



## DECKBLATT

Projekt	PSP-Element	Obj. Kenn.	Aufgabe	UA	Lfd. Nr.	Rev.
EU 078.3	9K	-	EA	RB	0005	00

Titel der Unterlage: Langzeitsicherheit von Endlagern: Zeitrahmen für Sicherheitsbe- trachtungen - Bewertung der Subrosion des Salzstocks Gorleben	Seite:
	I.
Ersteller: PTB	Stand:
	Mai 1986
	Textnummer:

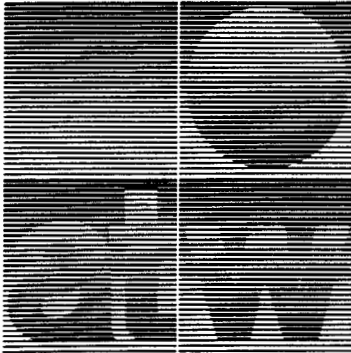
Stempelfeld:

PSP-Element TP.....: 9K/21285	zu Plan-Kapitel: 3.9
	PL
	04.12.86
	Freigabe für Behörden
	PL
	04.12.86
	Freigabe im Projekt

Diese Unterlage unterliegt samt Inhalt dem Schutz des Urheberrechts sowie der Pflicht zur vertraulichen Behandlung auch bei Beförderung und Vernichtung und darf vom Empfänger nur auftragsbezogen genutzt, vervielfältigt und Dritten zugänglich gemacht werden. Eine andere Verwendung und Weitergabe bedarf der ausdrücklichen Zustimmung der PTB.



Sonderdruck aus der Zeitschrift



# atomwirtschaft atomtechnik

Jahrgang XXXI, Nr. 5 (Mai 1986)

Entsorgung

## Langzeitsicherheit von Endlagern

Zeitraumen für Sicherheitsbetrachtungen –  
Bewertung der Subrosion des Salzstocks  
Gorleben

D. Ehrlich, H. Röthemeyer,  
G. Stier-Friedland, B. Thomauske,  
Braunschweig

# Langzeitsicherheit von Endlagern

## Zeitraumen für Sicherheitsbetrachtungen – Bewertung der Subrosion des Salzstocks Gorleben

D. Ehrlich, H. Röthemeyer,  
G. Stier-Friedland, B. Thomauske,  
Braunschweig

Die zunehmende Kenntnis der chemischen Zusammensetzung und toxischen Wirkung schadstoffhaltiger Abfälle hat zu der Forderung geführt, auch nichtradioaktive Schadstoffe langfristig außerhalb der Biosphäre endzulagern. Zukunftsprognosen über das auch noch mit der Endlagerung von Schadstoffen verbundene, unvermeidbare Risiko hängen vom Isolationsvermögen der geologischen Systeme von Endlagern ab; dies liegt bei größenordnungsmäßig  $10^6$  Jahren. Das (potentielle) Risiko der radioaktiven Schadstoffe aus dem Kernbrennstoffkreislauf ist bei Wirksamkeit des geologischen Systems über einen vergleichsweise kleinen Zeitraum von größenordnungsmäßig  $10^4$  Jahren auf das natürliche, insgesamt vor Nutzung des Urans vorhandene (potentielle) Risiko abgeklungen. Es ist danach auch kleiner als das mit den nicht zerfallenden festen Abfallstoffen aus der wichtigsten anderen Energiequelle, der Kohleverbrennung, verbundene potentielle Risiko. Vor diesem Hintergrund wird deutlich, daß in bezug auf die Subrosion die Salzbarriere des geplanten Endlagers Gorleben große Sicherheitsreserven aufweist und somit die Eignungshöflichkeit dieses Standortes hierdurch nicht in Frage gestellt ist.

Anschrift der Verfasser:

Dr. D. Ehrlich, RD, Dr. H. Röthemeyer, Dir. u. Prof., Dr. G. Stier-Friedland, ORR, Dr. B. Thomauske, alle Physikalisch-Technische Bundesanstalt (PTB), Bundesallee 100, 3300 Braunschweig.

## 1. Einleitung

Das Schutzziel für die Zeit nach der Stilllegung eines Endlagerbergwerkes ist in den „Sicherheitskriterien für die Endlagerung radioaktiver Abfälle in einem Bergwerk“ festgelegt [1]. Es lautet: „Auch nach der Stilllegung dürfen Radionuklide, die als Folge von nicht vollständig ausschließbaren Transportvorgängen aus einem verschlossenen Endlager in die Biosphäre gelangen könnten, nicht zu Individualdosen führen, die die Werte des § 45 der Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) überschreiten.“ Der Nachweis der Einhaltung dieses Schutzzieles muß auf der Basis einer endlagerbezogenen Sicherheitsanalyse unter Einschluß zu unterstellender Störfälle geführt werden.

Diese Vorgehensweise ist nur für solche Zeiträume sinnvoll, innerhalb derer Veränderungen der geologischen Barrieren und der Umgebung des Menschen, insbesondere durch die irdische Klimadynamik, noch ausreichend verläßlich prognostiziert werden können. Im folgenden werden diese Zeiträume größenordnungsmäßig angegeben.

Aus Vergleichen der danach noch vorhandenen Toxizitätspotentiale oder Risiken mit denen von Uranerzlagern und denen von festen Schadstoffen aus der Kohleverbrennung erhält man Antwort auf die Frage, ob sie – auch in sinngemäßer Anwendung des von der Rechtsprechung übernommenen Grundsatzes der praktischen Vernunft als Maßstab (vgl. [2]) – in Rechnung gestellt werden müssen.

