

# Thermische Fragen der Lagerung von radioaktiven Abfällen in Anhydrit

Autor(en): **Rybach, Ladislaus**

Objekttyp: **Article**

Zeitschrift: **Bulletin der Vereinigung Schweiz. Petroleum-Geologen und -Ingenieure**

Band (Jahr): **41 (1974-1975)**

Heft 100

PDF erstellt am: **22.09.2024**

Persistenter Link: <https://doi.org/10.5169/seals-199747>

## **Nutzungsbedingungen**

Die ETH-Bibliothek ist Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Inhalten der Zeitschriften. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern. Die auf der Plattform e-periodica veröffentlichten Dokumente stehen für nicht-kommerzielle Zwecke in Lehre und Forschung sowie für die private Nutzung frei zur Verfügung. Einzelne Dateien oder Ausdrucke aus diesem Angebot können zusammen mit diesen Nutzungsbedingungen und den korrekten Herkunftsbezeichnungen weitergegeben werden. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Die systematische Speicherung von Teilen des elektronischen Angebots auf anderen Servern bedarf ebenfalls des schriftlichen Einverständnisses der Rechteinhaber.

## **Haftungsausschluss**

Alle Angaben erfolgen ohne Gewähr für Vollständigkeit oder Richtigkeit. Es wird keine Haftung übernommen für Schäden durch die Verwendung von Informationen aus diesem Online-Angebot oder durch das Fehlen von Informationen. Dies gilt auch für Inhalte Dritter, die über dieses Angebot zugänglich sind.

## Thermische Fragen der Lagerung von radioaktiven Abfällen in Anhydrit

mit 5 Figuren und 4 Tabellen  
VON LADISLAUS RYBACH\*

### Abstract

Evaluation of suitable rock formations for underground storage and/or disposal of radioactive wastes in Switzerland has been directed towards anhydrite occurrences because appropriate rock salt formations are absent. The thermal and structural properties of anhydrite make it a more favourable depository than rock salt: the considerably higher melting point and the higher onset temperature of anhydrite for plastic deformations are especially remarkable. The hydrologic behaviour of both rock types is comparable. Model calculations have been made for spherical cavities of different sizes in anhydrite filled with high-level waste. The melting point of anhydrite is reached in a cavity with 6 m diameter a few months after deposition of the waste. This limits the cavity dimensions and also necessitates a minimum distance of 20 m between cavities. These calculations must be followed by detailed experimental studies of the behaviour of anhydrite upon irradiation and high temperatures.

### 1. Radioaktive Abfälle und ihre Klassifizierung

Die immer zahlreicheren Anwendungen von Radioisotopen in Medizin, Forschung und Technologie sowie die rasch steigende Anzahl der Kernkraftwerke zur Erzeugung von elektrischer Energie sind unvermeidlich mit zunehmenden Mengen radioaktiver Abfallstoffe verbunden. Darunter finden sich auch sehr langlebige Isotope (mit Halbwertszeiten von einigen zehn bis einigen zehntausend Jahren), welche zum Schutze der Umwelt von der Atmosphäre, Biosphäre und Hydrosphäre isoliert werden müssen.

Die Angabe der Radioaktivität erfolgt in Ci-Einheiten ( $1 \text{ Ci} = 1 \text{ Curie} = 3.7 \cdot 10^{10}$  Zerfälle/sec); 1 Ci entspricht der Aktivität von 1 Gramm Radium. Für die Einteilung von radioaktiven Abfällen in die Kategorien *schwach*, *mittel* und *hochaktiv* ist die Aktivität pro Volumeneinheit (Ci/Liter bzw. mCi/l) massgebend.

Gegenwärtig gibt es noch keine, international anerkannte und verbindliche Klassifizierungskriterien. Die nachstehende Tabelle gibt die Grenzwerte wieder, welche von der «Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung mbH» (München) angegeben werden.

Tabelle 1. Klassifizierung von radioaktiven Abfällen

Klasse	schwach	mittel	hoch
Maximale Aktivität	25 mCi/Liter	10 Ci/Liter	1000 Ci/Liter

\*) Mitteilung Nr. 102, Institut für Geophysik, Eidgenössische Technische Hochschule Zürich, Postfach 266, CH-8049 Zürich.

Hochaktive Abfälle entstehen nur bei der Aufbereitung von ausgebrannten Brennelementen aus Kernreaktoren. Diese verbrauchten Brennstäbe enthalten einerseits *Spaltprodukte* (die Strahlungsenergie der gebildeten Radionuklide beträgt rund 6% der gesamten bei der Spaltung von  $^{235}\text{U}$  freigesetzten Energie), andererseits *Transurane* (Aktiniden, welche durch Neutron-Einfangsreaktionen entstehen).

Von den Spaltprodukten besitzen  $^{90}\text{Sr}$  und  $^{137}\text{Cs}$  die längsten Halbwertszeiten (28 bzw. 30 Jahre); von den Transuranen muss insbesondere dem *Plutonium* ( $^{239}\text{Pu}$ ) besondere Aufmerksamkeit geschenkt werden, einerseits wegen der langen Halbwertszeit (25000 Jahre), andererseits wegen der extrem hohen Toxizität (BAIR & THOMPSON 1974). Es ist deshalb empfehlenswert,  $^{239}\text{Pu}$  eigens abzutrennen, umso mehr da Plutonium dem Reaktortyp LMFBR («schnelle Brüter») als Brennstoff dient (Fig. 1). Die bei der Aufbereitung der Brennelemente anfallenden Spaltprodukt-Lösungen werden zunächst verfestigt, wobei die besten Erfahrungen mit Einschmelzen in Borsilikat-Gläser gemacht wurden (SCHNEIDER 1971). Überhaupt ist man bestrebt, das Volumen der Abfälle auf ein Minimum zu reduzieren.

