

# Unser radioaktives Wasser

Von A. KRAUSPE (Aachen)

## Inhalt

	Seite
1. Radioaktivität und Wasser .....	5
2. Natürliche Radioaktivität im Wasser .....	10
3. Fallout-Radioaktivität im Wasser .....	16
4. Auswirkungen der Kernbrennstoffkette auf das Wasser .....	23
4.1. Wassergefährdung durch Uranbergbau .....	23
4.2. Wassergefährdung durch Kernkraftwerke .....	37
4.3. Wassergefährdung durch Wiederaufarbeitung von Kernbrennstoffen ..	51
4.4. Wassergefährdung durch Lagerung radioaktiver Abfallprodukte ....	59
5. Wege zur Reduzierung der Radioaktivität im Wasser .....	65
Zusammenfassung .....	73
Literatur .....	74
Verzeichnis der verwendeten Maßeinheiten und Abkürzungen .....	77
Stichwortverzeichnis .....	79
Summary .....	81

## 1. Radioaktivität und Wasser

Trinken Sie radioaktives Wasser? Würden Sie damit Ihre Suppe zubereiten oder sich damit waschen? Natürlich nicht? Natürlich doch! Sie merken es nur nicht sofort. Denn Radioaktivität, die Eigenschaft bestimmter chemischer Elemente oder Isotope – Arten eines chemischen Elementes mit unterschiedlicher Massenzahl –, ohne äußeren Einfluß dauernd Energie in Form von Strahlung auszusenden, kann mit den menschlichen Sinnen nicht direkt erkannt werden: Sie ist weder sichtbar noch zu schmecken und zu riechen oder mit anderen Sinnesorganen wahrnehmbar, sondern zeigt sich erst in ihren Wirkungen, z. B. gesundheitlichen Strahlungsschäden.

Die Ursache der Radioaktivität ist die Instabilität der Atomkerne von radioaktiven Elementen oder Isotopen, welche spontan oder nach künstlichem Eingriff unter Abgabe von Energie in andere Atomkerne übergehen. Der radioaktive Zerfall gehorcht dabei einem statistischen Gesetz, welches besagt, daß sich von einer einheitlichen radioaktiven Substanz in gleichen Zeiten stets der gleiche Bruchteil der jeweils noch vorhandenen Atome in das Folgeprodukt verwandelt. Es gilt die Exponentialgleichung

$$n = n_0 e^{-\lambda t}$$

mit  $n_0$  als Zahl der zur Zeit  $t = 0$  vorhandenen unzerfallenen Atome,  $n$  als Zahl der zur Zeit  $t$  noch unzerfallenen Atome und der Zerfallskonstante  $\lambda$  als Maß für die

Wahrscheinlichkeit des Zerfalls eines einzelnen Atoms in der Zeiteinheit. Nach der Halbwertszeit

$$T_{1/2} = \frac{0,6931}{\lambda}$$

ist die Hälfte einer anfangs vorhandenen Menge der radioaktiven Substanz zerfallen.

Die biologischen Wirkungen der radioaktiven Strahlung hängen von der Strahlungsart und deren Intensität sowie vom Einwirkungsort ab. Hierbei ist zu unterscheiden zwischen:

- **Alphastrahlen**, das sind zweifach positiv geladene Heliumkerne mit der Massenzahl 4 (etwa die vierfache Masse von  $1/16$  der Masse des Sauerstoffisotops O-16), weshalb sich beim Alpha-Zerfall die Massenzahl des Ausgangsatoms um 4 und seine Kernladungszahl um 2 erniedrigt,
- **Betastrahlen**, das sind einfach negativ geladene Elektronen oder einfach positiv geladene Positronen mit der Massenzahl 0 (tatsächliche Masse:  $5,487 \cdot 10^{-4}$  Masseneinheiten), weshalb beim Beta-Zerfall die Massenzahl des Ausgangsatoms unverändert bleibt, während seine Kernladungszahl um 1 zu- oder abnimmt, und
- **Gammastrahlen**, das sind energiereiche Lichtquanten, bei deren Emission sich weder Massen- noch Kernladungszahl des Ausgangsatoms ändert.

Die entsprechend ihrer elektrischen Ladung unterschiedliche Ablenkung der radioaktiven Strahlen im magnetischen Feld zeigt schematisch Fig. 1.

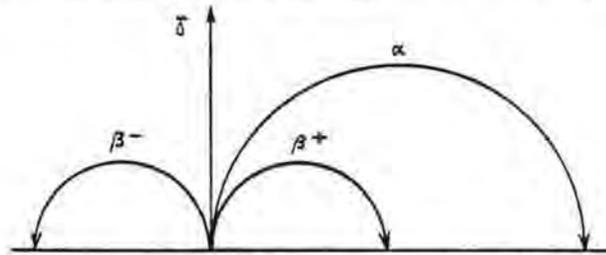


Fig. 1: Ablenkung radioaktiver Strahlen im nach vorn weisenden Magnetfeld.

Die Energie der verschiedenen Strahlungsarten wird in Megaelektronenvolt gemessen ( $1 \text{ MeV} = 10^6 \text{ eV}$ ;  $1 \text{ eV}$  ist die Energie eines Elektrons, das die Spannung  $1 \text{ V}$  durchlaufen hat) und beträgt:

3,72 – 10,4 MeV bei Alphastrahlern,

> 0 – 12 MeV bei Betastrahlern mit kontinuierlicher Energieverteilung zwischen  $E_{\text{min}}$  und  $E_{\text{max}}$  und einer mittleren Energie von ca.  $1/3 E_{\text{max}}$ ,

0,01 – 2,66 MeV bei Gammastrahlern.

Sie ist im allgemeinen so hoch, daß die bestrahlte Materie ionisiert wird, und zwar bei gleicher Energie durch Alphastrahlen rund 100 Mal stärker als durch Betastrahlen, die ihrerseits 100 Mal stärker als Gammastrahlen ionisieren, bis schließlich die gesamte Strahlungsenergie von der bestrahlten Materie absorbiert ist.

Dies geschieht in Luft

bei Alphastrahlen nach wenigen Zentimetern,

bei Betastrahlen nach mehreren Metern und

bei Gammastrahlen nach mehreren hundert Metern (K. HABERER, 1969).

In fester Materie sind die Strahlungsreichweiten entsprechend geringer, so

bei Alphastrahlen etwa 0,1 mm in Aluminium,

bei Betastrahlen einige mm in festen Stoffen.

Der wesentliche Unterschied in der Wechselwirkung der geladenen Alpha- und Betaeilchen und von Gammaquanten mit Materie besteht darin, daß geladene Teilchen ihre Energie durch Ionisation und Anregung in vielen kleinen Beträgen abgeben, was im Idealfall eine exakt definierte Reichweite zur Folge hat, während Gammaquanten beträchtliche Absorberdicken ohne Energieverlust durchdringen können, bis sie zufällig in einem einzigen Stoßakt entweder ganz verschwinden oder doch sehr viel Energie verlieren. Es verbleiben von ursprünglich  $n_0$  Gammaquanten nach einer Absorberdicke  $x$  nur noch  $n$  übrig gemäß einer Exponentialfunktion:

$$n = n_0 e^{-kx}$$

So wirken Alphastrahlen aufgrund ihrer geringen Reichweite meist nur unmittelbar am Ort ihrer Entstehung, z. B. auf der Haut oder im Magen-Darm-Trakt, während Betastrahlen eine größere gewebedurchstrahlende Wirkung besitzen und die durchdringenden Gammastrahlen auch von außerhalb des Körpers Zellzerstörungen herbeiführen können.

Die ionisierende Wirkung der radioaktiven Strahlung bietet auch die Möglichkeit des Nachweises. So kann man mit **Elektrometern**, die an einem Präparat bekannter Strahlungsstärke geeicht sind, die Ionisation einer Luftmenge ermitteln, die Anzahl der in ein Zählrohr einfallenden Teilchen durch Messung der Ionisation des Füllgases bestimmen, in der wasserdampfübersättigten Nebelkammer die Teilchenbahnen durch Kondensation der an den Gasionen entstandenen Wassertropfen sichtbar machen oder in der mit überhitzter Flüssigkeit gefüllten Blaskammer die Bahnen ionisierter Teilchen als Spur von Dampfblasen beobachten. Zur Bahnregistrierung werden auch Fotoplatten verwendet, deren lichtempfindliche Schicht durch schnelle geladene Teilchen längs deren Bahn geschwärzt wird.

