reduzierter Inventare auf die Langzeitsicherheit berechnet werden konnte. Dazu wurden hypothetische, aber an reale Abfallaufkommen angepaßte Grubengebäude zugrundegelegt, die aus Einlagerungsfeldern für Brennelemente, verglasten hochaktiven Abfall oder wärmeproduzierenden mittelaktiven Abfall bestehen. Um die Ergebnisse vergleichen zu können, wurden für alle Varianten Grubengebäude konstruiert, die auf der Einlagerung von 1500 Tonnen Schwermetall beruhen. Durch diese Beschränkung haben die Absolutwerte der berechneten Strahlenexpositionen keine Bedeutung und dienen lediglich dem Vergleich der Varianten.

Die technisch bereits realisierte Variante ist die Verwendung von MOX-Brennelementen. Durch die Wiederaufarbeitung abgebrannter Uran-Brennelemente und Verwendung des abgetrennten Plutoniums wird das ansonsten direkt endgelagerte Plutonium im Abfall reduziert. In dem dargestellten Beispiel wird gezeigt, daß die Dosisbelastungen durch den verglasten HAW, der nach 5-facher Rezyklierung von MOX-Brennelementen entsteht, höher sind als diejenigen aus direkt endgelagerten LWR-Brennelementen nach 1-maligem Einsatz. Die Unterschiede beruhen hauptsächlich auf den unterschiedlichen, von einer Nuklidfreisetzung betroffenen Einlagerungsbereichen. In den betrachteten Beispielen tragen ca. 50% der HAW-Bohrlöcher zu einer Freisetzung bei, aber nur 10% der LWR-Einlagerungsstrecken.

Betrachtet man den hypothetischen Fall, daß alle Inventare durch Transmutation um einen festen Faktor reduziert werden, so ist folgendes festzustellen. Die Reduktion der Strahlenexpositionen aufgrund reduzierter Inventare ist hauptsächlich ein Temperatureffekt. Bei geringerer Temperatur werden weniger Radionuklide freigesetzt, da der

kontaminierte Laugenstrom aus dem Grubengebäude wegen der geringeren Konvergenzrate abnimmt. Die Reduktion der Strahlenexposition aufgrund der reduzierten Nuklidkonzentrationen im Endlager ist zweitrangig und dem Temperatureffekt überlagert. Da die Aktinidenkonzentrationen im Grubengebäude stark durch Löslichkeiten begrenzt sind, müssen deren Inventare um mindestens den Faktor 1000 verringert werden, bis die Strahlenexpositionen merklich abnehmen. Bei den nicht löslichkeitsbegrenzten Spaltprodukten hätte eine Reduktion auf wenige Prozent des Ausgangsinventars dagegen einen großen Effekt. Daher sollte der technischen Realisierbarkeit der Transmutation von Tc-99, J-129 oder Cs-135 Aufmerksamkeit geschenkt werden.

Sollte es gelingen, alle Aktiniden vollständig zu transmutieren oder zumindest sehr stark zu reduzieren, so kann angenommen werden, daß nur mittelaktiver Abfall übrigbleibt. In diesem Fall sind die Spaltprodukte, die aus dem vorherigen HAW in den MAW gelangen, dominierend für die berechnete Dosis. Die von diesen Spaltprodukten verursachten Strahlenexpositionen liegen allerdings um ca. 2 Größenordnungen unter denjenigen, die auftreten, wenn sie als HAW endgelagert werden. Dies ist hauptsächlich ein Resultat der geringeren Temperaturen und der stärkeren Verdünnung in einem Endlager ohne HAW, denn durch eine geringere Temperatur konvergiert ein Grubengebäude langsamer und größere Laugenmengen gelangen in die Resthohlräume.

In der vorliegenden Untersuchung wurden die bei der Transmutation anfallenden Sekundärabfälle nicht berücksichtigt. Diese sind stark radioaktiv, jedoch mit kürzeren Halbwertszeiten als die Ausgangsnuklide. Sobald detaillierte Angaben zu den Inventaren dieser Abfälle vorliegen, muß untersucht werden, wie sie sich auf die Langzeitsicherheit auswirken, insbesondere in bezug auf die Wärmeproduktion.