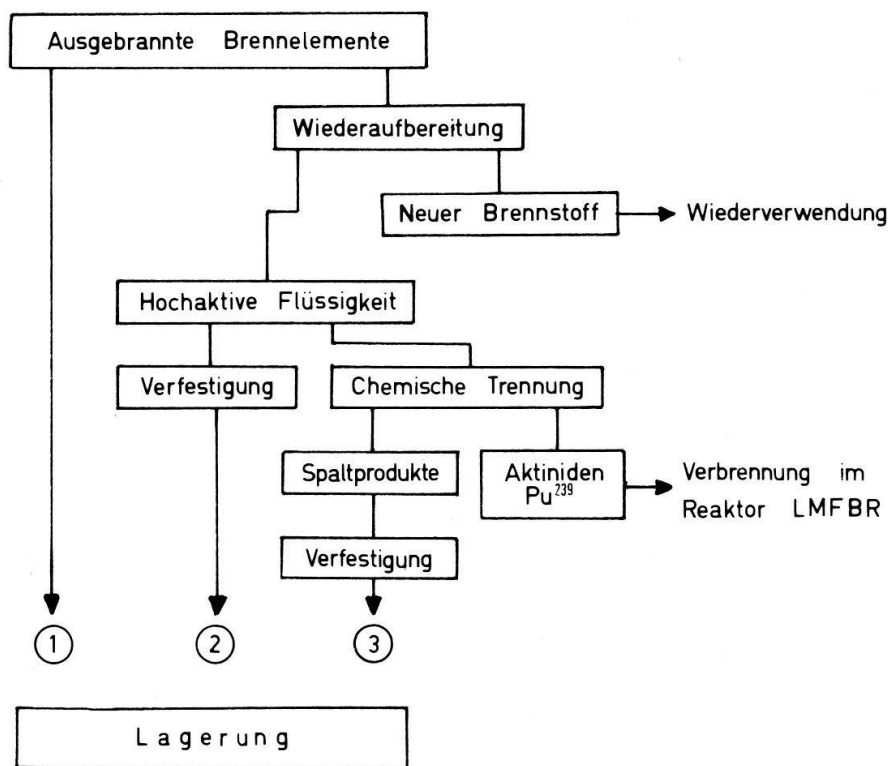


Fig. 1: Trennungsschema für die Aufbereitung von ausgebrannten Brennelementen (nach KUBO & ROSE 1973, vereinfacht).

## 2. Alternativen zur Beseitigung von radioaktiven Abfällen

Hier ist zunächst zu unterscheiden zwischen wartungsfreier *Endlagerung* («disposal») und einer Art bewachten *Zwischenlagerung* («storage») für den Fall, dass eines Tages die Technologie soweit sein wird, dass diese Stoffe durch künstliche Kernreaktionen in kurzlebige Isotope umgewandelt werden können (GREGORY & STEINBERG 1967).

Nachstehend sollen die wichtigsten der gegenwärtig diskutierten Alternativen zur Endlagerung kurz erwähnt werden. Es wurden bereits einige Beseitigungsarten ausprobiert; die meisten stehen jedoch erst im Projekt-Stadium. Von der *Versenkung der Abfälle im Meer* ist man wieder abgekommen. Hierzu ist noch zu erwähnen, dass diese Variante vom wirtschaftlichen Standpunkt aus ungünstiger ist, als die Lagerung auf dem Festland.

Die Sicherheit der *Einlagerung im Polareis* (ZELLER et al. 1973) ist noch nicht völlig abgeklärt. Das *Hinausschiessen der Abfälle in den Weltraum* (PLATT & RAMSAY 1973) scheitert gegenwärtig an den hohen Kosten, doch könnten diese eventuell durch die Verwendung von Raumfähren, die zur Erde zurückkehren, gesenkt werden.

Zur Lagerung in *stabilen geologischen Formationen* auf Kontinenten stehen verschiedene Möglichkeiten offen:

- *in situ*-Schmelze, ausgelöst durch eine unterirdische Kernexplosion (COHEN et al. 1971, BLOMEKE et al. 1973).
- Lagerraum im kristallinen Grundgebirge (KUBO & ROSE 1973), in undurchlässigen Tonformationen (GERA & JACOBS 1972), in Wüstenformationen (WINOGRAD 1974)
- Lagerung in Evaporiten (Salzdome oder Salzschieben, siehe z. B. BRADSHAW & MC CLAIN 1971).

Die Diskussion der Vor- und Nachteile der obenerwähnten Alternativen würde den Rahmen dieser Arbeit sprengen (es sei hier auf die umfassende Battelle-Studie «Advanced Waste Management Studies, High Level Radiation Waste Disposal Alternatives», BNWL-1900, US Department of Commerce, Springfield, Virginia hingewiesen).

### 3. Die Situation in der Schweiz; die Lagerung in Anhydrit

Bei jeder Lagerungsart müssen die Kriterien und Vorschriften hinsichtlich Strahlenschutz, Gewässerschutz usw. erfüllt werden. Insbesondere dürfen die Abfälle nicht mit der *Hydrosphäre* (Oberflächengewässer, unterirdischer Wasserkreislauf) in Berührung kommen. Vom hydrogeologischen Standpunkt aus bieten Steinsalz (NaCl)- und Anhydrit ( $\text{CaSO}_4$ )-Lager den bestmöglichen Schutz: allein die Existenz dieser Formationen schliesst jegliche Wasserzirkulation aus, denn Steinsalz wäre unter Wassereinwirkung ausgelaugt und Anhydrit in Gips ( $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ) umgewandelt worden.

Im *Ausland* werden vor allem *Steinsalz-Vorkommen* für die Lagerung von radioaktiven Abfällen bevorzugt. Es sei hier auf die Lager in Kansas bzw. New Mexico (USA), ferner auf das ehemalige Salzbergwerk Asse (BRD) hingewiesen\*.

Die Situation *in der Schweiz* ist insofern günstig, da sich hier zurzeit nur das Problem der Lagerung von schwach- bis mittelaktiven Abfällen stellt. Die Wiederaufbereitung der ausgebrannten Brennstäbe aus schweizerischen Leichtwasserreaktoren erfolgt gegenwärtig im Ausland. Es ist jedoch durchaus möglich, dass die dabei entstehenden, hochaktiven Abfälle eines Tages in der Schweiz eingelagert werden müssen.