Eine besondere Bedeutung bei der Messung von Radioaktivität im Wasser kommt den **Szintillationszählern** zu: In bestimmten organischen oder anorganischen Kristallen erzeugen schnelle geladene Teilchen und Gammastrahlen kurze Lichtblitze, die sowohl direkt sichtbar sind als auch über Fotозellen oder Elektronenvervielfacher in elektrische Impulse umgewandelt, verstärkt und Registrierwerken zugeleitet werden können. Als Szintillatoren werden für Alphastrahlen dünne Zinksulfid-Schirme, für Betastrahlen organische Phosphore und für Gammastrahlen thalliumaktiviertes Natrium- oder Caesiumjodid verwendet.

In der Praxis haben sich Natriumjodid-Thallium-Szintillationsdetektoren wegen ihrer hohen Nachweisempfindlichkeit für Gammaquanten auch bei relativ niedriger Aktivität bewährt. Der Nachteil der geringen spektralen Auflösung bedingt aber oft die Notwendigkeit radiochemischer Trennungen von Gemischen verschiedener Strahler. Dieser wird umgangen durch Einsatz von Germanium-Lithium-Halbleiterdetektoren, die aber nur eine mäßige Nachweisempfindlichkeit gegenüber Gammaquanten besitzen und deshalb größere Aktivität voraussetzen (H. MUNDSCHEK, 1976). Ebenfalls wegen ihrer hohen spektralen Auflösung werden Halbleiterdetektoren bei der Messung der Alphastrahlung eingesetzt.

Die komplizierte Technik der Radioaktivitätsmessung ist in ständigem Fortschritt begriffen mit dem Ziel größerer Nachweisempfindlichkeit und geringerer Meßfehler. Von Amts wegen werden Radioaktivitätsmessungen von staatlichen Kernforschungsinstituten, den chemischen Untersuchungsämtern sowie Umweltschutzanstalten der Länder und von staatlichen Ämtern für Wasser- und Abfallwirtschaft ausgeführt, daneben von spezialisierten Hochschulinstituten.

Maßeinheit für die Radioaktivität ist das Becquerel (Bq) mit der Dimension einer reziproken Zeit: 1 Bq entspricht  $1 \text{ s}^{-1}$ . Mit der verbindlichen Einführung der SI-Einheiten (Système International) am 1. 1. 1978 ersetzte das Becquerel die vorher gebräuchliche Maßeinheit Curie (Ci), wobei

$$1 \text{ Ci} = 3,7 \cdot 10^{10} \text{ s}^{-1}$$

etwa der Aktivität von 1 g Radium mit  $3,67 \cdot 10^{10}$  Zerfallsakten pro Sekunde entspricht. Häufig verwendeter Bruchteil in der radiometrischen Wasseruntersuchung war das Picocurie (1 pCi =  $10^{-12}$  Ci). Grenzwerte der Jahres-Aktivitätszufuhr über Ingestion von Wasser und Nahrung für die einzelnen Radioisotope finden sich in Anlage IV der Strahlenschutzverordnung vom 13. 10. 1976.

Aktivitätskonzentrationen im Wasser werden in Bq/m<sup>3</sup> angegeben; früher wurden Ci/m<sup>3</sup> oder pCi/l verwendet. Maximal zulässige Aktivitätskonzentrationen, wie sie noch in Anlage II der Zweiten Verordnung zur Änderung und Ergänzung der Ersten Strahlenschutzverordnung (1965) enthalten waren, finden sich in der Strahlenschutzverordnung von 1976 nicht mehr.

Da Aktivitätsangaben nichts über Strahlungsart und -energie aussagen, die für die biologische Wirksamkeit im Gewebe bedeutsam sind, ist Einzelidentifikation für jedes Radioisotop erforderlich. Der pro Masseneinheit absorbierten Strahlungsenergie entspricht die **Strahlendosis**. Weil gleiche Strahlendosen in ihrer biologischen Wirksamkeit sehr unterschiedlich sein können, wird durch Multiplikation mit einem bewertenden, dimensionslosen Dosisfaktor die **Äquivalenzdosis** erhalten, deren Maßeinheit das **Rem** (rem) ist, in SI-Einheiten Joule pro kg (J/kg): 1 rem = 1 rd (Rad) = 0,01 J/kg (H. RÜHLE, 1976).

Im Zusammenhang mit der Frage, in welchem Ausmaß Trinkwasser radioaktiv ist und ob Gesundheitsschäden durch seinen Konsum entstehen können, muß auch kurz auf die **rechtliche Situation** eingegangen werden. In der Bundesrepublik Deutschland ist geltendes Recht die Trinkwasserverordnung vom 31. 1. 1975 in Verbindung mit der Strahlenschutzverordnung vom 13. 10. 1976. Diese Kopplung ist nötig, weil die Trinkwasserverordnung in Abs. I § 3 lediglich aussagt, daß Trinkwasser radioaktive Stoffe nicht in solchen Konzentrationen enthalten darf, von denen feststeht, daß sie bei Dauergenuß gesundheitsschädlich sind. Routinemäßige Radioaktivitätsmessungen macht die Trinkwasserverordnung dem Betreiber einer Wasserversorgungsanlage nicht zur Auflage. Im Normalfall wird die Radioaktivität des Wassers vom Betreiber der Wasserversorgungsanlage also nicht untersucht: Das Risiko liegt voll beim Wasserkonsumenten.

Die Strahlenschutzverordnung bringt nun in § 45 eine Definition der maximal zulässigen Strahlungsdosen pro Kalenderjahr, herrührend aus Ableitung radioaktiver Stoffe mit Luft oder Wasser aus Strahlenschutzbereichen (z. B. Kernkraftwerken), für Einzelpersonen der Bevölkerung, die nicht beruflich strahlenexponiert sind:

- |  |                      |
|--|----------------------|
| 1. Ganzkörper, Knochenmark, Gonaden, Uterus  | 0,3 mJ/kg ( 30 mrem) |
| 2. Hände, Unterarme, Füße, Unterschenkel, Knöchel einschließlich der dazugehörigen Haut  | 3,6 mJ/kg (360 mrem) |
| 3. Haut, falls nur diese der Strahlenexposition unterliegt, ausgenommen die Haut der Hände, Unterarme, Füße, Unterschenkel und Knöchel | 1,8 mJ/kg (180 mrem) |
| 4. a) Knochen  | 1,8 mJ/kg (180 mrem) |
| b) Schilddrüse   | 0,9 mJ/kg ( 90 mrem) |
| 5. andere Organe   | 0,9 mJ/kg ( 90 mrem) |

In der Rechtsprechung der Oberverwaltungsgerichte hat sich die Auffassung durchgesetzt, daß die nach § 45 der Strahlenschutzverordnung zulässige Strahlenexposition über das Abwasser zu gleichen Teilen auf Trinkwasser, Nahrung und Außenbestrahlung zu verteilen ist, so daß sich z. B. folgende höchstzulässige jährliche Strahlendosen durch das Trinkwasser ergeben:

Ganzkörper	0,1 mJ/kg (10 mrem)
Schilddrüse, Niere und andere Organe	0,3 mJ/kg (30 mrem)
Knochen	0,6 mJ/kg (60 mrem)

Dadurch, daß die Strahlenschutzverordnung von 1976 ganz auf Jahreswerte der zulässigen Strahlungsdosen ausgerichtet ist, entstehen für den Wasserkonsumenten unübersichtliche Verhältnisse: Durch den Wegfall maximal zulässiger Aktivitätskonzentrationen können durch Direktmessungen festgestellte hohe Abgabewerte nicht mehr reklamiert werden. Die Messung der kalenderjährlichen Strahlungsdosen ist dem Wasserkonsumenten nicht möglich. Er ist hier auf Gutachten staatlicher Stellen mit einer stark im Fluß befindlichen Bewertung der Transfer- und Dosisfaktoren angewiesen, sofern solche Gutachten überhaupt vorliegen. Hieraus ergibt sich, daß die Strahlenschutzverordnung von 1976 den Emittenten von Radioisotopen wirtschaftlich bedingte Freiräume für kurzfristige Abgaben hoher Aktivitätskonzentrationen zugesteht, beispielsweise im Zusammenhang mit einem Störfall, während es dem Wasserkonsumenten erheblich erschwert wird, sich ein einigermaßen zutreffendes Bild über die Radioaktivität des Wassers und ihre gesundheitlichen Strahlungsfolgen zu machen.