## 2. Geowissenschaftliche Aspekte

„Der irdische Stoffhaushalt auf und innerhalb der Erdkruste sowie im oberen Mantel äußert sich in geologischen Abläufen wie Krustenbewegungen, Magmenmobilisation, Verwitterung, Wasserhaushalt und Klima“ (Stoffkreisläufe) [3]. Den im Zusammenhang mit der Endlagerung anthropogener Schadstoffe interessierenden Kreisläufen Atmosphäre/Pedosphäre/Hydrosphäre/Lithosphäre können größenordnungsmäßig Aufenthaltszeiten der Elemente und Verbindungen von  $10^0$  a/ $10^2$  a/ $10^3$  a/ $10^6$  a zugeordnet werden. Durch die Einbettung von Abfällen in die langsam ablaufenden Stoffkreisläufe der Lithosphäre kann also erreicht werden, daß sie – zumindest in ihrer Gesamtheit – über einen Zeitraum von größenordnungsmäßig  $10^6$  Jahren nicht in die natürlichen Kreisläufe an der Erdoberfläche gelangen [4]. Dieser Zeitraum charakterisiert damit das prognostizierbare Isolationspotential der geologischen Systeme von Endlagerbergwerken.

Über die zukünftige irdische Klimaentwicklung gibt es zahlreiche Hypothesen. *Schwarzbach* [5] kommt in einer zusammenfassenden Bewertung zu dem Fazit, daß man heute auf Basis der „Strahlungskurven“ von *Milankovitch*, welcher die langperiodischen Bewegungen der Erdachse, die Exzentrizität der Erdbahn und die Präzession der Erdachse berücksichtigt, eine „Eiszeit nach 10000 Jahren oder ähnlich“ als wahrscheinlicher unterstellt als ein gleichbleibendes Klima. Vor diesem Hintergrund und unter Berücksichtigung der menschlichen Einflüsse auf das Klima (z. B.  $\text{CO}_2$ -Diskussion) ist mit wesentlichen klimabedingten Veränderungen der Umgebung des Menschen einschließlich der hydrogeologischen Verhältnisse über Zeiträume von größenordnungsmäßig  $10^4$  Jahren zu rechnen [6]. Wegen der abnehmenden Verläßlichkeit der Berechnungsgrundlagen begrenzt dieser Zeitraum daher die Aussagekraft von Individualdosen, die mit Hilfe einer endlagerbezogenen Sicherheitsanalyse berechnet sind. Längerfristige quantitative Sicherheitsanalysen sind nur im Rahmen allgemeiner Sicherheitsbetrachtungen, z. B. zur Bewertung geologischer Systeme, und damit auch bei der Entscheidung über Endlageroptionen und Endlagertechniken sinnvoll.

### 3. Radiotoxizitätsvergleiche

Es gibt zahlreiche Möglichkeiten, das Toxizitätspotential radioaktiver Abfälle mit anderen Stoffen aus der Umwelt des Menschen zu vergleichen und daraus Zeiträume abzuleiten, nach welchen keine Unterschiede mehr zwischen der Toxizität der radioaktiven Substanzen und dem Bezugssystem bestehen [7; 8–11]. Im hier diskutierten Zusammenhang sollen nur einige neuere Radiotoxizitätsvergleiche zwischen hochaktivem Abfall/Brennelementen und Natururan aufgeführt werden.

In einem gemeinsamen Bericht der *OECD/NEA* und der *EG* [12] werden hochaktive Wiederaufarbeitungsabfälle und 0,17%iges Uranerz verglichen. Das Radiotoxizitätspotential wird mittels der Ingestionswerte nach *ICRP 30* [13] ermittelt. Nach etwa  $10^4$  Jahren ist das natürliche, vor Nutzung des Urans vorhandene Toxizitätspotential wieder erreicht.

*Cohen* [11; 14] vergleicht das Krebsrisiko von hochradioaktiven Abfällen und Brennelementen aus einem elektrischen Energieverbrauch von 1 GWh mit dem Krebsrisiko des hierfür benötigten Uranerzes. Unter Berücksichtigung neuester Erkenntnisse hinsichtlich der Toxizität von Neptunium ist das Krebsrisiko des hochaktiven Abfalls nach 15000 Jahren und das der Brennelemente nach 120000 Jahren mit dem des Uranerzes vergleichbar. Diesen längeren Zeiträumen bei der Endlagerung von Brennelementen entspricht ein 40- bis 50faches Krebsrisiko.

Die amerikanische Umweltschutzbehörde (*Environmental Protection Agency, EPA*) fordert einen Zeitraum von  $10^4$  Jahren für quantitative Sicherheitsbetrachtungen [15]. Für diesen Zeitraum werden auf der Basis eines zwischen Endlager und Uranerz vergleichbaren Krebsrisikos Freisetzungsgrenzwerte für das Endlager abgeleitet. Für qualitative und vergleichende Betrachtungen sind in Zusammenarbeit zwischen der EPA und dem Energieministerium (*Department of Energy, DOE*) auch Zeiträume bis zu  $10^6$  Jahren festgelegt worden [16].