Für die Lagerung von radioaktiven Abfällen aus Industrie, Forschung und Medizin ist der Bund zuständig. Für die Beseitigung von Abfällen aus Kernkraftwerken sind diese Betriebe selbst verantwortlich. Deswegen haben sich Elektrizitätsgesellschaften (welche Kernkraftwerke betreiben bzw. projektieren) und der Bund (vertreten durch das Verkehrs- und Energiewirtschaftsdepartement, Eidg. Amt für Energiewirtschaft) zur NAGRA (Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle) zusammengeschlossen. Diese Genossenschaft bezweckt den Bau und Betrieb von Lagern für radioaktive Abfälle und Zusammenarbeit auf dem Gebiet der Beseitigung radioaktiver Abfälle.

Da gegenwärtig von Vertretern der Erdölindustrie umfangreiche Forschungsarbeiten zum Aufsuchen von unterirdischen Speichern für Kohlenwasserstoffe in Auftrag gegeben wurden, war es sinnvoll, diese beiden Unternehmungen zu koordinieren, was durch die

\*) Eine eingehende Beschreibung dieser Anlagen findet man in «Disposal of Solid Radioactive Wastes in Bedded Salt Deposits», 28 pp., National Academy of Sciences-National Research Council, Washington D.C. (1970) bzw. in «Zur Sicherheit der Endlagerung radioaktiver Abfälle im Salzbergwerk Asse», 48 S., Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung mbH, München (1973).

Gründung des «Konsortium Untertagespeicher» erfolgte. Dieses Konsortium, zu welchem nun auch die NAGRA gehört, bezweckt die Forschung nach geeigneten Schichten zur unterirdischen Lagerung von gasförmigen und flüssigen Kohlenwasserstoffe sowie von radioaktiven Abfällen.

Aus den bisherigen Untersuchungen des Konsortiums geht hervor, dass in der Schweiz geeignete *Steinsalz*-Vorkommen, wie sie andernorts für die Abfall-Lagerung bevorzugt werden, *fehlen* (THUT 1974). Hingegen gibt es verschiedene *Anhydrit*-Vorkommen, sowohl im Jura als auch in den Alpen (MILNES 1974). Ihre Eignung als Endlager wird im Rahmen eines umfangreichen, kürzlich in Angriff genommenen Forschungsprogrammes abgeklärt (THUT 1974).

Als *Eignungskriterien* von Anhydrit-Lager sind in erster Linie genügende Ausdehnung, ausreichende Überdeckung und Standfestigkeit, ferner langzeitige geologische Stabilität (inkl. geringe seismische Gefährdung) anzuführen. Selbstverständlich müssen auch die *thermischen Aspekte* gebührende Beachtung finden. Die nachstehenden Betrachtungen sollen dazu einige Hinweise und Anregungen liefern.

#### 4. Thermische Fragen

Sind die obenerwähnten Lagerungsprobleme restlos gelöst, so ist noch die *starke Wärmeentwicklung* – insbesondere von hochaktiven Abfällen – zu meistern: die im Abfall durch den radioaktiven Zerfall freigesetzte Strahlungsenergie wandelt sich in Wärme um. Dadurch wird sowohl das Abfallvolumen selbst als auch die Umgebung des Lagers aufgeheizt. Wird durch diese Aufheizung gar die Schmelztemperatur des umgebenden Gesteins erreicht, so sind strukturelle Instabilitäten unvermeidlich.

In diesem Zusammenhang ist darauf hinzuweisen, dass vom thermischen Standpunkt aus gesehen die Lagerung in Anhydrit einige *Vorteile* gegenüber dem andernorts verwendeten Steinsalz bietet. Bei vergleichbarer Wärmeleitfähigkeit ist der *Schmelzpunkt* des Anhydrits etwa doppelt so hoch wie derjenige vom Steinsalz (über die thermischen Konstanten des Anhydrits orientiert Tabelle 2). Daneben ist auch das *strukturelle Verhalten* von Anhydrit bei Temperaturerhöhung wesentlich günstiger als dasjenige von Steinsalz: während Anhydrit unter thermischer Beanspruchung brüchig und spröd wird (wodurch eine Abnahme der Wärmeleitfähigkeit erfolgt), ist Steinsalz schon bei relativ niedrigen Temperaturen plastisch deformierbar und damit strukturell instabil.

Tabelle 2. Thermische Konstanten von Anhydrit (nach CREUTZBURG 1965)

Wärmeleitfähigkeit, K	$13.0 \cdot 10^{-3} \text{ cal/cm,sec, } ^\circ\text{C}$
Wärmekapazität, c	0.215 cal/g, $^\circ\text{C}$
Schmelzpunkt, $\theta$	1430 $^\circ\text{C}$
Dichte, $\sigma$	2.96 g/cm <sup>3</sup>

Bei den nachstehenden Berechnungen soll die *Temperaturerhöhung um und in einer mit radioaktiven Abfällen lückenlos gefüllten Kaverne in Anhydrit-Gestein* behandelt werden. Dabei interessiert sowohl der zeitliche Ablauf der Aufheizung als auch der Zusammenhang zwischen der gelagerten Abfallmenge und den zu erwartenden Maximaltemperaturen, was für die *Wahl der optimalen Kavernengrösse* entscheidend ist.

Sicherheitshalber soll hier der ungünstigste Fall betrachtet werden, nämlich die Einlagerung von *hochaktiven Abfällen*. Ferner wird angenommen, dass die Lagerkaverne in einem Arbeitsgang lückenlos aufgefüllt wird. Es sind somit sehr vorsichtige Annahmen gemacht worden, da einerseits das Einbringen der Abfälle aus Herstellungs- und Transportgründen nur in kleinen Raten erfolgen kann, und andererseits wegen der Verfestigung flüssiger Abfälle und den für die Handhabung und Transport der Abfallstoffe erforderlichen «Verpackungen» sehr viel inaktives Material eingelagert werden muss.