Deshalb sollen die folgenden Kapitel dazu beitragen, dem Wasserverbraucher zunächst die natürlicherweise im Wasser vorhandene Radioaktivität vorzustellen, sodann die aus Kernwaffenversuchen herrührende Radioaktivität (Fallout), um schließlich an einigen typischen Beispielen die Auswirkungen der Kernbrennstoffkette auf die Radioaktivität des Wassers aufzuzeigen. Da der Wasserverbraucher auf die natürliche Radioaktivität keinen und auf die Fallout-Radioaktivität wenig Einfluß hat, wird vor allem auf die durch die Kernkraftindustrie entstehende Wassergefähr-

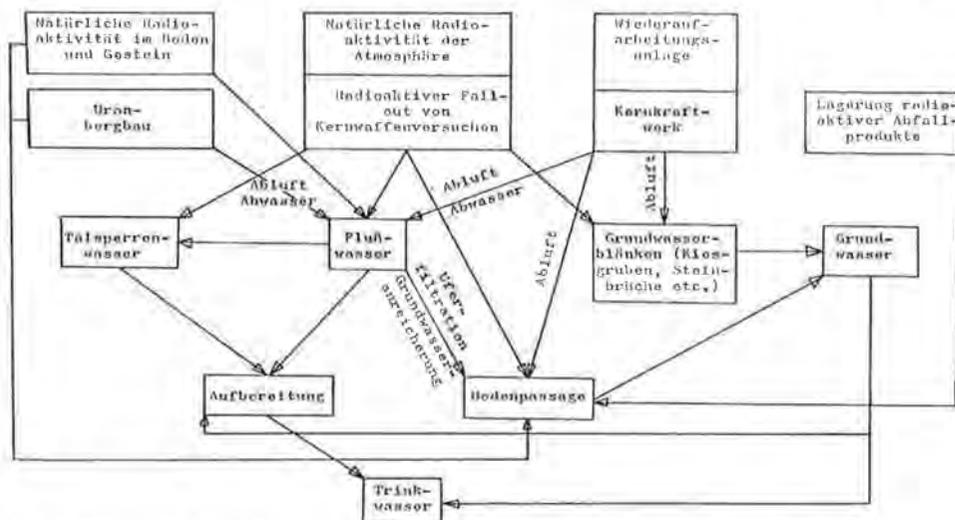


Fig. 2: Wege radioaktiver Kontamination von Trinkwasser.

ung hingewiesen, damit Gefährdungsstellen rechtzeitig erkannt, die Radioaktivität im Wasser gezielt bestimmt und bei übergroßen Aktivitätskonzentrationen entsprechende Maßnahmen getroffen werden können (vgl. Kap. 5.). Die verschiedenen Wege der radioaktiven Kontamination von Trinkwasser sind in Fig. 2 zusammengestellt.

## 2. Natürliche Radioaktivität im Wasser

Seit Erstarrung der Erdkruste vor über 4 Milliarden Jahren weisen Grund- und Oberflächenwässer eine natürlicherweise vorkommende Radioaktivität auf. Diese entstammt in erster Linie der Lösung des Kaliumisotops K-40 sowie des Thoriumisotops Th-232, der Uranisotope U-235 und U-238 nebst ihrer radioaktiven Zerfallsprodukte. Während Kalium mit 2,8 Gewichtsprozent eines der häufigeren chemischen Elemente in der oberen Erdkruste ist – unter einer Beteiligung von 0,012% K-40 daran –, gehören Thorium mit 0,0008 Gewichtsprozent und Uran mit 0,0002 Gewichtsprozent bei einer U-235-Beteiligung von 0,72% (Aktivitätsanteil: 5%) und einer

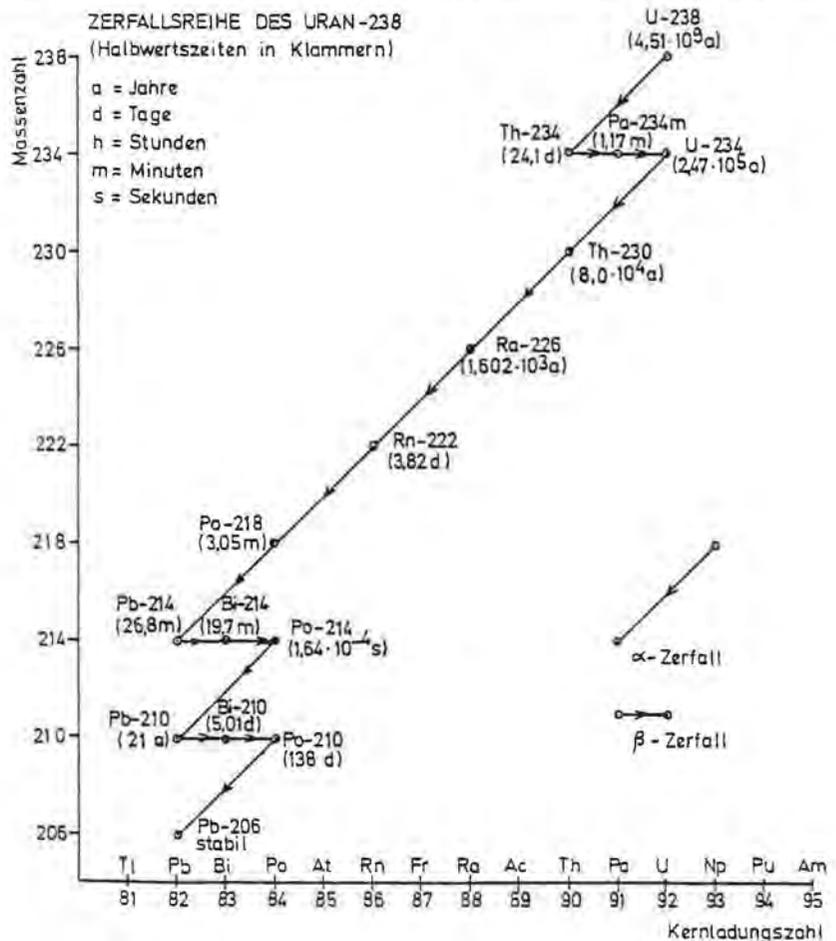


Fig. 3: Radioaktiver Zerfall von Uran-238.

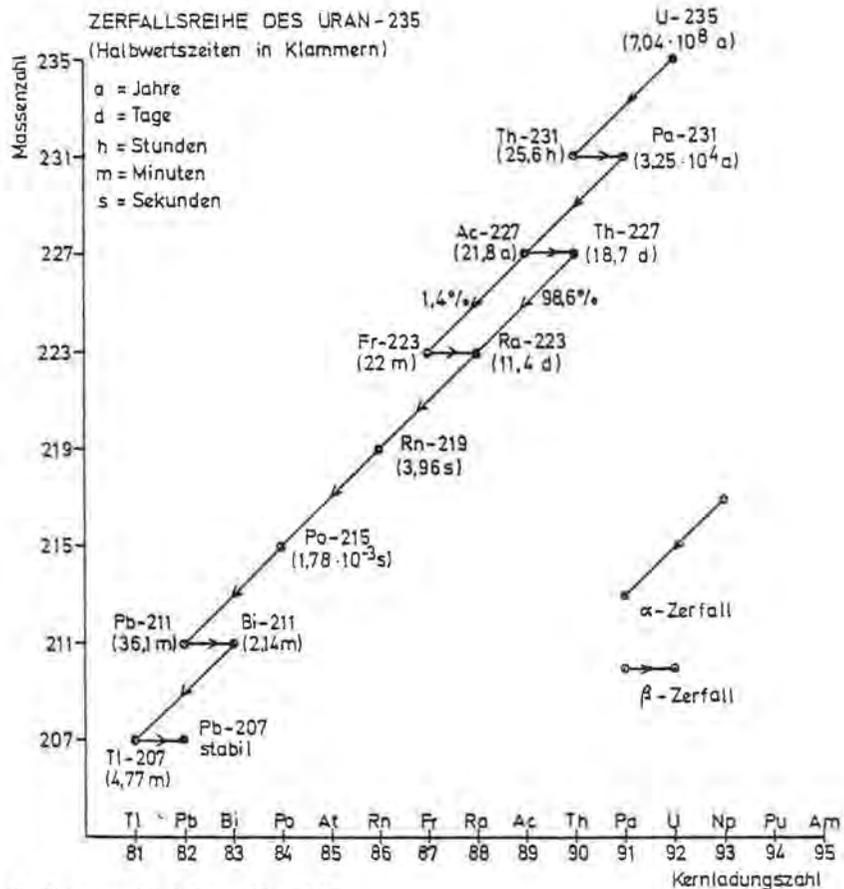


Fig. 4: Radioaktiver Zerfall von Uran-235.