### 4. Toxizitätsvergleiche von Folgeprodukten aus Kern- bzw. Kohlekraftwerken

Die langfristigen Umwelteinflüsse von Kern- und Kohlekraftwerken sind unter den heute gegebenen Voraussetzungen von *Cohen* [11] verglichen worden. Bei oberflächennaher Ablagerung der festen Schadstoffe aus der Kohleverbrennung und bei Endlagerung der radioaktiven Abfälle ergibt sich ein über 1000fach höheres Langzeitrisiko bei der Kohleverbrennung. Es ist daher diskutiert worden, u. a. auch diese Schadstoffe langfristig von der Biosphäre zu isolieren. Dies wird auch damit begründet, daß vor allem Pb, Cd, As, Te und Bi in den Steinkohle-Filterstäuben um das Zehn- bis Hundertfache gegenüber der mittleren Zusammensetzung natürlicher Tongesteine und Böden angereichert sind [17–19]. Geht man daher im Rahmen einer Modellbetrachtung von einer vergleichbaren Endlagerung<sup>1)</sup> der festen Schadstoffe aus Kern- und Kohlekraftwerken aus, ergibt sich aus dem Toxizitätsvergleich dieser Schadstoffe der Zeitraum, nach dem das potentielle Risiko der radioaktiven Abfälle und abgebrannten Brennelemente kleiner ist als das aus der unveränderlichen chemischen Toxizität der Schadstoffe der Kohleverbrennung. Einen derartigen Vergleich hat die *Gesellschaft für Umweltüberwachung (GUW)* im Auftrag der *Physikalisch-Technischen Bundesanstalt (PTB)* durchgeführt [20].

<sup>1)</sup> Anmerkung: In der Praxis stößt dies wegen der um ein bis zwei Größenordnungen höheren Abfallmengen aus der Kohleverbrennung gegenüber den radioaktiven Abfällen auf Probleme. Dadurch wird jedoch das Ziel der Modellbetrachtung, zu betrachtende Zeiträume für die Endlagerung radioaktiver Abfälle aufzuzeigen, nicht berührt.

Als Stoffmenge für die radioaktiven Abfälle werden die kumulierten, nuklid-spezifischen, zeitabhängigen Abfallinventare des geplanten Endlagers Gorleben bei direkter Endlagerung bzw. bei Wiederaufarbeitung der bestrahlten Kernbrennstoffe und als Menge der Reststoffe aus Kohlekraftwerken der Abfall an Grobasche, Elektrofilterasche, Gips und Klärschlamm mit der darin enthaltenen Schadstoffkonzentration für ein Steinkohlekraftwerk mit Trockenfeuerung und Rauchgasentschwefelung zugrunde gelegt. Die Schadstoffmengen der Reststoffe für Steinkohlekraftwerke mit Trockenfeuerung und Rauchgasentschwefelungsanlage für eine erzeugte elektrische Energie von 1 GWh sind in Tab. 1 zusammengestellt. Die radioaktiven Abfälle, die, bezogen auf eine erzeugte elektrische Energie von 1 GWh bei Wiederaufarbeitung eine Aktivität von  $5,0 \cdot 10^{17}$  Bq und bei direkter Endlagerung der Brennelemente eine Aktivität von  $6,3 \cdot 10^{17}$  Bq besitzen, stammen im wesentlichen aus einer Wiederaufarbeitungs- bzw. Konditionierungsanlage, aus dem Betrieb von Kernkraftwerken und aus der Brennelementherstellung.

Tabelle 1: Schadstoffmengen der Reststoffe für Steinkohlekraftwerke mit Trockenfeuerung und Rauchgasentschwefelungsanlage für eine erzeugte elektrische Energie von 1 GWh [20, s. a. 17–19].

Element	Grobasche kg	Elektro- filterasche kg	Gips kg	Filter- schlamm kg	Summe kg
As	252	13772	65	17	14106
Be	320	5008	3	3	5334
Bi	14	501	65	1	581
Cd	9	501	8	19	537
Co	2641	45823	22	27	48513
Cr	5949	68610	105	72	74736
Cu	5699	80378	105	117	86299
Hg	6	148	13	35	202
Ni	7840	116436	52	103	124431
Pb	2029	68857	758	388	72032
Sb	228	6260	65	6	6559
Se	3	1327	14	661	2005
Te	14	125	65	6	210
Tl	1	1227	261	3	1542
U	250	2754	12	10	3026
V	8924	132462	112	88	141586
Zn	4392	89894	1829	1459	97574

Tabelle 2: Erläuterung der Inventare  $Q_{Ei}$  und der zur Berechnung der Toxizitätsindizes benutzten Größen  $Q_{Gi}$

	radioaktive Abfälle	chemische Schadstoffe
$Q_{Gi}$ Vergleich mit natürlicher Radioaktivität von Trinkwasser bzw. natürlichem Vorkommen von Schwermetallen in Trinkwasser und oberflächennahem Grundwasser	Jahresaktivitätszufuhr über natürliche Radioaktivität von Trinkwasser unter Benutzung der Dosisfaktoren aus [22] und der Annahme eines Wasserverbrauchs von $0,5 \text{ m}^3/\text{a}$	jährliche menschliche Schwermetallaufnahme durch natürliches Vorkommen von Schwermetallen in Flußwasser und oberflächennahem Grundwasser
$Q_{Gi}$ Vergleich auf der Basis von Letaldosen	einer Letaldosis ( $LD_{50}$ ) entsprechende Zufuhrmenge eines radioaktiven Stoffes	einer Letaldosis ( $LD_{50}$ ) durch akute Vergiftung entsprechende Zufuhrmenge eines chemischen Schadstoffes
$Q_{Ei}$	radioaktives Inventar des Radionuklids $i$ im Endlager, bezogen auf 1 GWh erzeugte elektrische Energie	Schadstoffmenge des Reststoffes $i$ (vgl. Tab. 1), bezogen auf 1 GWh erzeugte elektrische Energie

Zur Ermittlung der Toxizitäten wird eine Aufnahme der Radionuklide bzw. chemischen Schadstoffe über den Ingestionspfad unterstellt. Um Radio- und Chemotoxizität vergleichen zu können, werden Toxizitätsindizes definiert, die sich in einem Fall an der natürlich vorkommenden Radiotoxizität und an dem natürlichen Vorkommen von Schwermetallen in Trinkwasser und oberflächennahem Grundwasser und in einem zweiten Fall an Letaldosen orientieren.