#### 4.1. Wärmeentwicklung von radioaktiven Abfällen

Bei der Umwandlung der Zerfallsenergie in Wärme summieren sich die Beiträge der einzelnen Radioisotope. Die Berechnungen in dieser Studie wurden für das sog. PUREX-Gemisch (siehe z. B. KAPPELMEYER & MUFTI 1967) durchgeführt, welche bei der Aufbereitung von ausgebrannten Brennstäben anfällt. Über die Radioisotope in diesem Abfall orientiert Tabelle 3.

Tabelle 3. Spaltprodukte\* in 90 Tage altem PUREX-Abfall (nach BRUCE 1960)

Isotop	Halbwertszeit [Jahre]	Konzentration [ $\mu\text{Ci}/\text{cm}^3$ ]
$^{89}\text{Sr}$	0.148	$1.6 \cdot 10^4$
$^{90}\text{Sr}$	28.0	$2.3 \cdot 10^4$
$^{91}\text{Y}$	0.159	$2.3 \cdot 10^5$
$^{95}\text{Zr}$	0.178	$2.7 \cdot 10^5$
$^{103}\text{Ru}$	0.11	$3.5 \cdot 10^4$
$^{106}\text{Ru}$	1.0	$7.2 \cdot 10^4$
$^{129}\text{Te}$	0.09	$3.1 \cdot 10^3$
$^{137}\text{Cs}$	30.0	$2.0 \cdot 10^4$
$^{140}\text{Ba}$	0.035	$5.2 \cdot 10^3$
$^{141}\text{Ce}$	0.088	$9.8 \cdot 10^4$
$^{143}\text{Pr}$	0.038	$5.5 \cdot 10^3$
$^{144}\text{Ce}$	0.78	$6.9 \cdot 10^5$
$^{147}\text{Nd}$	0.032	$1.6 \cdot 10^3$
$^{147}\text{Pm}$	2.6	$9.0 \cdot 10^4$
$^{151}\text{Sm}$	93.0	$5.6 \cdot 10^2$

\*) Die Wärmeproduktion der Aktiniden (z. B.  $^{239}\text{Pu}$ ) ist etwa zwanzigmal kleiner als diejenige der Spaltprodukte und wird bei den nachfolgenden thermischen Berechnungen vernachlässigt.



Die radioaktive Wärmeproduktion  $A$  kann für ein bestimmtes Radioisotop wie folgt berechnet werden:

$$A \text{ [cal/cm}^3 \text{ sec]} = \underbrace{\frac{\text{Anzahl Atome}}{\text{cm}^3} \cdot \frac{\text{Zerfälle}}{\text{sec}}}_{\text{C [Ci/cm}^3\text{]: Aktivität pro Volumeneinheit}} \cdot \text{Zerfallsenergie} \left[ \frac{\text{cal}}{\text{Atom}} \right];$$

C [Ci/cm<sup>3</sup>]: Aktivität pro Volumeneinheit

$$A = C \cdot u \cdot E, \quad (1)$$

wo E die Zerfallsenergie des Isotopes in MeV und u den Umrechnungsfaktor 1 MeV = 3.83 · 10<sup>-14</sup> cal bedeuten.

Nach 1 Jahr Zwischenlagerung sind die kurzlebigen Isotope im Abfall (vgl. Tab. 3) soweit zerfallen, dass sie thermisch nicht mehr wirksam sind. Für die verbleibenden Isotope wird die Berechnung der Wärmeproduktion nach (1) durchgeführt; die Resultate sind in der Tabelle 4 zusammengestellt.

Tabelle 4. Thermisch wirksame Radioisotope im PUREX-Abfall nach 1 Jahr Zwischenlagerung

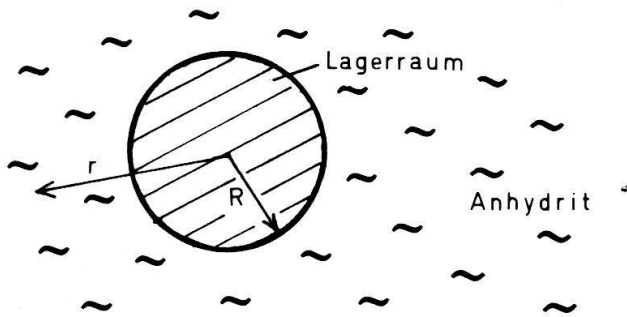
Isotop + Tochterelement	Halbwertszeit [Jahre]	Aktivität nach 1 Jahr [Ci/cm <sup>3</sup> ]	Wärmeproduktion per Ci [cal/sec]	A <sub>0j</sub> nach 1 Jahr [cal/cm <sup>3</sup> sec]
<sup>90</sup> Sr → <sup>90</sup> Y	28.0	2.26 · 10 <sup>-2</sup>	1.32 · 10 <sup>-3</sup>	2.97 · 10 <sup>-5</sup>
<sup>106</sup> Ru → <sup>106</sup> Rh	1.0	4.28 · 10 <sup>-2</sup>	1.86 · 10 <sup>-3</sup>	7.96 · 10 <sup>-5</sup>
<sup>137</sup> Cs → <sup>137</sup> Ba	30.0	1.97 · 10 <sup>-2</sup>	1.20 · 10 <sup>-3</sup>	2.37 · 10 <sup>-5</sup>
<sup>144</sup> Ce → <sup>144</sup> Pr	0.78	3.54 · 10 <sup>-1</sup>	1.67 · 10 <sup>-3</sup>	5.92 · 10 <sup>-4</sup>
<sup>147</sup> Pm	2.6	7.36 · 10 <sup>-2</sup>	1.05 · 10 <sup>-4</sup>	7.71 · 10 <sup>-6</sup>

#### 4.2. Modellrechnungen für Anhydrit

Die Berechnungen wurden einfachheitshalber für eine *kugelförmige Kaverne* (Radius: R) durchgeführt, welche sich in einem unendlich ausgedehnten Anhydritlager befindet. In diesem Fall kann die Temperatur in Abhängigkeit einer einzigen Raumkoordinate (r, Abstand vom Kavernenmittelpunkt) betrachtet werden. Wie schon erwähnt, wird angenommen, dass die Kaverne vollständig mit radioaktiven Abfällen gefüllt sei, wie sie bei der Aufbereitung von Brennelementen entstehen. Ferner werden für Abfälle und Anhydrit die gleichen thermischen Konstanten (siehe Tab. 2) angenommen.