U-238-Beteiligung von 99,28% zu den selteneren chemischen Elementen in den Eruptivgesteinen der oberen Erdkruste. Vom Standpunkt der Direktbestrahlung interessieren auch die durchschnittlichen Gehalte im obersten Meter des Bodens pro Flächeneinheit (K. HABERER, 1969):

200 kN/km<sup>2</sup> Th-232,  
 100 kN/km<sup>2</sup> U-238,  
 40 kN/km<sup>2</sup> K-40.

K-40 zerfällt dual: Es wandelt sich zu 88% unter Betastrahlung mit maximal 1,33 MeV, im Mittel 0,51 MeV, in Ca-40 um, und zu 12% unter Einfang eines Elektrons aus der innersten (K-)Schale der Elektronenhülle durch den Kern in Ar-40, das weitaus häufigste Isotop des Edelgases Argon, wobei die überschüssige Kernenergie in Form von Gammastrahlung mit 1,46 MeV abgegeben wird. Die entsprechenden Halbwertszeiten sind für die Umwandlung in Ar-40 mit  $1,2 \cdot 10^{10}$  a und für die Umwandlung in Ca-40 mit  $1,25 \cdot 10^9$  a extrem lang.

Die Schemata radioaktiven Zerfalls der langlebigen Muttersubstanzen U-238 (Halbwertszeit:  $4,51 \cdot 10^9$  a), U-235 (Halbwertszeit:  $7,04 \cdot 10^8$  a) bzw. Th-232 (Halbwertszeit:  $1,41 \cdot 10^{10}$  a) über mehrere aktive Tochtersubstanzen unter Aussendung von

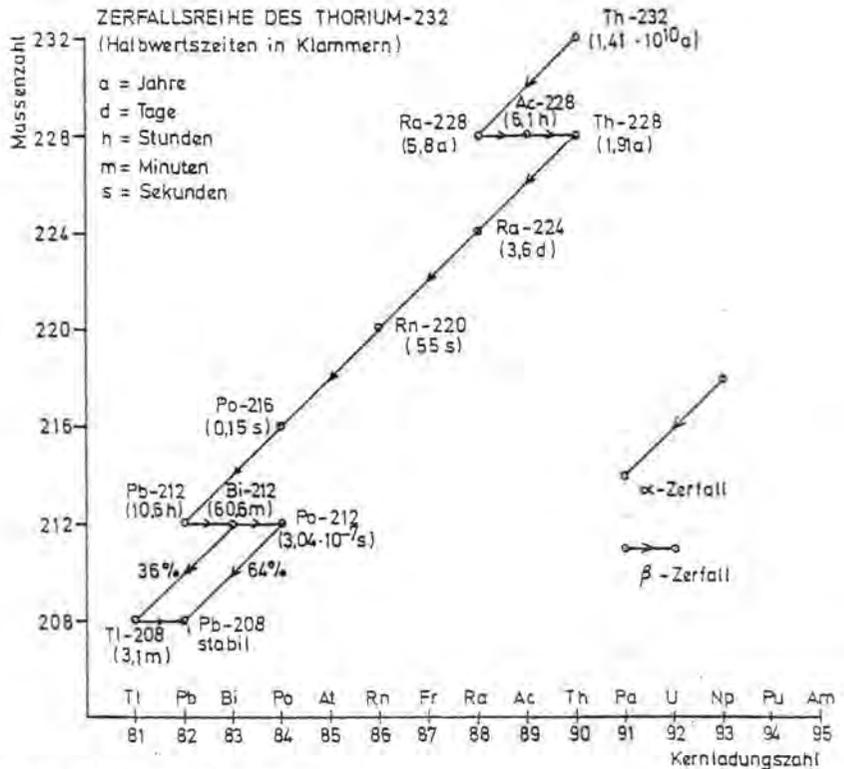


Fig. 5: Radioaktiver Zerfall von Thorium-232.

Alpha-, Beta- und Gammastrahlung bis zu den stabilen Bleisotopen Pb-206, Pb-207 bzw. Pb-208 zeigen die Fig. 3–5. Hierbei entsprechen Alphawandlungen einem schrägen, Betaumwandlungen einem horizontalen Strich. Die Energien der Alphastrahler sind mit 3,72 bis 8,78 MeV durchwegs hoch, die der Beta- bzw. Gammastrahler schwanken in weiten Grenzen zwischen 0,016 und 3,26 MeV bzw. zwischen 0,04 und 2,61 MeV (K. HABERER, 1969).

Indem sie durch Wasser gelöst werden, gelangen die genannten Radioisotope in Oberflächen- und Grundwasser. Die gasförmigen Zerfallsprodukte der Uran- und Thoriumreihen, insbesondere Radon-222 (Halbwertszeit: 3,82 d) und Radon-220 (Halbwertszeit: 55 s) und deren Folgeprodukte werden mit Niederschlägen in Oberflächen- und Grundwasser eingetragen. Nach H. KIEFER & R. MAUSHART (1958) ist mit folgenden natürlichen Aktivitätskonzentrationen des frischen Niederschlages zu rechnen:

Ra-222:  $1,85 \cdot 10^3 \text{ Bq/m}^3$ ,

Po-218, Pb-214 und Bi-214:  $3,7 \cdot 10^5 - 3,7 \cdot 10^6 \text{ Bq/m}^3$ ,

Pb-212 und Bi-212:  $1,78 \cdot 10^2 \text{ Bq/m}^3$ ,

Pb-210:  $4,44 \cdot 10^2 \text{ Bq/m}^3$ ,

weiterhin nach dem Jahresbericht 1977 des Bundesministers für Inneres:

Po-210:  $3,7-37 \text{ Bq/m}^3$ .

Da die Folgeprodukte des Radons bis auf Pb-210 überwiegend kurzlebig sind, ist diese natürliche Radioaktivität nach einem halben Tag weitgehend abgeklungen.

Durch kosmische Strahlung hauptsächlich in der höheren Atmosphäre fortwährend erzeugte Radioisotope gelangen ebenfalls mit den Niederschlägen in Oberflächen- und Grundwässer. Es handelt sich einerseits um die Anlagerung langsamer Neutronen an das **Stickstoffisotop N-14**, welches dabei ein Proton abstößt und in das **Kohlenstoffisotop C-14** übergeht, welches unter Betastrahlung von maximal 0,156 MeV mit einer Halbwertszeit von 5730 a wieder in N-14, ein Elektron und ein Neutrino zerfällt. Die natürlicherweise konstante C-14-Aktivitätskonzentration in der Atmosphäre beträgt rund  $4 \cdot 10^{-2} \text{ Bq/m}^3$  (K. HABERER, 1969). Durch die Kernwaffenversuche hat allerdings der C-14-Gehalt der Luft seit 1954 deutlich zugenommen.

Dies gilt verstärkt für den Gehalt an **Tritium (H-3)** in der Luft. Ein geringer Teil des molekularen Wasserstoffs der Atmosphäre besteht aus Tritium, welches durch Anlagerung eines Neutrons aus der kosmischen Strahlung an N-14 zusammen mit dem stabilen C-12 gebildet und nach Oxidation ziemlich rasch aus der Atmosphäre ausgerechnet wird. H-3 zerfällt unter Aussendung von Betastrahlung von maximal 0,018 MeV mit einer Halbwertszeit von 12,36 a in das Heliumisotop He-3. Messungen an Grönlandeis, welches in der Zeit vor den Kernwaffenversuchen gebildet wurde (1944–1952), ergaben nach F. BEGEMANN (1958) eine mittlere H-3-Aktivitätskonzentration der gefrorenen Niederschläge von  $1,97 \cdot 10^3 \text{ Bq/m}^3$ .