Die Toxizitätsindizes  $TI_i$  eines Stoffes  $i$  sind in beiden Fällen als Quotient aus der Schadstoffmenge der Abfälle ( $Q_{Ei}$ ) und der (potentiellen) jährlichen menschlichen Zufuhrmenge eines Schadstoffes ( $Q_{Gi}$ ) definiert. Die Bedeutung der Größen  $Q_{Ei}$  bzw.  $Q_{Gi}$  ist in Tab. 2 erklärt.

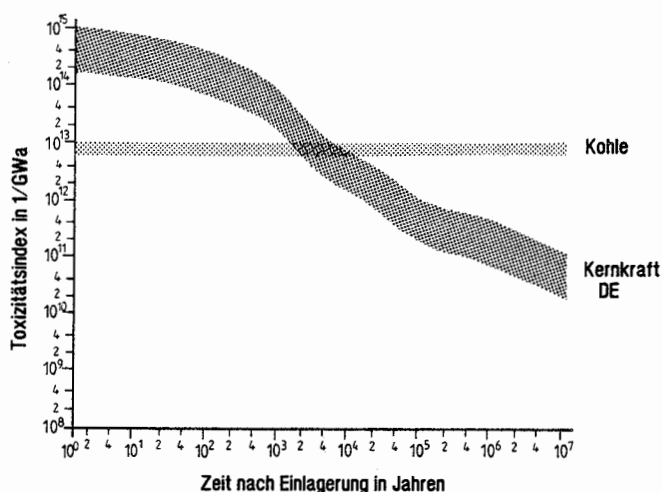
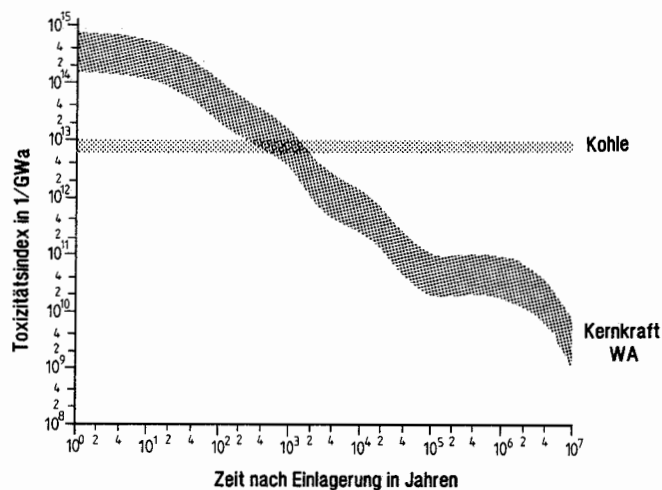


Abb. 1: Toxizitätsindizes als Funktion der Zeit für die Abfälle aus dem Kernbrennstoffkreislauf bei Wiederaufarbeitung (WA) und bei direkter Endlagerung (DE) und für die Reststoffe aus der Kohleverbrennung für die Vergleiche mit natürlichem Vorkommen in Flüssen und in oberflächennahem Grundwassern.

Die Toxizitätsindizes sind bezogen auf eine natürliche Radioaktivität des Trinkwassers von  $10 \mu\text{Sv/a}$  bis  $60 \mu\text{Sv/a}$  bzw. auf Schwermetallkonzentrationen in oberflächennahem Grundwasser und Flußwasser.

Für den Toxizitätsindex der Summe der chemischen Schadstoffe wird unterstellt, daß sich die Toxizitätsindizes der einzelnen Schadstoffe addieren. Synergistische bzw. antagonistische Effekte bei der Summenwirkung mehrerer toxischer Elemente können im Toxizitätsvergleich nicht berücksichtigt werden, da Forschungsergebnisse für diese Problemstellung nur für wenige Elementkombinationen vorliegen. Da allerdings der Toxizitätsindex durch nur wenige Elemente bestimmt wird, ist die Addition der einzelnen Toxizitätsindizes ein erster begründeter Ansatz. Die Radiotoxizität der chemischen Schadstoffe und ebenso die chemische Toxizität der radioaktiven Abfälle können vernachlässigt werden.

Der erste Vergleich basiert einerseits auf der natürlichen Radioaktivität von Trinkwasser [21] bzw. der dadurch bewirkten „natürlichen Jahresdosis“ ( $10 \mu\text{Sv/a}$  bis  $60 \mu\text{Sv/a}$  bei Benutzung der Dosisfaktoren aus [22] und einem Wasserverbrauch von  $0,5 \text{ m}^3/\text{a}$ ) und andererseits auf dem natürlichen Vorkommen von Schwermetallen in Trinkwasser und oberflächennahem Grundwasser. Für diese Konzentrationen wurden gemessene Werte aus Flüssen und oberflächennahen Grundwassern verwendet [23]. Die Kurvenverläufe der Toxizitätsindizes für die Abfallarten aus Kohle- und Kernkraftwerken, dargestellt in Abb. 1, die wertneutral besser als Faktoren der Überschreitung natürlich vorkommender Konzentrationen bzw. Radiotoxizitäten im Trinkwasser bezeichnet werden sollten, schneiden sich bei 240 Jahren bis 1700 Jahren bei Wiederaufarbeitungsabfällen und bei 1200 Jahren bis 12500 Jahren im Falle direkter Endlagerung.