Den Aufheiz-Effekt bzw. die Temperaturerhöhung erhält man als Funktion der Zeit, welche seit der Einlagerung verstrichen ist, durch Lösung der Differentialgleichung der Wärmeleitung (2) bzw. (3):

Wärmegleichung bei Kugelsymmetrie



$$\frac{\partial T}{\partial t} = \frac{K}{\sigma \cdot c} \left[ \frac{\partial^2 T}{\partial r^2} + \frac{2}{r} \frac{\partial T}{\partial r} + \frac{A}{K} \right] \text{ im Lagerraum } 0 \leq r \leq R \quad (2)$$

$$\frac{\partial T}{\partial t} = \frac{K}{\sigma \cdot c} \left[ \frac{\partial^2 T}{\partial r^2} + \frac{2}{r} \frac{\partial T}{\partial r} \right] \text{ ausserhalb des Lagerraums } r > R \quad (3)$$

(keine Wärmequellen)

Hierin bedeuten T die Temperatur, t die Zeit seit der Einlagerung, K die Wärmeleitfähigkeit,  $\sigma$  die Dichte, c die Wärmekapazität und A die radioaktive Wärmeproduktion (Tab. 4).

Die Lösung von (2) mit entsprechenden Anfangs- und Randbedingungen ist in BIRCH (1958) gegeben. Nach Einführung der folgenden dimensionslosen Parameter

$$\left. \begin{aligned} \alpha &= \frac{A \cdot R^2}{K} \quad [^{\circ}\text{C}] \\ \Delta T &= T - T_0 \quad [^{\circ}\text{C}] \end{aligned} \right\} \frac{\Delta T}{\alpha} \quad \text{dimensionslos}$$

$$\left. \begin{aligned} \rho &= \frac{r}{R} \\ \tau &= \frac{K}{\sigma \cdot c \cdot R^2} t \end{aligned} \right\} \text{ dimensionslos,}$$

wo  $T_0$  [ $^{\circ}\text{C}$ ] die ungestörte Temperatur des Anhydrits bedeutet, lautet die Lösung für  $\rho < 1$  (im Lagerraum):

$$\frac{\Delta T(\rho, \tau)}{\alpha} = \tau \left\{ 1 + \frac{4\sqrt{\tau}}{\rho} \left[ i^3 \operatorname{erfc} \left( \frac{1+\rho}{2\sqrt{\tau}} \right) - i^3 \operatorname{erfc} \left( \frac{1-\rho}{2\sqrt{\tau}} \right) \right] + \right. \\ \left. + \frac{2}{\rho} \left[ i^2 \operatorname{erfc} \left( \frac{1+\rho}{2\sqrt{\tau}} \right) - i^2 \operatorname{erfc} \left( \frac{1-\rho}{2\sqrt{\tau}} \right) \right] \right\} \quad (4)$$

Die Lösung von (3) liefert einen ähnlichen Ausdruck für  $\rho > 1$  (ausserhalb des Lagerraums).



In (4) gilt

$$i^n \operatorname{erfc} x = \int_x^\infty i^{n-1} \operatorname{erfc} \xi \, d\xi \quad (5)$$

(n = 1, 2, 3) und

$$i^0 \operatorname{erfc} x = \operatorname{erfc} x = 1 - \operatorname{erf} x = 1 - \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_0^x e^{-t^2} \, dt \quad (6)$$

Für die Lösung von BIRCH (1958) wird zeitlich konstante Wärmeproduktion vorausgesetzt. Die Radioaktivität und damit auch die Wärmeproduktion der Isotope im Abfall klingt jedoch exponentiell ab. Für das j-te Isotop gilt deshalb

$$A_j(t) = A_{0j} e^{-\lambda_j t} \quad (7)$$

wo  $\lambda_j$  die Zerfallskonstante des j-ten Isotopes bedeutet mit  $A_j(t) = A_{0j}$  für  $t = 0$ . Die Wärmeproduktion sämtlicher n Radioisotope erhält man durch Aufsummieren der einzelnen Beiträge:

$$A(t) = \sum_{j=1}^n A_{0j} e^{-\lambda_j t} \quad (8)$$

oder durch Einführung des dimensionslosen Parameters  $\lambda'_j = \lambda_j \sigma c R^2 / K$ ,

$$A(\tau) = \sum_{j=1}^n A_{0j} e^{-\lambda'_j \tau} \quad (9)$$

Die Lösung für diese exponentiell abklingende Wärmequelle beliebiger Zusammensetzung hat MUFTI (1971) gegeben (mit  $\eta = t - t'$ ):

$$\Delta T(\rho, \tau) = \sum_{j=1}^n A_{0j} \left[ \Delta T'(\rho, \tau) - \lambda'_j \int_0^\tau e^{-\lambda'_j(\tau-\eta)} \Delta T'(\rho, \eta) \, d\eta \right] \quad (10)$$

Hierin ist  $\Delta T'(\rho, \tau)$  aus (4) mit  $\alpha = 1$  zu berechnen.

Durch ein *numerisches Beispiel* soll zunächst die Temperaturerhöhung im Abfall selbst betrachtet werden und zwar im *Zentrum einer Kaverne* mit 2 m Radius. Für die Berechnung wurden die Konstanten des Anhydrits (Tab. 2) eingesetzt sowie das Nomogramm  $\Delta T/\alpha = f(\tau, \lambda')$  für  $\rho = 0$  in MUFTI (1971) verwendet. Fig. 2 zeigt den Aufheiz-Effekt der thermisch wirksamen Radioisotope\* im Abfall: Zuerst tritt eine Aufheizung auf, gefolgt von einer Abkühlung, wobei die *Aufheizung rasch, die Abkühlung sehr langsam erfolgt*. Die maximale Temperatur wird rund 2 Monate nach der Einlagerung erreicht (ausgezogene Kurve).