So unterschiedlich die lokale Verteilung von radioaktiven Uran-, Thorium- und Kaliummineralien in der obersten Erdkruste ist, so verschieden sind auch die natürlichen Aktivitätskonzentrationen der Grundwässer sowie von Bach- und Flußwässern als deren Vorfluter. Besonders hohe Gehalte sind zu erwarten in Gebieten mit Eruptivgesteinen der Granitfamilie, anderen Gesteinen saurer Magmen (Uranbringer) und von Kalisalzlagern sowie in Konglomeraten, Fluß- und Strandsanden, wo die aus der Zerstörung der magmatischen Gesteine hervorgegangenen radioaktiven Schwermineralien wieder abgelagert wurden. Hierzu gehören z. B. die gold- und uranhaltigen Konglomerate des Witwatersrandes oder die Sande des wichtigsten Thoriumminerals Monazit. Schließlich können diffus verbreitete, gelöste Uran-, Radium-, Thorium- und Kaliumsalze unter geeigneten Bedingungen lokal fixiert werden, so Uransalze an bituminösen Gesteinen und Kohlen, oder Uran-, Thorium- und Kaliumsalze an den Oberflächen des Kristallgitters von Tonmineralen.

Aus den genannten Gründen können für die natürlichen Aktivitätskonzentrationen im Grund- und Oberflächenwasser meist nur Schwankungsbreiten angegeben werden, während die Aktivitätskonzentrationen im Meerwasser ausgeglichener sind (Tab. 1).

Hinsichtlich der Radioaktivität im Trinkwasser ist es von maßgebender Bedeutung, ob das Trinkwasser aus rohem oder aufbereitetem Grund- und Quellwasser oder aus aufbereitetem Oberflächenwasser gewonnen wird. Aufbereitung ist meist mit einer gewissen Aktivitätsminderung verbunden. Wie ein Vergleich der Aktivitätskonzentrationen in Tab. 1 zeigt, hat man in der Regel im Grundwasser mit deutlich höheren natürlichen Aktivitätskonzentrationen zu rechnen als in Oberflächengewässern. Im Gegensatz zu Ländern wie Frankreich, Großbritannien, Schweden und USA, wo weit mehr als 50% des Trinkwassers aus Oberflächenwasser gewonnen wird, stellen in der Bundesrepublik Deutschland Grund- und Quellwässer rund 72% der Trinkwasserförderung. Was zunächst hinsichtlich der resultierenden Strahlenbelastung als Nachteil erscheint, wird jedoch durch die künstliche Radioaktivität, die bevorzugt in Flüsse eingetragen wird, in Vorteil verwandelt.

Wie bereits die großen Schwankungsbreiten der Aktivitätskonzentrationen in

Tab. 1: Natürliche Radioaktivität in Gewässern. (1) = Bundesm. f. Inneres (1977); (2) = K. HÄBLER (1969).

Gewässer	Radioisotop	Aktivitätskonzentration (Bq/m <sup>3</sup> )	Bemerkungen, Quelle
Grundwasser	H-3	37-370	(1)
	K-40	3,7-370	(1)
	Rn-222	$2,4 \cdot 10^4$ - $7,4 \cdot 10^4$	Sprudelquellen im Taunus (2)
	Rn-222 u. kurzlebige Folgeprodukte	$3,7 \cdot 10^3$ - $2,15 \cdot 10^7$	(1), (2)
	Ra-224	111-296	Sandsteinwässer (2)
	Ra-226	< 3,7-925	(1), (2)
	Ra-226	$< 3,7 \cdot 10^5$ - $2,59 \cdot 10^7$	Thermal- u. Mineralquellen (2)
	Ra-226	37	Mittelwert nach (2)
	Th-232	0,37-207	(1), (2)
	Th-232	$1 \cdot 10^3$ - $3,33 \cdot 10^4$	Thermal- u. Mineralquellen (2)
	U-238	$2,59 \cdot 10^{-2}$ -185	(1), (2)
Oberflächengewässer	H-3	22,2-333	(1)
	H-3	592	Mittel nach (2)
	K-40	$37$ - $1,85 \cdot 10^3$	(1)
	Pb-210	1,85-74	(1)
	Rn-222 u. kurzlebige Folgeprodukte	$370$ - $1,85 \cdot 10^3$	(1)
	Ra-226	0,37-111	(1), (2)
	Ra-226	370-1295	8 Flüsse in Baden-Württemberg nach H. KIEFER & R. MAUSHART (1958)
	Th-232	$3,7 \cdot 10^{-2}$ -0,37	(1)
	U-238	37	(1)
	U-238	0,185-0,518	nordamerikanische Flüsse nach (2)
Meerwasser	H-3	111	geschätztes Mittel nach (1)
	C-14	3,7	geschätztes Mittel nach (1)
	K-40	$1,22 \cdot 10^4$	(2)
	Rb-87	111	geschätztes Mittel nach (1)
	Pb-210	1,85	geschätztes Mittel nach (1)
	Rn-222 u. kurzlebige Folgeprodukte	0,74-33,3	(1)
	Ra-226	0,74-11,1	(1)
	Ra-226	2,96	(2)
	Ra-226	2,59	Meeresoberfläche nach (1)
	Th-230	0,37	geschätztes Mittel nach (1)
	Th-232	$3,7 \cdot 10^{-3}$ - $3,7 \cdot 10^{-2}$	(1)
	U-238	7,4-333	(1)
	U-238	37	geschätztes Mittel nach (1)

Tab. 1 nahelegen, ist auch bei den verschiedenen Trinkwasserversorgungsanlagen mit ähnlichen Schwankungen zu rechnen bei etwas vermindertem Aktivitätsniveau. Demzufolge können die folgenden, meist geschätzten Mittelwerte der natürlichen Radioaktivität nach BMI (1977) nur als grobe Anhaltswerte betrachtet werden:

H-3:	22,2-74	Bq/m <sup>3</sup>
K-40:	185	Bq/m <sup>3</sup>
Po-210:	0,37	Bq/m <sup>3</sup>
Pb-210:	1,48	Bq/m <sup>3</sup>
Rn-222 u. kurzlebige Folgeprodukte:	370-3700	Bq/m <sup>3</sup>
Ra-226:	1,48	Bq/m <sup>3</sup>
U-238:	0,37	Bq/m <sup>3</sup>

Daß diese Aktivitätskonzentrationen teilweise optimistisch niedrig liegen, soll am Beispiel der natürlichen Ra-226-Aktivitätskonzentrationen in Trinkwässern der öffentlichen Wasserversorgung nach K. HABERER (1969) gezeigt werden (Tab. 2).

Tab. 2: Ra-226-Aktivitätskonzentrationen in Trinkwässern der öffentlichen Wasserversorgung.