Bei Normierung auf Letaldosen können Toxizitäten von Radionukliden und chemischen Schadstoffen quantitativ verglichen werden. In Abb. 2 ist der Toxizitätsindex, bezogen auf die Letaldosis  $LD_{50}$  (Dosis, bei der zu 50% der Todesfall eintritt) und normiert auf 1 GWa erzeugte elektrische Energie, für die Abfälle aus dem Kernbrennstoffkreislauf bei direkter Endlagerung bzw. bei Wiederaufarbeitung und für die Abfälle aus der Kohleverbrennung als Funktion der Zeit dargestellt. Aus diesem Vergleich ist zu entnehmen, daß die Toxizitätspotentiale (potentielle Risiken) der Abfälle aus dem Kernbrennstoffkreislauf nach 400 Jahren bei Wiederaufarbeitung bzw. nach 2000 Jahren bei direkter Endlagerung auf das Toxizitätsniveau der Abfälle aus der Steinkohleverbrennung abgefallen sind. Der Hauptbeitrag zum Toxizitätsindex bei den Abfällen aus der Steinkohleverbrennung liefert hierbei das Element Arsen.

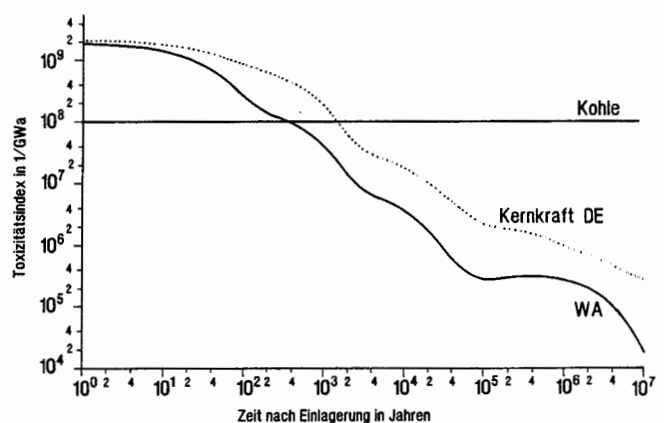


Abb. 2: Toxizitätsindizes, bezogen auf Letaldosen, für die Abfälle aus dem Kernbrennstoffkreislauf nach Wiederaufarbeitung (WA) bzw. bei direkter Endlagerung (DE) und für die Reststoffe aus der Steinkohleverbrennung, als Funktion der Zeit, normiert jeweils auf eine erzeugte elektrische Energie von 1 GWa.

Der Vergleich der Toxizität von radioaktiven Abfällen aus dem Kernbrennstoffkreislauf und chemischen Schadstoffen aus der Kohleverbrennung kann zusätzlich zu den bisherigen Ausführungen auf der Basis eines Vergleichs der zeitlichen Integrale der Verläufe der Toxizitätsindizes erfolgen, wobei der Zeitpunkt der Freisetzung (Beginn der Integration) variiert werden kann. Dieser Vergleich liefert Aussagen zum kumulierten Schadenspotential der Schadstoffsorten aus Kohle- und Kernkraftwerken. In Abb. 3 ist der Zeitpunkt des Schnittpunktes der integrierten Toxizitätsindizes für beide Sorten Schadstoffe als Funktion des Freisetzungszeitpunktes für die zwei angewandten Vergleichsverfahren – natürliches Vorkommen in Trinkwasser und Vergleich auf der Basis von Letaldosen – wiedergegeben.

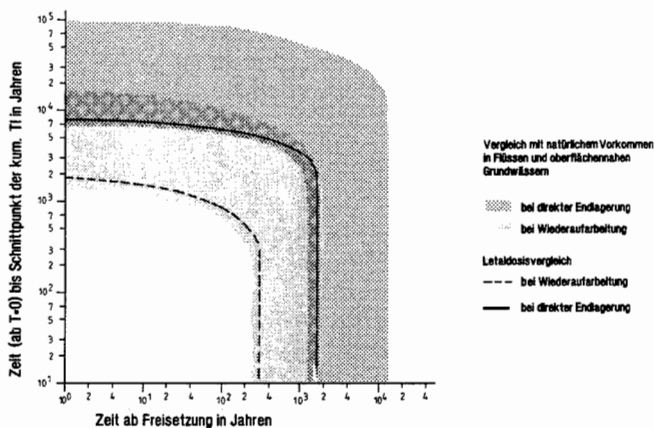


Abb. 3: Zeit bis zum Schnittpunkt der integrierten Toxizitätsindizes TI für beide Sorten Schadstoffe als Funktion des Freisetzungszeitpunktes für die Vergleichsverfahren natürliches Vorkommen in Flüssen und oberflächennahen Grundwässern und für den Vergleich auf der Basis von Letaldosen.

## 5. Schlußfolgerungen aus Toxizitätsvergleichen

Aus den Ergebnissen der verschiedenen Toxizitätsvergleiche können folgende Schlußfolgerungen gezogen werden:

### Bei Wiederaufarbeitung der bestrahlten Brennelemente

- Die Radiotoxizitäts- und Risikovergleiche mit nicht abgebautem Uranerz zeigen, daß nach etwa  $10^3$  Jahren die natürlichen, vor Nutzung des Urans vorhandenen Toxizitäten und (potentiellen) Strahlenrisiken wieder erreicht sind.
- Der Toxizitätsvergleich mit Kohle ergibt, daß nach größenordnungsmäßig  $10^3$  Jahren das potentielle Individualrisiko bei Endlagerung radioaktiver Abfälle bzw. von Reststoffen aus der Kohleverbrennung vergleichbar ist.
- Treten Störfälle, die zu einer Freisetzung von Radionukliden bzw. Schadstoffen aus der Kohleverbrennung in den Biozyklus führen, nach größenordnungsmäßig  $10^3$  Jahren ein, so ist das potentielle Kollektivrisiko durch Abfälle aus dem Kernbrennstoffkreislauf nach  $10^4$  Jahren kleiner als durch Reststoffe aus der Kohleverbrennung.