Die Verwendung von Toxizitätsindizes ist zur Bewertung der Langzeitsicherheit eines Endlagers nach Transmutation einiger Radionuklide ungeeignet. Da diese Indizes nur das eingelagerte Inventar, aber nicht die Rückhaltung im Endlager berücksichtigen, sind Aussagen aus der Reduktion des Toxizitätsindex nicht sinnvoll auf die Langzeitsicherheit übertragbar.

Abtrennung und Transmutation haben prinzipiell einen positiven Einfluß auf die Langzeitsicherheit eines Endlagers in einer Salzformation. Dies läßt sich aus den vorliegenden

Ergebnissen bestätigen. Eine Reduktion des Inventars um einen bestimmten Faktor bewirkt jedoch keine Reduktion der Strahlenexposition um den gleichen Faktor. Vielmehr sind die Auswirkungen sehr komplex. Vor allem ist zu berücksichtigen, daß in den meisten bisherigen Endlagern die Strahlenexpositionen nicht durch die langlebigen Aktiniden, sondern durch die langlebigen Spaltprodukte dominiert werden. Eine Reduktion der Aktinideninventare allein hat daher kaum einen Einfluß auf die Langzeitsicherheit.

## 7      **Schlußfolgerungen**

Die vorliegenden Einzeluntersuchungen zu ausgewählten technischen Maßnahmen und Einlagerungskonzepten, die bei der Endlagerung radioaktiver Abfälle eine Rolle spielen, lassen folgende Schlußfolgerungen zu:

Durch das Einbringen von stützendem Versatzmaterial in ein Grubengebäude im Salinar wird die Gebirgskonvergenz in diesem Bereich reduziert. Dadurch bleibt einerseits das Resthohlraumvolumen erhalten, andererseits wird keine Lauge aus diesem Bereich ausgepreßt. Ein Erhalt des Resthohlraums ist bei einem Endlager im Salinar eigentlich unerwünscht, da die Langzeitsicherheit von einem dichten Einschluß der eingelagerten Abfälle profitiert. Allerdings kann der stützende Versatz in ausgewählten Bereichen von Vorteil sein, wie die Untersuchungen anhand einer einfachen Grubengebäudestruktur gezeigt haben. Zum einen wird durch das relativ große Laugenvolumen das Inventar nicht löslichkeitsbegrenzter Radionuklide verdünnt und damit die Freisetzungsrates reduziert. Zum anderen wird durch die Reduktion der Konvergenz der advective Laugenstrom verringert und dadurch ebenfalls die Freisetzungsrates reduziert. Dies betrifft auch die löslichkeitsbegrenzten Radionuklide.

Wird eine Strecke mit Stützversatz vor einem Einlagerungsort mit wärmeproduzierendem Abfall errichtet, so kann diese Strecke die Radionuklidfreisetzung erheblich beeinflussen. Da ein Einlagerungsort bei erhöhten Temperaturen durch die Gebirgskonvergenz schnell verschließt, hört der advective Transport aus diesem Bereich auf und die in die stützend versetzte Strecke gelangten Radionuklide werden nach kurzer Zeit nur noch diffusiv in Richtung Deckgebirge transportiert. Bei einem Versatz ohne Stützwirkung ist wegen der Konvergenz dagegen weiterhin ein advectiver Transport möglich. Stützender Versatz ist hier ein effektives Mittel zur Reduktion der Radionuklidfreisetzung. An welcher Stelle eines Endlagers dieses Mittel eingesetzt werden kann, ist abhängig von dem konkreten Einzelfall.

Ein weiterer positiver Effekt des Stützversatzes ist, daß durch den geringen Strömungswiderstand der Gegendruck der Lauge in der Einlagerungsstrecke verkleinert wird, so daß diese schneller konvergiert und schneller durch Endporosität verschlossen wird als im Fall einer mit Salzgrus versetzten Zugangsstrecke. Dadurch wird die Dauer der



advectiven Freisetzung verkleinert, so daß im Zusammenspiel mit der Verzögerung der Zugangsstrecke auch die Freisetzung durch advectiven Nuklidtransport verkleinert wird.