Land	Ort	Ra-226 (Bq/m <sup>3</sup> )	Quelle
Deutschland	Frankfurt/M.	8,51	H. MUTH et al. (1960)
	Inheiden (Vogelsberg)	7,4	H. MUTH et al. (1960)
	München	3,33	H. MUTH et al. (1960)
	Northeim	12,58	H. MUTH et al. (1960)
	Bochum	1,11	H. MUTH et al. (1960)
	Erlangen	5,55	H. MUTH et al. (1960)
	Karlsruhe	0,74	H. KIEFER & R. MAUSHART (1958)
Österreich	Bad Gastein	9,99	H. MUTH et al. (1960)
Schweden		7,4-37	UNSC (1958)
UDSSR		37	UNSC (1958)
USA	Mittel von 41 Städten	1,55	J. B. HURSH (1954)
	Maximum: Joliet, Ill.	259	J. B. HURSH (1954)

Auch die Aktivitätsangabe für Rn-222 und seine kurzlebigen Folgeprodukte in BMI (1977) dürfte eher auf Trinkwasser aus Oberflächen- als aus Grundwasser bezogen sein, denn für Trinkwasser aus Grundwasser und Quellen in der Bundesrepublik Deutschland wird in H. KIEFER & R. MAUSHART (1958) der Schwankungsbereich mit  $3,7 \cdot 10^3$ - $9,25 \cdot 10^4$  Bq/m<sup>3</sup> angegeben, und für Trinkwasser aus dem Grundwasserwerk II in Karlsruhe z. B.:

Pb-210:	1,26	Bq/m <sup>3</sup>
Pb-212 und Bi-212:	85,1	Bq/m <sup>3</sup>
Rn-222:	$1,332 \cdot 10^3$	Bq/m <sup>3</sup>
Ra-226:	0,74	Bq/m <sup>3</sup>

Zieht man zur Beurteilung der Frage, ob die beobachteten natürlichen Radioaktivitätskonzentrationen im Wasser gesundheitsschädlich sind, die Grenzwerte der Jahres-Aktivitätszufuhr über Wasser und Nahrung (Ingestion) der Anlage IV der Strahlenschutzverordnung von 1976 heran, so ergibt sich, daß im Trinkwasser praktisch nur der natürliche Gehalt an Radium-226 gefährlich werden kann. Bei radium-führenden Thermal- und Mineralwässern kann man in der Regel von einer Gesundheitsgefährdung schon bei Konsum kleinster Mengen ausgehen, während von den

Thorium-232-führenden Thermal- und Mineralwässern nur die höher konzentrierten bei Dauerkonsum bedenklich sind.

Zur Quantifizierung seien hier die Jahresgrenzwerte der Strahlenschutzverordnung angeführt (Bq/a), die nach Division durch die Jahrestrinkwassermenge des Erwachsenen von 0,88 m<sup>3</sup>/a nach ICRP (1959) die maximal zulässige Aktivitätskonzentration (Bq/m<sup>3</sup>) im Wasser ergeben:

$$\text{Ra-226: } 21 \text{ Bq/a} : 0,88 \text{ m}^3/\text{a} = 23,86 \text{ Bq/m}^3,$$

$$\text{Th-232: } 2700 \text{ Bq/a} : 0,88 \text{ m}^3/\text{a} = 3068 \text{ Bq/m}^3.$$

Man erkennt, daß die natürliche Radioaktivität der angeführten deutschen Trinkwässer unter den Grenzwerten bleibt, während schon der Konsum von 1/10 l der höher radiumhaltigen Thermal- und Mineralwässer gesundheitsschädlich ist, weshalb diese zu verschließen oder jedenfalls nicht als Trinkwasser zu nutzen sind, eine Erkenntnis, der die örtlichen Kurverwaltungen nur widerwillig und zögernd nachkommen (Tab. 3).

Tab. 3: Radium-Aktivitätskonzentration in Thermal- und Mineralwässern nach verschiedenen Autoren, zitiert in K. HABERER (1969).

Land	Ort	Radium-Aktivitätskonzentration (Bq/m <sup>3</sup> )
CSSR	Joachimsthal	$1,85 \cdot 10^7$
Italien	Ischia	$5,55 \cdot 10^6$
Österreich	Bad Gastein	$3,70 \cdot 10^6$
Deutschland	Bad Kreuznach	$1,78 \cdot 10^6$
Frankreich	Plombières	$1,30 \cdot 10^6$
Deutschland	Bad Nauheim	$3,70 \cdot 10^5$

### 3. Fallout-Radioaktivität im Wasser

Seit der Detonation der ersten Uran-235-Bombe am 16. 7. 1945 auf einem Versuchsgelände bei Alamogordo in New Mexiko (USA), dem Abwurf einer Uran-235-Bombe mit einer Sprengkraft von 13 Kilotonnen Trinitrotoluol am 6. 8. 1945 über Hiroshima und einer Plutonium-239-Bombe mit einer Sprengkraft von 20 Kilotonnen TNT am 9. 8. 1945 über Nagasaki wird unser Wasser durch radioaktiven Fallout – Niederschlag aus kleinsten Staubteilchen – der Spaltprodukte des verwendeten Kernsprengstoffs und der durch Neutroneneinfang aktivierten Bestandteile des Bombenmantels kontaminiert. Mehr als 250.000 Menschen starben 1945 an den direkten Folgen dieser Explosionen, und noch heute sterben Menschen an den Spätfolgen wie Leukämie oder Krebs. In der Zwischenzeit hat sich die Kernwaffentechnik so entwickelt, daß beispielsweise die Interkontinental-Rakete „Titan“ der USA mit 10 Megatonnen TNT etwa die 500fache Sprengkraft der Nagasaki-Bombe besitzt, oder die SS 9 der UdSSR mit 20 Megatonnen TNT etwa die 1000fache Sprengkraft.

Ermöglicht wurde diese Entwicklung durch eine große Anzahl von Kernwaffenversuchen vor allem der USA und ab 1949 der UdSSR. Neben nuklearen Sprengkörpern, in denen U-235- oder Pu-239-Kerne unter Neutronenemission gespalten werden, wurden ab Mai 1951 (1. Eniwetok-Versuch der USA) auch thermonukleare Sprengkörper verwendet, in denen die Kerne von flüssigem Deuterium und Tritium explosionsartig miteinander verschmolzen werden (Wasserstoffbombe). Weitere

Kernwaffentests wurden u. a. durch Großbritannien, Frankreich und China ausgeführt. Die rasche Zunahme dieser Versuchstätigkeit wird durch die folgenden Detonationswerte beschrieben:

bis zum Jahre	1951	1954	1956	1958	1960	1961	1962
Mt TNT	0,76	61	89	174	174	294	511

Wegen der großen Menge langlebiger radioaktiver Spaltprodukte, die hierdurch in die Atmosphäre gelangten, wurde am 25. 7. 1963 in Moskau ein Vertrag über die Einstellung nichtunterirdischer Kernwaffenversuche abgeschlossen. Unterirdische Versuche werden fortgesetzt. Frankreich und China unterzeichneten den Vertrag nicht und führen weiterhin oberirdische Kernwaffenversuche durch.

Fig. 6 zeigt, wie sich z. B. der chinesische Kernwaffenversuch vom 17. 9. 1977 auf die Gesamt-Beta-Aktivität der bodennahen Luft in Deutschland auswirkte. Mit etwa zweiwöchiger Verzögerung bewirkten frische Spaltprodukte eine sprunghafte Erhöhung des Radioaktivitätspegels der Luft (BMI, 1977).

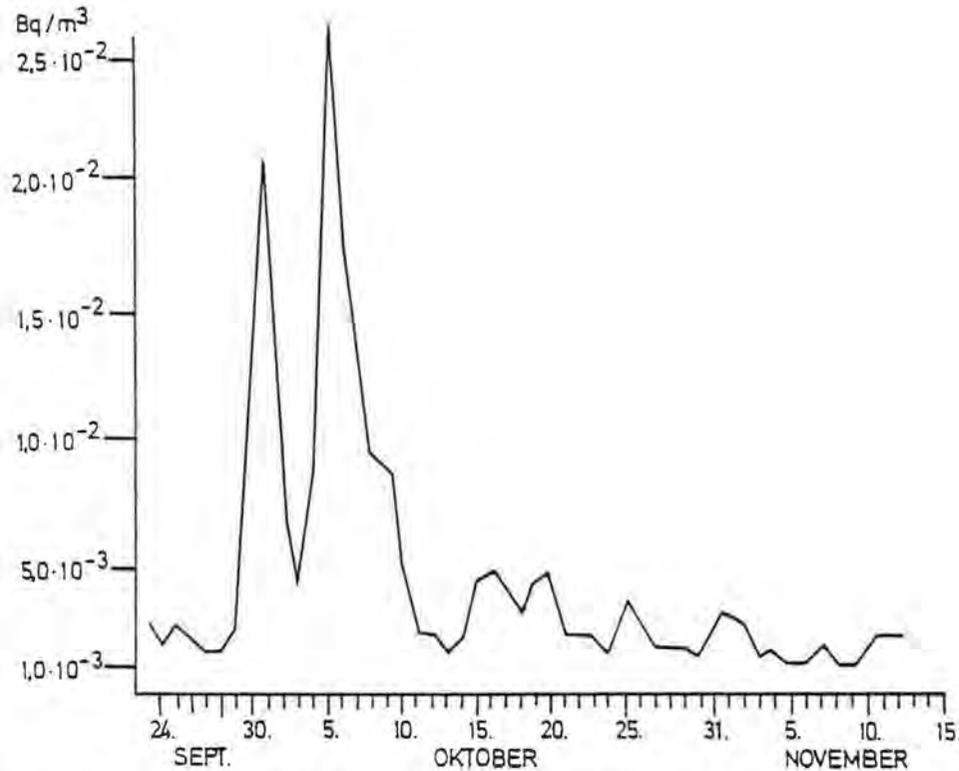


Fig. 6: Gesamt-Beta-Aktivität der bodennahen Luft in München nach dem Kernwaffenversuch der VR China vom 17. 9. 1977.