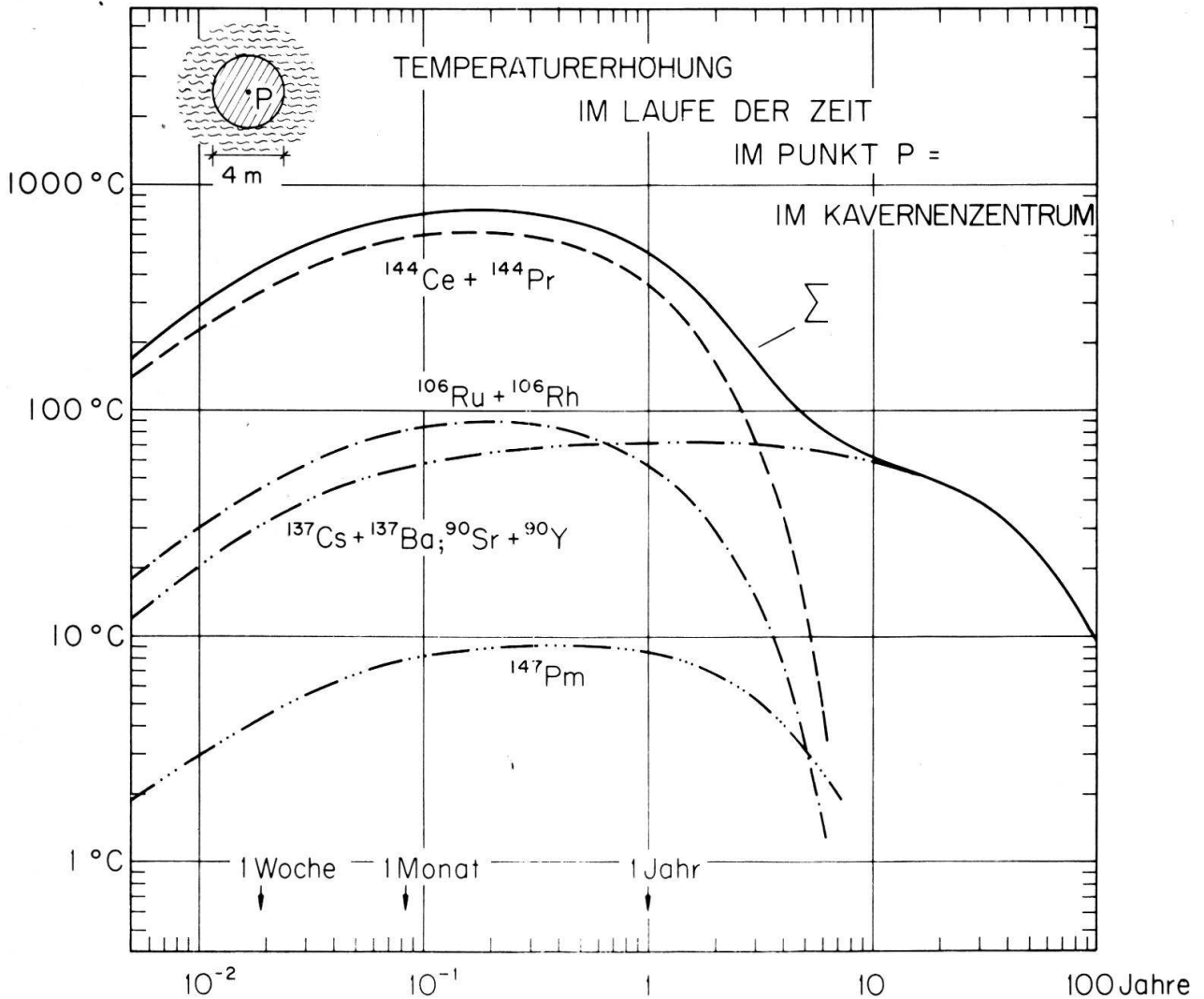


Fig. 2: Aufheiz-Effekt der thermisch wirksamen Radioisotope (vgl. Tab. 4) im Abfall, gelagert in einer Kaverne mit 2 m Radius in Anhydrit, im Laufe der Zeit. Die ausgezogene Kurve ist die Summe der Einzel-Effekte der angegebenen Isotope. Die Aufheizung erfolgt rasch, die Abkühlung sehr langsam.

\*) Wegen der nahezu gleichen Wärmeproduktion von (<sup>137</sup>Cs + <sup>137</sup>Ba) und (<sup>90</sup>Sr + <sup>90</sup>Y) werden diese Isotope gemeinsam behandelt.

Im weitem wurde der Temperaturverlauf in *verschiedenen Abständen vom Kavernen-Zentrum* untersucht, diesmal unter Verwendung der Nomogramme  $\Delta T/\alpha = f(\tau, \lambda')$  für  $\rho = 1, 2, 4$  und  $10$  (МУФТИ 1971). Die Resultate sind in Fig. 3 dargestellt. Die höchste Temperatur wird sinnngemäss im Kavernen-Zentrum erreicht. Mit zunehmender Entfernung von der Kaverne treffen Aufheizung und Abkühlung («Temperaturwelle») immer später ein, wobei die jeweilige Spitzentemperatur immer mehr abnimmt.