### Bei direkter Endlagerung der bestrahlten Brennelemente

- Der Krebsrisikovergleich mit nicht abgebautem Uranerz führt zu dem Ergebnis, daß nach etwa  $10^5$  Jahren das ursprüngliche Toxizitätsniveau erreicht ist.
- Aus dem Toxizitätsvergleich mit Kohle folgt, daß nach etwa  $10^3$  bis  $10^4$  Jahren die potentiellen Individualrisiken und bei Freisetzung nach  $10^4$  Jahren die potentiellen Kollektivrisiken ebenfalls nach größenordnungsmäßig  $10^4$  Jahren von vergleichbarer Größe sind.

Betrachtet man die Endlagerung von Wiederaufarbeitungsabfällen und ggf. gewisse Mischkonzepte aus Wiederaufarbeitungsabfällen und direkter Endlagerung, kann zusammenfassend festgestellt werden, daß bei Wirksamkeit der geologischen Systeme über größenordnungsmäßig  $10^4$  Jahre das mit der Endlagerung verbundene potentielle Strahlenrisiko auf das natürliche, insgesamt vor Nutzung des Urans vorhandene, abgeklungen ist und daß die danach noch vorhandenen potentiellen Risiken kleiner sind als die Risiken, die aus den festen Abfallstoffen der wichtigsten anderen Energiequelle, der Kohleverbrennung, resultieren. Die zeitliche Begrenzung von Sicherheitsanalysen mit Individualdosenberechnung auf größenordnungsmäßig  $10^4$  Jahre ist daher, auch an diesem Maßstab der praktischen Vernunft gemessen, sinnvoll und ausreichend. Die langsam ablaufenden Stoffkreisläufe in der Lithosphäre gestatten es jedoch, über diesen Zeitraum hinaus, die geologischen Systeme bis zu größenordnungsmäßig  $10^6$  Jahre zu bewerten. Hierdurch können die mit der Endlagerung verbundenen Sicherheitsreserven aufgezeigt und Entscheidungen z. B. über Endlageroptionen und Endlagertechniken auf eine feste Basis gestellt werden.

## 6. Bewertung der Subrosion des Salzstocks Gorleben hinsichtlich Langzeitsicherheit

In der öffentlichen Diskussion der vergangenen Jahre um die Eignungshöflichkeit des Salzstocks Gorleben standen unterschiedliche Auffassungen über die Subrosionsraten und die sich daraus ergebenden Auswirkungen auf die langfristige Integrität des Salzstocks im Vordergrund. Die folgenden Ausführungen beschränken sich daher beispielhaft auf diese von außen wirkenden Prozesse; geologisch-geometrische Prozesse innerhalb des Salzstocks werden hier nicht betrachtet.

Der Salzstock Gorleben hat eine Länge von ca. 14 km und im geplanten Endlagerniveau eine Breite von etwa 3 km. Seine Basis liegt in einer Tiefe von durchschnittlich etwa 3200 m. Der oberste Teil des Salzstocks, das sog. Hutgestein, besteht aus Rückständen (hauptsächlich Gips und Anhydrit), die über geologische Zeiträume am Top des Salzstocks infolge der bevorzugten Lösung von Stein- und Kalisalzen durch zirkulierende Grundwässer zurückgeblieben sind.

Der Salzspiegel, die Grenzfläche zwischen Salzgestein und Hutgestein, weist ein Relief auf und liegt durchschnittlich bei etwa – 250 m. Von den 50 Bohrungen in den Salzstock trafen nur fünf Bohrungen den Salzspiegel unterhalb von – 300 m an und davon wiederum nur zwei unterhalb von – 320 m (– 323 m bzw. – 354 m).

Nach dem derzeitigen Planungsstand wird die Erkundungssole bei etwa 840 m unter Gelände liegen. Die Einlagerungssole des projektierten Endlagers wird voraussichtlich ca. 25 m tiefer aufgeföhren werden. Nach Abschluß des Einlagerungsbetriebes werden alle untertägigen Hohlräume mit Salz verfüllt. Infolge der Konvergenz des umgebenden Gebirges wird der Versatz in geologisch relativ kurzer Zeit zu einem festen Salzgestein kompaktiert werden. Die Mächtigkeit des Salzgebirges zwischen dem Endlagerbereich und wasserführenden Schichten oberhalb des Salzspiegels wird somit im allgemeinen ca. 600 m, mindestens jedoch etwa 500 m betragen.

Jaritz et al. [24; 25] nennen für den Salzstock, basierend auf dem Betrag der Ablaugung in der erdgeschichtlichen Vergangenheit, eine zukünftige durchschnittliche Ablaugungsrate von etwa 0,01 mm/Jahr. Somit würde es rein rechnerisch mindestens 50 Millionen Jahre dauern, bis das Salzgestein zwischen Salzspiegel und Endlagerbergwerk abgelaugt ist. Selbst bei einer von Duphorn [26] vorgenommenen „hypothetischen Extrapolation der gegenwärtigen Ablaugungsrate in die Zukunft“ wäre „die vorgesehene Sicherheitsschwebe von 400 m bis 500 m Salzgebirge über dem Endlager“ erst nach „400 000 Jahren bis 500 000 Jahren großflächig aufgelöst“. Seine Angaben zur Ablaugungsrate basieren auf Aussagen in einem früheren Gutachten, welches er im Auftrag der PTB erstellte [27]. Dieser Interpretation der quartärgeologischen Befunde wurde jedoch von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe widersprochen [28].