Bei der Explosion einer Atombombe entstehen aus jedem Uran- oder Plutoniumkern zwei etwas verschieden große Bruchstücke, nämlich Kerne von 36 Elementen der Kernladungszahlen 30 (Zink) bis 65 (Terbium) und mit Massenzahlen zwischen 72 und 161, die gegenüber den stabilen Kernen einen Überschuss von 2 bis 3 Neutronen

besitzen und sich daher durch  $\beta$ - und  $\gamma$ -Emission oft über mehrere radioaktive Glieder stabilisieren. Dabei bleibt die Massenzahl aller Glieder einer Zerfallsreihe die gleiche wie die des ursprünglich entstandenen Spaltbruchstücks. Dagegen nimmt die Kernladungszahl der Zerfallsglieder als Folge der  $\beta$ -Strahlung mit der Zeit zu. Durch das unterschiedlich rasche Abklingen der Radioaktivität der Spaltprodukte ändert sich die Zusammensetzung des Spaltnuklidgemisches ständig bei mit der Zeit abnehmender Gesamtaktivität.

Diese läßt sich bis zur Zeit von etwa 100 Tagen nach der Spaltung beschreiben durch die Formel

$$A_t = A_0 \cdot t^{-1,0}$$

danach geht die Aktivitätsabnahme des Gemisches gemäß

$$A_t = A_0 \cdot t^{-1,5}$$

etwas rascher vor sich bis zur Zeit von ca. 3000 Jahren nach der Spaltung, um sich danach deutlich zu verlangsamen. Die langlebigsten Spaltnuklide sind Sr-90 und

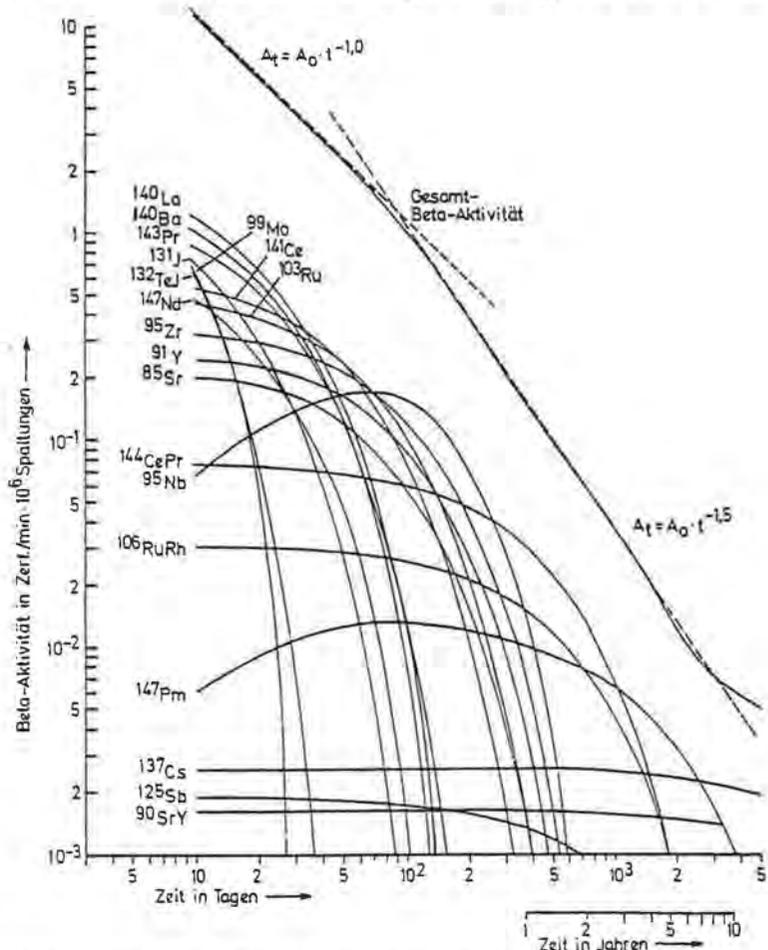


Fig. 7: Die Aktivität der Spaltnuklide und des Gemisches in Abhängigkeit von der Zeit nach der Spaltung (nach Angaben von N. A. HALLDEN et al., 1961).

Cs-137 mit Halbwertszeiten um 30 Jahre. Soweit sie aus den Kernwaffenversuchen der fünfziger und der frühen sechziger Jahre herrühren, sind sie also noch nicht zur Hälfte zerfallen. Die Aktivitätsabnahme des Nuklidgemischs und der beteiligten Spaltnuklide nach Angaben von N. A. HALLDEN et al. (1961) geht aus Fig. 7 hervor.

Betrachtet man die relative Gefährlichkeit der gebildeten Radionuklide als Quotient aus deren Aktivitätsanteil an der Gesamtaktivität und der nach der Strahlenschutzverordnung maximal zulässigen Konzentration dieser Isotope, so stellt in den ersten 50 Tagen Jod-131 die größte Wassergefährdung dar (Halbwertszeit 8 Tage), gefolgt von Barium-140 und Lanthan-140, Strontium-89, Strontium-90 und Yttrium-90, Praseodym-143, Cer-144, Zirkon-95 und Niob-95, Ruthenium 103 sowie Neodym-147.

Zwischen 50 und 100 Tagen sind Strontium-89 und Strontium-90 die gefährlichsten Spaltnuklide. Nach über 100 Tagen geht die größte Wassergefährdung von Strontium-90 aus, in größerem Abstand gefolgt von Cer-144 und Ruthenium-106. Bei der Explosion thermonuklearer Waffen entstehen sehr erhebliche Tritiummengen, die direkt in den Wasserkreislauf eintreten und nicht anders als durch natürlichen radioaktiven Zerfall aus ihm zu entfernen sind.

Neben den Spaltprodukten treten im Fallout die nichtgespaltenen Anteile des Bombenmaterials auf wie Uran-235, Uran-238, Plutonium-239 und Transurane als deren Aktivierungsprodukte. Die bei der Kernspaltung freiwerdende Neutronenstrahlung erzeugt weitere Aktivierungsprodukte aus dem Bombenmantel oder mitgerissenen Bodenteilchen wie Mangan-54, die Eisenisotope 55 und 59, die Kobaltisotope 57, 58 und 60 sowie Zink-65. Ferner entsteht Tritium durch Aktivierung von Wasserstoff und C-14 durch Aktivierung von atmosphärischem Stickstoff. Während die Aktivitätskonzentrationen der Aktivierungsprodukte zunächst von denen der Spaltnuklide weit übertroffen werden, können durch biologische Selektion im Laufe der Zeit erhebliche Anreicherungseffekte auftreten, zumal einige Aktivierungsprodukte lebenswichtige Spurenelemente sind.