Bei langen Strecken hat die örtliche Diskretisierung einen großen Einfluß auf den Schadstofftransport. In den hier untersuchten einfachen Grubengebäuden wirkte sich dies kaum auf den Wert der maximalen Summendosis aus, jedoch sind die zeitlichen Verschiebungen der Dosisverläufe groß. Eine grobe Diskretisierung führt zu konservativen Ergebnissen, so daß bei allen Langzeitsicherheitsanalysen auf eine ausreichend feine Diskretisierung geachtet werden muß.

Die Unterteilung von Bohrlöchern mit hochaktivem Abfall durch Zwischenstopfen aus Versatzmaterial führt zu einer Verringerung der Radionuklidfreisetzung. Diese Maßnahmen zum Lastabtrag in Bohrlöchern sind zwar primär zur Verbesserung der mechanischen Stabilität der Behälter geplant, wirken sich aber aufgrund eines zusätzlichen Barriereeffektes positiv auf die Langzeitsicherheit aus.

Die Endlagerbehälter für die direkte Endlagerung abgebrannter Brennelemente haben Einfluß auf die Radionuklidfreisetzung. Für die vorgesehenen dickwandigen Pollux-Behälter wird eine mittlere Lebensdauer von 500 Jahren angenommen. Bei dieser Lebensdauer sind die Radionuklidfreisetzungen unter der Annahme von Best-estimate-Werten aller sonstigen Rechengrößen geringer als bei der Annahme einfacher Behälter mit nur einigen Jahren Lebensdauer. Bei Annahme ungünstiger Parameterwerte haben die Behälterlebensdauern einen etwas stärkeren Einfluß, d. h. geringe Lebensdauern haben bis zu einer Größenordnung größere Strahlenexpositionen zur Folge. Ob von diesem Vorteil der teuren Pollux-Behälter Gebrauch gemacht wird, muß im Einzelfall bei jedem Endlagerprojekt entschieden werden.

Die Verringerung des Inventars langlebiger Radionuklide durch Abtrennung und Transmutation ist prinzipiell möglich, aber u. a. mit dem aufwendigen Verfahren der Wiederaufarbeitung verbunden. Daher ist dieses Verfahren in Deutschland nicht anwendbar. In dem vorliegenden Bericht wurden verschiedene Beispiele für verringerte Inventare untersucht. Es wurde gezeigt, daß der Einsatz von MOX-Brennelementen nur einen geringen Einfluß auf die Langzeitsicherheit eines Endlagers hat, verglichen mit dem einmaligen Einsatz von UO<sub>2</sub>-Brennstoff. Nimmt man jedoch an, daß das Inventar aller

Radionuklide durch Transmutation verringert werden kann, so ist der Einfluß auf die Strahlenexposition bei Spaltprodukten am größten, bei Aktiniden am geringsten. Dies liegt an den unterschiedlichen Löslichkeiten dieser Nuklide, d. h. die Konzentration der gering löslichen Aktiniden ist auch ohne Transmutation sehr gering, so daß die Transmutation erst bei sehr hohen Umwandlungsraten wirksam wird, wenn die gelösten Konzentrationen sinken.

Der wesentliche Effekt der Transmutation ist möglicherweise die Verringerung der Temperatur im Endlager. Dadurch wird die Freisetzung der Radionuklide zeitlich gestreckt und die Strahlenexpositionen werden geringer. Es ist noch zu klären, ob die bei der Transmutation entstehenden Sekundärabfälle die Temperatur in einem Endlager wieder erhöhen und welche Konsequenzen dies hat. Im Moment zielen die Transmutationsverfahren auf die Verringerung des Inventars der langlebigen Aktiniden. Dies hat aber nur dann Einfluß auf die Langzeitsicherheit, wenn durch die Umwandlung die Inventare auf weniger als 1% reduziert werden. Transmutation macht also für Endlager im Salinar nur dann Sinn, wenn die Inventare der Aktiniden stark verringert werden und wenn zusätzlich die Inventare der Spaltprodukte verringert werden.



## 8 Literatur

- [ 1 ] Baetslé, L.H.: Partitioning and transmutation of actinides and fission products. Atomwirtschaft, April 1993, 266-270.
  