In der geologischen Vergangenheit kam es am Salzstock Gorleben zu verschiedenen großen Ablaugungsraten, deren Beträge z. T. erheblich differierten. Müller [29] errechnete aufgrund von palynostratigraphischen Untersuchungen im Altquartär eine Subrosionsrate in der Größenordnung von 0,1 bis 0,2 mm/Jahr für die relativ kleinen Bereiche des Salzstocks, über denen Sedimente des Post-Menap-/Prä-Elster-Zeitraumes liegen. Während der elster-zeitlichen Vereisung kam es wegen der speziellen geologischen Bedingungen örtlich zu deutlich höheren Ablaugungsraten. Bornemann et al. [30; 31] berechneten, basierend auf derjenigen Partie des Hutgesteins, welche nach der Elster-Eiszeit gebildet wurde, eine Subrosionsrate für den Post-Elster-Zeitraum von 0,04 mm/Jahr. Diesen, im geologischen Sinne kurzfristigen erhöhten Ablaugungsraten stehen die langfristigen niedrigen Werte gegenüber, wobei es auch zu Zeiten ohne Ablaugung kommen kann. Für eine im geologischen Sinne längerfristige Betrachtung des Ablaugungsgeschehens muß deshalb ein Mittelwert für die Summe der verschiedenen Subrosionsverhältnisse gebildet werden, wie dies von Jaritz et al. [24; 25] durchgeführt wurde.

Diese Arbeitsergebnisse sind in Abb. 4 zusammen mit den Zeiträumen dargestellt, für die nach den obigen Ausführungen Sicherheitsanalysen mit Berechnung von Individualdosen bzw. die Bewertungen der geologischen Systeme sinnvoll und ausreichend sind. Es wird deutlich, daß in bezug auf die oben diskutierte Subrosion die Salzbarriere des geplanten Endlagers Gorleben große Sicherheitsreserven aufweist und somit die Eignungshöflichkeit dieses Standortes hierdurch nicht in Frage gestellt wird.

DK 621.039.75

\*

#### Danksagung

Der Toxizitätsvergleich zwischen den festen Schadstoffen aus Kohle- und Kernkraftwerken wurde durch die Arbeiten [17-19] angeregt. Insbesondere danken wir einem der Autoren, Herrn Prof. Dr. A. G. Herrmann, für wertvolle Diskussionen, Hinweise und Anregungen.

Unser Dank gilt auch Herrn Dr. W. Jaritz von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe für die kritische Durchsicht der Ausführungen zum Salzstock Gorleben und den Herren Dr. H. Schneider und H. Rösel aus der Abteilung SE der PTB für zahlreiche Diskussionen und wertvolle Anregungen.

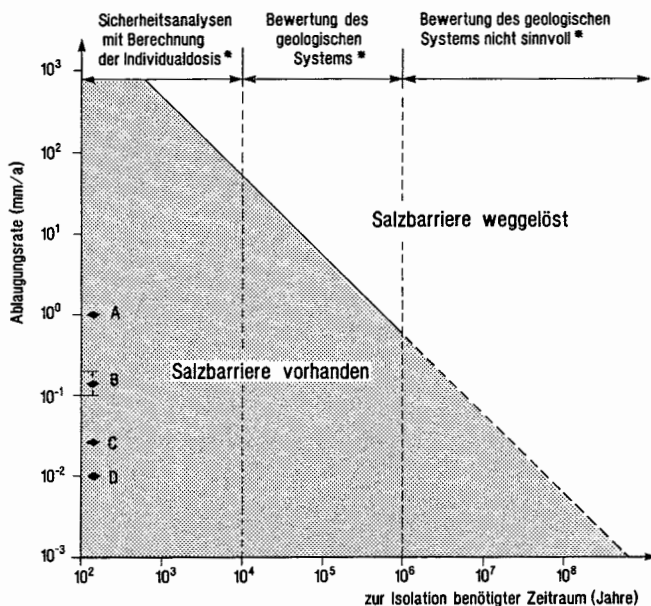


Abb. 4: Isolationspotential (benötigter Zeitraum für die Ablaugung des Salzgebirges zwischen Salzspiegel und endgelagerten Abfällen) des Salzstockes Gorleben.

(\* = Die Angaben der Zeiträume sind als Größenordnungen zu verstehen)

A = Duphorn [26]

B = Müller [29]

C = Jaritz et al. [31]

D = Jaritz [24] und Bornemann/Jaritz [25]

#### Literatur

- [1] Sicherheitskriterien für die Endlagerung radioaktiver Abfälle in einem Bergwerk, Bundesanzeiger, Jg. 35, Nr. 2 (5. 1. 83).
- [2] Bundesverwaltungsgericht in NJW 1981, Heft 25, S. 1394 ff. (S. 1394); Bundesverfassungsgericht in NJW 1979, Heft 8, S. 359 ff. (S. 363).
- [3] R. Brinkmann: Abriß der Geologie. Erster Band. Allgemeine Geologie. – 13. Aufl., 276 S., 236 Abb., 35 Tab.; Stuttgart (F. Enke Verlag) 1984.
- [4] A. G. Herrmann: Möglichkeiten und Grenzen einer Deponie von Schadstoffen im Untergrund. Vortrag auf der Geotagung 1985, Königstein im Taunus (27. 9.–1. 10. 85).
- [5] M. Schwarzbach: Das Klima der Vorzeit. Eine Einführung in die Paläoklimatologie. – 3. Auflage, 380 S., 191 Abb., 41 Tab.; Stuttgart (F. Enke Verlag) 1974.
- [6] H. Flohn: Eiszeit oder Warmzeit? Fakten und Überlegungen zur Klimaentwicklung. – Naturwissenschaften, 66 (7), 325–330 (1979).
- [7] A. G. Herrmann: Radioaktive Abfälle. Probleme und Verantwortung. – 256 S., 54 Abb., 34 Tab.; Berlin, Heidelberg, New York, Springer-Verlag (1983).
- [8] H. W. Levi: The „Project-Safety-Studies Entsorgung“ in the Federal Republic of Germany. IAEA-SM-243/17 (1980).
- [9] H. O. Haug: Zerfallsrechnungen verschiedener mittelaktiver und actinidenhaltiger Abfälle des LWR-Brennstoffkreislaufes, Teil II: Radiotoxizitätsvergleich, KfK 3222, Kernforschungszentrum Karlsruhe (1981).
- [10] C. M. Koplik, M. F. Kaplan und B. Ross: The safety of repositories for highly radioactive wastes, Rev. Mod. Phys. 54, New York, NY, S. 269/310 (1982).
- [11] B. L. Cohen: Before it's too late. Plenum Press, New York, London (1983).
- [12] Geological Disposal of Radioactive Waste, OECD/NEA (1984).
- [13] ICRP Publication 30. Limits for Intakes of Radionuclides by Workers. Part 1 and 2, Oxford, New York, Frankfurt, Pergamon Press (1979, 1980).