### VERLAUF DER TEMPERATURWELLE

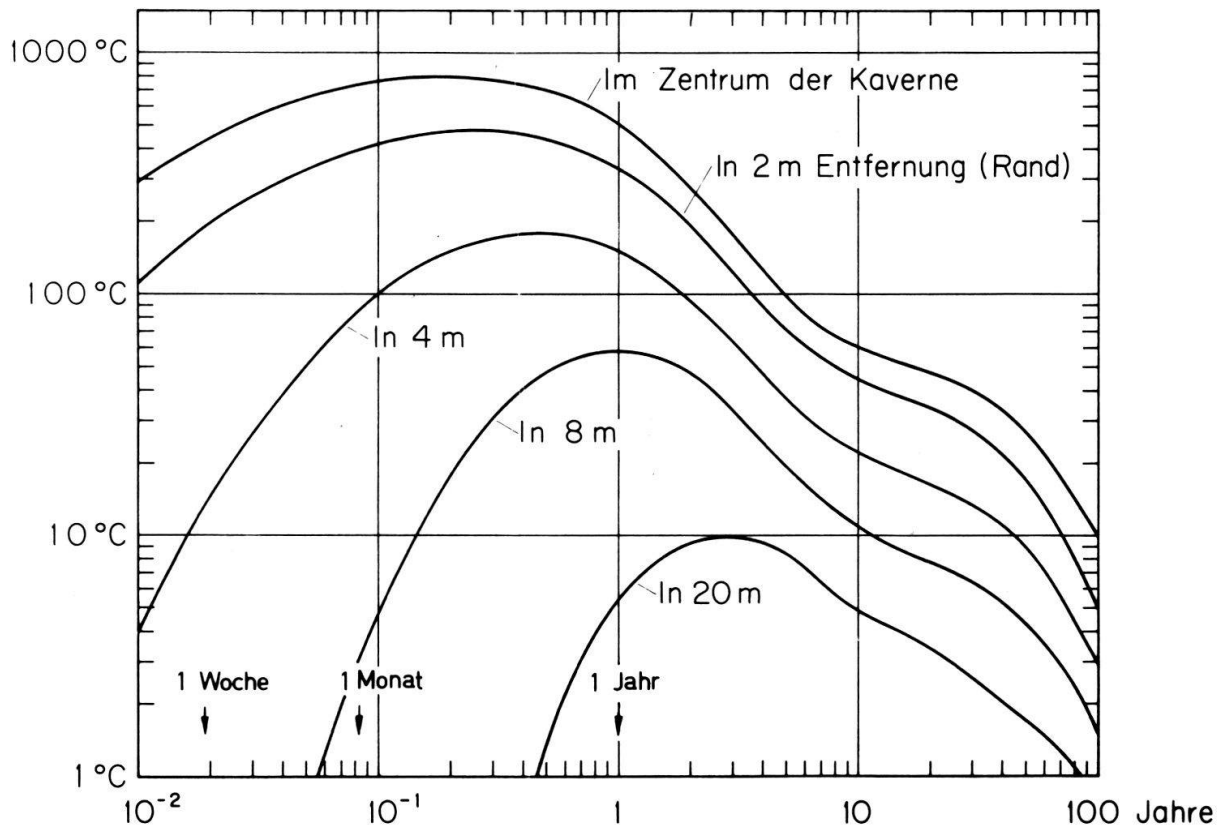


Fig. 3: Die Temperaturerhöhung in verschiedenen Abständen vom Kavernen-Zentrum. Mit zunehmender Entfernung trifft die Temperaturwelle immer später ein, wobei die Spitzentemperatur immer mehr abnimmt. In 20 m Entfernung beträgt die Temperaturerhöhung nur noch 10°C.

Zwischen der höchsten zu erwartenden Temperatur und der Grösse der Lagerkaverne besteht naturgemäss ein Zusammenhang. Führt man die oben beschriebenen Berechnungen für *verschiedene Kavernengrössen* durch, so zeigt sich, dass die Maximaltemperatur den *Schmelzpunkt von Anhydrit* bei einem Kavernen-Radius von 3 m *überschreitet* (Fig. 4).

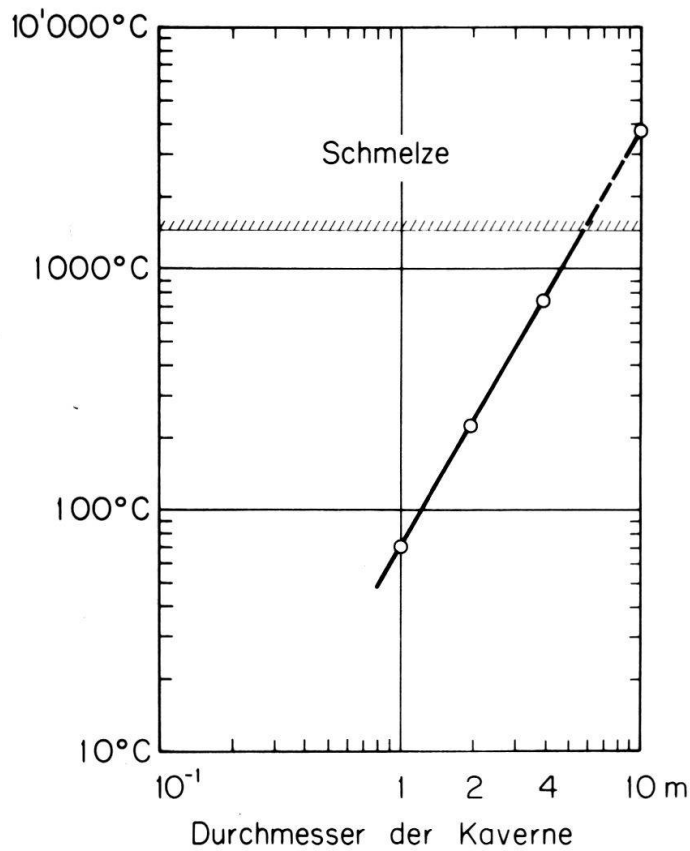


Fig. 4: Maximaltemperaturen bei verschiedenen Kavernengrössen. Der Schmelzpunkt von Anhydrit wird bereits bei einem Kavernen-Radius von 3 m erreicht.

## 5. Schlussfolgerungen, Empfehlungen für die Lagerung in Anhydrit

Auf die Besonderheiten des *Anhydrits*, im Hinblick auf die Lagerung von radioaktiven Abfällen in diesem Gesteinstyp, wurde bereits eingegangen. Gegenüber *Steinsalz* ist der fast doppelt so hohe Schmelzpunkt bedeutungsvoll, ferner der Umstand, dass plastisches Fließen – und damit auch strukturelle Instabilität – beim *Steinsalz* bereits bei wesentlich niedrigeren Temperaturen auftritt als beim *Anhydrit* (BRADSHAW et al. 1963, MÜLLER & SIEMES 1974).