- [ 2 ] Biurrun, E.: Temperaturfeldberechnungen für die Langzeitsicherheitsanalyse, DEAB T23. Deutsche Gesellschaft zum Bau und Betrieb von Endlagern für Abfallstoffe mbH (DBE), Peine 1989.
  
- [ 3 ] Brenner, J., Buhmann, D., Storck, R.: Erfahrungen mit Quelltermen für LWR-Brennstoff in Langzeitsicherheitsanalysen von Endlagern. GSF-Bericht 13/93. GSF - Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit GmbH, Braunschweig 1993.
  
- [ 4 ] Buhmann, D. , Brenner, J., Storck, R.: Einfluß der Auslegungstemperatur auf die Langzeitsicherheit eines Endlagers in einem Salzstock. GSF-Bericht 11/93. GSF - Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit GmbH, Braunschweig 1993.
  
- [ 5 ] Buhmann, D., Nies, A., Storck, R.: Analyse der Langzeitsicherheit von Endlagerkonzepten für wärmeerzeugende radioaktive Abfälle. GSF-Bericht 27/91. GSF - Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit GmbH, Braunschweig 1991.
  
- [ 6 ] Haug, H.O.: Zerfallsrechnungen verschiedener mittelaktiver und actinidenhaltiger Abfälle des LWR-Brennstoffkreislaufes. Teil 2: Radiotoxizitätsvergleich. Kernforschungszentrum Karlsruhe, KfK 3222, Dezember 1981.
  
- [ 7 ] Hauser, W., Wenzel, W.: Zusammensetzung, Aktivitäts- und Wärmeinventar einzelner Abfallströme aus LWR- und SBR- Brennstoffkreisläufen. Kernforschungszentrum Karlsruhe, KfK 4633, Oktober 1989.

- [ 8 ] Hirsekorn, R.-P., Nies, A., Rausch, H., Storck, R.: Performance Assessment of Confinements for Medium-Level and Alpha-Contaminated Waste (PACOMA): Rock Salt Option. EUR 13 634 EN, GSF-Bericht 12/91. Kommission der Europäischen Gemeinschaften, GSF - Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit GmbH, Brüssel-Luxemburg 1991.
  
- [ 9 ] IAEA: Evaluation of Actinide Partitioning and Transmutation. IAEA Technical Reports Series, No. 214, Vienna, 1982.
  
- [ 10 ] Kienzler, B.: Literaturstudie über Arbeiten zur Abtrennung und Transmutation von Spaltprodukten und Transuranelementen. Vertrauliche Studie, FZK - INE, September 1992.
  
- [ 11 ] Krause, C., Kalinowski, H.: Behandlung abgebrannter Kernbrennstoffe durch Separation und Transmutation von Aktiniden und Spaltprodukten: Technische Möglichkeiten und Entwicklungen, Literaturstudie. Stand: Januar 1994. Interner Arbeitsbericht, BfS Salzgitter KT-IB- (1994). (vertraulich)
  
- [ 12 ] Küsters, H.: Reduktion des Risikos von nuklearen Abfällen durch Transmutation? Atomwirtschaft, Juni 1990, 287-292.
  
- [ 13 ] Rasmussen, N.C. et al.: Nuclear Wastes: Technologies for Separations and Transmutation. National Academic Press, Washington D.C., 1996.
  
- [ 14 ] Safety and environmental aspects of partitioning and transmutation of actinides and fission products. Proceedings Techn. Committee Meeting, Vienna 29.11. - 2.12.93. IAEA-TECDOC-783, Wien 1995.
  
- [ 15 ] Storck, R., Aschenbach, J., Hirsekorn, R.-P., Nies, A., Stelte, N.: Performance Assessment of Geological Isolation Systems for Radioactive Waste (PAGIS): Disposal in Salt Formations. EUR 11 778 EN, GSF-Bericht 23/88. Commission of the European Communities, Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung mbH München, Brussels-Luxembourg 1988.

- [ 16 ] Storck, R., Buhmann, D., Hirsekorn, R.-P., Kühle, T., Lührmann, L.: Das Programmpaket EMOS zur Analyse der Langzeitsicherheit eines Endlagers für radioaktive Abfälle. Version 5. Gesellschaft für Anlagen- und Reaktorsicherheit (GRS) mbH, GRS-122, Braunschweig 1996.
  