- [14] B. L. Cohen: Effects of Recent Neptunium Studies on High-Level Waste Hazard Assessments. *Health Physics*, Vol. 44, No. 5 (May). S. 567–569 (1983).
- [15] Environmental Standards for the Management and Disposal of Spent Nuclear Fuel, High-Level and Transuranic Radioactive Wastes, Final Rule, EPA, 40 CFR Part 191 (1985).
- [16] Nuclear Waste Policy Act of 1982: General Guidelines for the Recommendation of Sites for the Nuclear Waste Repositories; Final Siting Guidelines, DOE, 10 CFR Part 960 (1984).
- [17] A. G. Herrmann, H. J. Brumsack, H. Heinrichs: Notwendigkeit, Möglichkeiten und Grenzen der Untergrund-Deponie anthropogener Schadstoffe. *Naturwissenschaften*, **72**, 408–418 (1985).
- [18] H. J. Brumsack, H. Heinrichs, H. Lange: West German Coal Power Plants as Sources of Potentially Toxic Emission. *Environ. Tech. Letters*, **5**, 7–22 (1984).
- [19] H. Heinrichs, H. J. Brumsack, H. Lange: Emissionen von Stein- und Braunkohlekraftwerken der Bundesrepublik Deutschland. – *Fortschr. Miner.* **62**, 79–105, Stuttgart (1984).
- [20] A. Clermont, K. Brüssermann, P. Pink: Vergleich der Toxizität von radioaktiven Abfällen aus dem Kernbrennstoffkreislauf und der Toxizität von Abfällen, die in konventionellen Kraftwerken entstehen. *Gesellschaft für Umweltüberwachung (GUW)*, Aldenhoven (Nov. 1985).
- [21] Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung. Jahresbericht 1981. Der Bundesminister des Innern.
- [22] Dosisfaktoren aus der Zusammenstellung des Bundesgesundheitsamtes von 1985, niedergelegt beim Bundesgesundheitsamt/Institut für Strahlenhygiene, Neuherberg.
- [23] K. H. Wedepohl (ed.): *Handbook of Geochemistry*, Vol. I, II-1 bis II-5. Berlin, Heidelberg, New York, Springer-Verlag (1969–1978).
- [24] W. Jaritz: Einige Aspekte der Entwicklungsgeschichte der nordwestdeutschen Salzstöcke. – *Z. dt. geol. Ges.*, **131** (2), 387–408 (1980).
- [25] O. Bornemann, W. Jaritz: Die Geologie des Salzstocks Gorleben. – In: *Entsorgung*. Band 3. Bericht von einer Informationsveranstaltung des Bundes vor dem Schachtabteufen. – S. 101–117. Bundesministerium für Forschung und Technologie (1984).
- [26] K. Duphorn: Quartärgeologische Ergebnisse und Probleme bei der Endlagerforschung Gorleben. – *Berichte-Reports, Geol.-Paläont. Inst. d. Univ. Kiel*, **6**: 47 S., 8 Abb., 1 Tab.; Kiel (1984).
- [27] K. Duphorn: Quartärgeologische Gesamtinterpretation Gorleben. – Unveröff. Bericht im Auftrag der PTB, Kiel (1983).
- [28] BGR: Fachliche Stellungnahme zum Abschlußbericht von Prof. Duphorn: „Quartärgeologische Gesamtinterpretation Gorleben“ endgültige Fassung. – Unveröff. Bericht, Bundesanst. f. Geowiss. u. Rohstoffe (1983).  
Auszüge hiervon in: PTB Info-Blatt 3/83: Fachliche Stellungnahme zum Abschlußbericht von Prof. Duphorn „Quartärgeologische Gesamtinterpretation Gorleben“ endgültige Fassung, 4 S., Braunschweig (Phys.-Techn. Bundesanst.) (1983).
- [29] H. Müller: Altquartäre Sedimente im Deckgebirge des Salzstocks Gorleben. *Nachr. Dt. Geol. Ges.*, **33**, 17–18 (1985).
- [30] O. Bornemann, R. Fischbeck: Ablaugung und Hutgesteinsbildung am Salzstock Gorleben. – *Z. dt. geol. Ges.*, **137**, 1986 (im Erscheinen).
- [31] W. Jaritz, O. Bornemann, W. Giesel, H. Viehuff: Geoscientific Investigation of the Gorleben Site. – IAEA, *Proceedings of the „International Symposium on the Siting, Design and Construction of Underground Repositories for Radioactive Waste“*, Hannover 3. bis 7. 3. 86; Wien (im Erscheinen).