Vom thermischen Standpunkt aus gesehen sind bei einer Lagerung in *Anhydrit*, gestützt auf die Resultate der vorliegenden Modellrechnungen, die folgenden Punkte zu beachten:

1. Die Schichtmächtigkeit des *Anhydrits* soll im Minimum 20 m betragen.
2. Statt alle Abfälle in einer Kaverne zu lagern, sollten diese auf mehrere kleinere Hohlräume mit 2–3 m Durchmesser verteilt werden.
3. Der Abstand dieser Kavernen soll im Minimum 20 m betragen.

Diese rein theoretisch gewonnenen Erkenntnisse sollten sinnvollerweise durch *experimentelle Untersuchungen*, insbesondere über den Einfluss von Wärme und radioaktiver Strahlung auf die thermischen und mechanischen Eigenschaften des *Anhydrits* ergänzt werden. Wohl sind diesbezügliche Studien und Resultate für *Steinsalz* seit längerer Zeit bekannt (siehe z. B. PARKER et al. 1960, BRADSHAW et al. 1963), doch sind diese Resultate nicht auf *Anhydrit* übertragbar.

Die Anregung zur Durchführung dieser Studie kam von Herrn Dr. A. FEHR, Eidg. Amt für Energiewirtschaft (Bern). Herr Prof. Dr. W. EPPRECHT (Zürich) trug Wesentliches zur Formulierung des Manuskriptes bei, Herr Prof. Dr. H. JÄCKLI (Zürich) und Herr Dr. U. P. BÜCHI (Forch) interessante Diskussionen. Allen diesen Herren dankt der Verfasser herzlich.

## Literatur

- BAIR, W. J. and THOMPSON, R. C. (1974): Plutonium: Biomedical Research. *Science* 183, 715-722.
- BIRCH, F. (1958): Thermal considerations in deep disposal of radioactive wastes. *Nat. Acad. Sci.-Nat. Res. Counc. Publ.* 588, 21 pp., New York.
- BLOMEKE, J. O., NICHOLS, J. P. and McCLAIN, W. C. (1973): Managing radioactive wastes. *Phys. Today* 26, 36-42.
- BRADSHAW, R. L., BOEGLY, W. J., EMPSON, F. M., KUBOTA, H., PARKER, F. L., PERONA, J. J. and STRUXNESS, E. G. (1963): Ultimate storage of high-level waste solids and liquids in salt formations. *In: Treatment and Storage of High-Level Radioactive Wastes*, IAEA Vienna, p. 153-175.
- BRADSHAW, R. L. and McCLAIN, W. C. (1971): Project Salt Vault: A demonstration of the disposal of high-activity solidified wastes in underground salt mines. Rep. ORNL-4555, 360 pp., Oak Ridge, Tenn.
- BRUCE, F. R. (1960): The origin and nature of radioactive wastes in the United States Atomic Energy Programme. *In: Disposal of Radioactive Wastes*, IAEA Vienna, p. 3-49.
- COHEN, J. J., LEWIS, A. E. and BRAUN, R. L. (1971): In situ incorporation of nuclear waste in deep molten silicate rock. Rep. UCRL-73320, 41 pp., Livermore, Calif.
- CREUTZBURG, H. (1965): Bestimmung thermischer Stoffwerte von Salzgesteinen und Nebengesteinen. *Kali und Steinsalz* 5, 170-172.
- GERA, F. and JACOBS, D. G. (1972): Considerations in the long-term management of high-level radioactive wastes. Rep. ORNL-4762, 151 pp., Oak Ridge, Tenn.
- GREGORY, M. W. and STEINBERG, M. (1967): A nuclear transformation system for long-lived fission product waste in an expanding nuclear power economy. Rep. BNL-11915, Battelle Pac. Northwest Lab., Richland, Wash.
- KAPPELMEYER, O. and MUFTI, I. (1967): Cooling of high-level radioactive wastes by air ventilation. *In: Disposal of Radioactive Wastes into the Ground*, IAEA Vienna, p. 533-547.
- KUBO, A. S. and ROSE, D. J. (1973): Disposal of Nuclear Wastes. *Sciences* 182, 1205-1211.
- MILNES, A. G. (1974): Geologische Aspekte der Endlagerung radioaktiver Abfälle in der Schweiz. *Neue Zürcher Zeitung* Nr. 418, Beilage Forschung und Technik.
- MUFTI, I. (1971): Geothermal Aspects of Radioactive Waste Disposal into the Subsurface. *J. Geophys. Res.* 76, 8568-8585.
- MÜLLER, P. und SIEMES, H. (1974): Festigkeit, Verformbarkeit und Gefügeregelung von Anhydrit- Experimentelle Stauchverformung unter Manteldrücken bis 5 kbar bei Temperaturen bis 300°C. *Tectonophys.* 23, 105-127.
- PARKER, F. L., BOEGLY, W. J., BRADSHAW, R. L., EMPSON, F. M., HEMPHILL, L., STRUXNESS, E. G. and TAMURA, T. (1960): Disposal of radioactive wastes in natural salt. *In: Disposal of Radioactive Wastes*, Vol. II, IAEA Vienna, p. 368-386.
- PLATT, A. M. and RAMSEY, R. W. (1973): Long-term waste management methods. *In: Management of Radioactive Wastes from Fuel Reprocessing*, Organisation for Economic Cooperation and Development, Paris, p. 409-429.
- SCHNEIDER, K. J. (1971): Solidification and disposal of high-level radioactive wastes in the United States. *Reactor Technol.* 13, 387-415.
- THUT, M. (1974): Untertagespeicherung radioaktiver Abfälle in der Schweiz. *Bull. Schweiz. Ver. für Atomenergie*, Nr. 6.
- WINOGRAD, I. J. (1974): Radioactive Waste Storage in the Arid Zone. *EOS Trans. Amer. Geophys. Union* 55, 884-894.
- ZELLER, E. J., SAUNDERS, D. F. and ANGINO, E. E. (1973): Putting radioactive wastes on ice: A proposal for an international radionuclide depository in Antarctica. *Bull. At. Sci.* 29, 4-10.