- [ 17 ] Systemanalyse Mischkonzept (SAM), KWA-Nr. 2190 A1, Anhang 10: Datensammlung. Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH, Karlsruhe 1989.
  
- [ 18 ] Unveröffentlichte Ergebnisse (GRS).
  
- [ 19 ] Varley, J.: Fast neutron incineration as an alternative to geologic disposal: the Rubbia proposal. Nuclear Engineering International, Waste Management, July 1997, p. 34-36.



## Abbildungsverzeichnis

Abb. 2.1	Segmentsysteme der vereinfachten Grubengebäudestrukturen. ....	4
Abb. 2.2	Ausschnitt des Grubengebäudes von Konzept GBS200 für die an das Mittelfeld angrenzende Einlagerungsabteilung. ....	6
Abb. 2.3	Temperaturen in der Richtstrecke neben einem HAW-Feld bei reiner Bohrlochlagerung und bei gemeinsamer Bohrloch- und Streckenlagerung. ....	7
Abb. 2.4	Temperaturen in der Achsenmitte des zentralen Bohrlochs eines HAW-Feldes bei gemeinsamer Bohrloch- und Streckenlagerung und bei reiner Bohrlochlagerung. ....	8
Abb. 2.5	Temperaturverläufe in den Segmenten und Abfällen bei vereinfachten Grubengebäudestrukturen. ....	10
Abb. 2.6	Anteil ausgefallener Behälter bei gleichverteilter und exponentialverteilter Lebensdauer. ....	11
Abb. 3.1	Laugenstrom aus dem Grubengebäude für beide Versatzkonzepte bei Laugenzufluß von außen. ....	25
Abb. 3.2	Zuflußphase für beide Versatzkonzepte bei Laugenzufluß von außen. ....	27
Abb. 3.3	Freisetzung von J-129 aus dem Grubengebäude für beide Versatzkonzepte bei Laugenzufluß von außen. ....	28
Abb. 3.4	Summe der jährlichen Strahlenexpositionen für beide Versatzkonzepte bei einem Laugenzutritt von außen nach 85 Jahren. ....	28
Abb. 3.5	Summe der jährlichen Strahlenexpositionen bei unterschiedlichen Laugenzutrittszeitpunkten für beide Versatzkonzepte. ....	30
Abb. 3.6	Laugenstrom aus dem Grubengebäude für beide Versatzkonzepte bei instantaner Flutung. ....	32
Abb. 3.7	Summen der jährlichen Strahlenexpositionen bei instantaner Flutung im Vergleich zur Variante mit sofortigem Zufluß von außen. ...	33
Abb. 3.8	Summen der jährlichen Strahlenexpositionen für beide Versatzkonzepte bei großer und kleiner Konvergenzrate. ....	35
Abb. 3.9	Salzgruskonzept: Einfluß der Ortsdiskretisierung auf die Summe der jährlichen Strahlenexpositionen. ....	37
Abb. 3.10	Stützversatzkonzept: Einfluß der Ortsdiskretisierung auf die Summe der jährlichen Strahlenexpositionen. ....	37



Abb. 4.1	Nur durch Konvergenz des Bohrlochs verursachter Laugenstrom ohne und mit Berücksichtigung der Teufenabhängigkeit der Konvergenz.....	44
Abb. 4.2	Laugenfreisetzung aus dem Bohrloch bei teufenabhängiger bzw. teufenunabhängiger Modellierung der Bohrlochkonvergenz. ....	45
Abb. 4.3	Summe der jährlichen Strahlenexpositionen bei teufenabhängiger bzw. teufenunabhängiger Modellierung der Bohrlochkonvergenz. ....	46
Abb. 4.4	Druckverlauf im Bohrloch ohne und mit Lastabtrag durch 4 Zwischenstopfen nach 10 und 60 Jahren.....	49
Abb. 4.5	Laugenstrom aus dem Bohrloch ohne bzw. mit vier Zwischenstopfen.	50
Abb. 4.6	Vergleich der Laugenströme aus dem Bohrloch für unterschiedliche Anzahl der Zwischenstopfen.....	51
Abb. 4.7	Summe der jährlichen Strahlenexpositionen mit und ohne Zwischenstopfen im Bohrloch.....	53
Abb. 4.8	Laugenstrom aus dem Bohrloch mit bzw. ohne Zwischenstopfen bei sofortigem Laugenzutritt ins Grubengebäude. Variante ohne begrenzten Laugeneinschluß. ....	56
Abb. 4.9	Summe der jährlichen Strahlenexpositionen bei sofortigem Laugenzutritt ins Grubengebäude. Variante ohne begrenzten Laugeneinschluß. ....	56
Abb. 4.10	Laugenfreisetzung aus dem Bohrloch bei einem Laugenzutritt nach 10 Jahren ins Grubengebäude. Ohne begrenzten Laugeneinschluß. ....	58
Abb. 4.11	Summe der jährlichen Strahlenexpositionen bei einem Laugenzutritt nach 10 Jahren ins Grubengebäude. Ohne begrenzten Laugeneinschluß. ....	58
Abb. 5.1	Inventare von J-129 und Tc-99 in den einzelnen Bereichen eines Pollux-Behälters. Referenzfall einfacher Behälter.....	63
Abb. 5.2	Einfluß der Behälterstandzeiten und der Löslichkeitsgrenzen auf die Nuklidströme der Einlagerungsstrecke. ....	63
Abb. 5.3	Nuklidkonzentrationen in der Einlagerungsstrecke. Referenzfall einfacher Behälter.....	65
Abb. 5.4	Vergleich der Nuklidströme in den Strecken des Grubengebäudes. Referenzfall einfacher Behälter.....	66

Abb. 5.5	Kumulierte Freisetzungsmengen aus der Zugangsstrecke. Referenzfall einfacher Behälter.....	66
Abb. 5.6	Jährliche Strahlenexpositionen im Referenzfall einfacher Behälter. ....	68
Abb. 5.7	Nuklidströme aus der Einlagerungsstrecke bei unterschiedlichen Behälterstandzeiten.....	70
Abb. 5.8	Zeitlicher Verlauf der Freisetzungsmengen aus dem Gruben- gebäude bei unterschiedlichen Behälterstandzeiten. ....	70
Abb. 5.9	Vergleich der Nuklidströme in den einzelnen Strecken bei kleiner und großer Behälterstandzeit. Beispiel: J-129.....	71
Abb. 5.10	Vergleich der Nuklidströme von J-129 und Tc-99 in der Zugangs- strecke bei kleiner und großer Behälterstandzeit. ....	72
Abb. 5.11	Vergleich der jährlichen Strahlenexpositionen bei kleiner und großer Behälterstandzeit für drei Radionuklide. ....	72
Abb. 5.12	Freisetzung aus der Zugangsstrecke. Vergleich der Variante mit großer Dampfermeabilität mit dem Referenzfall. ....	74
Abb. 5.13	Jährliche Strahlenexpositionen in der Variante mit großer Damm- permeabilität. ....	76
Abb. 5.14	Freisetzung aus der Zugangsstrecke. Vergleich der Variante mit kleiner Referenzkonvergenzrate mit dem Referenzfall. ....	78
Abb. 5.15	Jährliche Strahlenexpositionen in der Variante mit kleiner Referenz- konvergenzrate. ....	78
Abb. 5.16	Freisetzung aus der Zugangsstrecke. Vergleich der Variante mit großen Mobilisierungsraten mit dem Referenzfall. ....	80
Abb. 5.17	Jährliche Strahlenexpositionen in der Variante mit großen Mobilisierungsraten. ....	80
Abb. 5.18	Jährliche Strahlenexpositionen durch J-129 und Tc-99 bei Kombination von Parametervariationen und Vergleich mit dem Referenzfall.....	83
Abb. 6.1	Strahlenexposition durch Spaltprodukte. 5-fache Rezyklierung von MOX.....	95
Abb. 6.2	Strahlenexposition durch Transurane. 5-fache Rezyklierung von MOX.....	95
Abb. 6.3	Strahlenexpositionen nach Transmutation von Np-237 zu Pu-238. ....	96

Abb. 6.4	Zeitliche Verläufe der Summendosen bei Reduktion aller Inventare um einen jeweils gemeinsamen Faktor.....	97
Abb. 6.5	Strahlenexpositionen bei nur mittelaktivem Abfall. Inklusive Spaltprodukten aus HAW.....	99

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 2.1	Geometriedaten der Teilbereiche der vereinfachten Grubengebäudestrukturen. ....	5
Tabelle 2.2	Aktivitätsanteile in den Metallteilen ( $a_M$ ), im Gasraum ( $a_G$ ) und in der Brennstoffmatrix ( $a_B$ ). Löslichkeiten ( $L$ ) in den Einlagerungs-orten und den Strecken in mol/l.....	13
Tabelle 2.3	Anfangsinventare ausgewählter Radionuklide in Bq in einem HAW-Bohrloch mit 240 Kokillen.....	15
Tabelle 2.4	Anfangsinventare ausgewählter Radionuklide in Bq in der LWR-Einlagerungsstrecke mit 6 Pollux-Behältern. ....	15
Tabelle 2.5	Relevante Radionuklide (x) aus Langzeitsicherheitsanalysen für ein hypothetisches Endlager in Salz. ....	17
Tabelle 2.6	Halbwertszeiten ausgewählter Radionuklide in Jahren. ....	18
Tabelle 2.7	Anfangsinventare ausgewählter Radionuklide im Endlager bei Transmutation. MOX nach 5-maliger Rezyklierung. ....	20
Tabelle 3.1	Chronik der Segmente für beide Versatzkonzepte bei Laugen-zufluß von außen.....	25
Tabelle 4.1	Laugenbewegung innerhalb von $10^6$ Jahren im Bohrloch.....	43
Tabelle 4.2	Chronik der Segmente für den Referenzfall $T_L = 85$ Jahre. Ohne Zwischenstopfen. ....	47
Tabelle 4.3	Chronik der Segmente für ein Bohrloch mit 4 Zwischenstopfen.....	48
Tabelle 4.4	Laugenbewegung im Bohrloch. Einfluß der Anzahl der Zwischen-stopfen.....	51
Tabelle 4.5	Freisetzung dosisrelevanter Nuklide für verschiedene Anzahlen der Zwischenstopfen. ....	52
Tabelle 5.1	Laugenbewegungen im Grubengebäude. Referenzfall einfacher Behälter. ....	62
Tabelle 5.2	Zeitpunkte des Erreichens von Löslichkeitsgrenzen in Jahren. Referenzfall einfacher Behälter.....	64
Tabelle 5.3	Jährliche Strahlenexpositionen durch J-129 und Tc-99 bei verschie-denen Behälterstandzeiten (ansonsten Referenzwerte). ....	73

Tabelle 5.4	Zeitpunkte des Erreichens von Löslichkeitsgrenzen in Jahren. Referenzfall und Variante mit $t_B = 1$ Jahr, Dampfermeabilität = $1 \cdot 10^{-13} \text{ m}^2$ . ....	75
Tabelle 5.5	Jährliche Strahlenexpositionen durch J-129 und Tc-99 in der Variante mit großer Dampfermeabilität und im Referenzfall. ....	76
Tabelle 5.6	Jährliche Strahlenexpositionen durch J-129 und Tc-99 in der Variante mit kleiner Referenzkonvergenzrate und im Referenzfall. ....	79
Tabelle 5.7	Vergleich der jährlichen Strahlenexpositionen durch J-129 und Tc-99 in der Variante mit großen Mobilisierungsraten mit dem Referenzfall. ....	81
Tabelle 5.8	Zusammenstellung der maximalen jährlichen Strahlenexpositionen durch J-129 und Tc-99 in allen Varianten und im Referenzfall. ....	82

**Gesellschaft für Anlagen-  
und Reaktorsicherheit  
(GRS) mbH**

Schwertnergasse 1  
**50667 Köln**  
Telefon +49 221 2068-0  
Telefax +49 221 2068-888

Forschungsinstitute  
**85748 Garching b. München**  
Telefon +49 89 32004-0  
Telefax +49 89 32004-300

Kurfürstendamm 200  
**10719 Berlin**  
Telefon +49 30 88589-0  
Telefax +49 30 88589-111

Theodor-Heuss-Straße 4  
**38122 Braunschweig**  
Telefon +49 531 8012-0  
Telefax +49 531 8012-200

**[www.grs.de](http://www.grs.de)**