Verstrahlt sind nach einer Kernwaffenexplosion in erster Linie die Niederschläge, sodann alle Oberflächengewässer, wobei den Trinkwassertalsperren eine besondere Bedeutung zukommt. Das Grundwasser wird von den Spaltnukliden auf dem Weg über die Bodenpassage der Niederschläge kontaminiert sowie durch Flußwasser, soweit Uferfiltratbedingungen vorliegen, wobei ein hydraulisches Gefälle vom Fluß weg zum Grundwasser besteht. Die Löslichkeit der Aktivitätsträger im radioaktiven Fallout ist verhältnismäßig groß, besonders bei geringer Partikelgröße und im sauren Bereich. Nach grober Abschätzung in K. HABERER (1969) dürfte die Aktivität in den Gewässern nur zu etwa  $\frac{1}{3}$  abfiltrierbar sein. Während amerikanischer Kernwaffenversuche im Frühjahr 1955 in Nevada wurden Wasserproben aus Oberflächenwasser, Quellen und Trinkwasser entnommen und ihre Aktivität zu  $3,7 \cdot 10^5 - 7,4 \cdot 10^6$  Bq/m<sup>3</sup> bestimmt, entsprechend zurückgerechneten Ausgangskonzentrationen zwischen  $3,7 \cdot 10^6 - 1,11 \cdot 10^8$  Bq/m<sup>3</sup> zum Zeitpunkt der Spaltung. Nach W. J. LACY (1965) ist nach einer Kernwaffenexplosion sogar mit einer Aktivitätskonzentration von  $3,7 \cdot 10^8$  Bq/m<sup>3</sup> im betroffenen Oberflächenwasser zu rechnen.

In größerer Entfernung vom Explosionszentrum und einem Umkreis von 300 bis 500 km, wo sich ca. 30% der gesamten Aktivität innerhalb einiger Tage durch gravitativen Fallout der schwereren hochaktiven Teilchen ablagern, erfolgt eine Aktivitätsabnahme, außer durch Zerfall durch Transport und Konzentrationsverdünnung in der Atmosphäre. Je größer die Sprengkraft und je höher der Explosionsort, desto

weiter werden die Spaltprodukte verbreitet. Auf der Basis von ca.  $1,45 \cdot 10^{23}$  Spaltungen/kt entstehen pro Megatonne Sprengkraft beispielsweise von den gefährlichsten Radionukliden  $4,07 \cdot 10^{18}$  Bq J-131/Mt und  $4,03 \cdot 10^{15}$  Bq Sr-90/Mt. Während Spaltgemische von Atombomben im Kilotonnenbereich größtenteils in der Troposphäre unterhalb 11 km Höhe verbleiben und hier entsprechend den Luftströmungen über den Breitengrad des Explosionsortes verteilt werden, gelangen die Aktivitäten thermonuklearer Waffen im Megatonnenbereich überwiegend in die Stratosphäre (bei 15-Mt-Bomben beispielsweise bis in 35 km Höhe), aus der sie hauptsächlich durch Niederschlag (meist im Frühjahr), daneben durch Gravitation wieder zur Erdoberfläche zurückkehren. Als Folge der vorherrschenden Lage der Versuchszentren auf der nördlichen Halbkugel und der Luftströmungen findet sich ein Maximum an Fallout im Bereich zwischen  $40^\circ$  und  $50^\circ$  nördlicher Breite, wo die Falloutaktivitäten diejenigen auf der südlichen Halbkugel um den Faktor 10 übersteigen. Da der überwiegende Teil der Radionuklide angereichert wird, ergibt sich ferner eine Proportionalität zwischen Niederschlagshöhe und Fallout-Aktivitätskonzentration.

Fig. 8 zeigt die Verteilung einzelner Spaltprodukte im Niederschlag nach Messungen des Deutschen Wetterdienstes Offenbach a. M. im Jahre 1977. Der signifikante Peak des kurzlebigen J-131 im September geht ebenso wie der Anstieg der übrigen Nuklide im September/Oktober auf den bereits in Fig. 6 erwähnten chinesischen Kernwaffenversuch vom 17. 9. 1977 zurück. Der Frühjahrspeak dagegen entstammt früheren Kernwaffenversuchen, wobei der chinesische Test vom 17. 11. 1976 maßgeblich mitbeteiligt ist. Der Vergleich der Aktivitätskonzentrationen in den Niederschlägen (Fig. 8) und der bodennahen Luft (Fig. 6) zeigt, daß die Radioaktivität in den Niederschlägen um viele Zehnerpotenzen angereichert ist.

Wie sich die mit den Niederschlägen zur Erdoberfläche zurückbeförderte Kernwaffenradioaktivität auf Oberflächen- und Grundwasser überträgt, darüber vermitteln Messungen des Niedersächsischen Wasseruntersuchungsamtes Hildesheim (NWA) Vorstellungen, die in den Jahren 1976–1979 im Rahmen des Beweissicherungsverfahrens KKW Grohnde an Weserwasser oberhalb des KKW Würgassen und an wesernahem Grundwasser ausgeführt wurden (NWA, 1979). Es ergaben sich folgende Meßwerte (Tab. 4):

Tab. 4: Radioaktivität des Weserwassers und ufernahen Grundwassers (Bq/m<sup>3</sup>).

Nuklid	Weser km 11,2 Veckernhagen	ufernahes Grundwasser
H-3	8.510–10.730	3.700–10.730 i. M. 7.030
Co-60	< 0,37	
Sr-90	< 2,96–13,69	< 0,148– 3,33
Cs-134	< 0,37–< 1,48	< 0,074–< 2,59
Cs-137	< 1,48–1,11	< 0,037–< 1,11

Sieht man von J-131 ab, das nicht bestimmt wurde, geht also die größte Gewässerbedrohung durch Kernwaffen-Fallout von H-3 und Sr-90 aus. Noch höhere Tritiumwerte wurden an anderen Orten ohne KKW-Abwässer festgestellt, so im Moselwasser bei Koblenz Monatswerte an Tritium bis zu 21.978 Bq/m<sup>3</sup> (BMI, 1977). In erster Näherung kann gesagt werden, daß **Fallout-Tritium** ohne wesentliche Aktivitätsminderung gegenüber Flußwasser ins Grundwasser gelangt, daß **Sr-90** mit mindestens

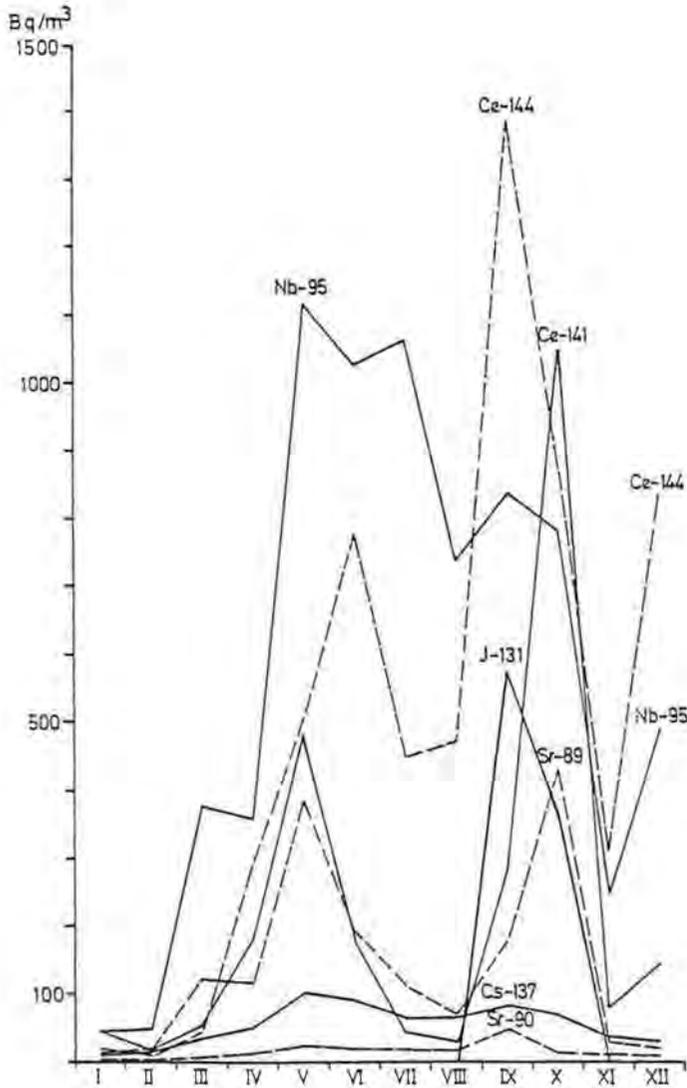


Fig. 8: Aktivität einzelner Spaltprodukte im Niederschlag nach Messungen des Deutschen Wetterdienstes Offenbach a. M. im Jahre 1977.

der halben Konzentration des Niederschlagswassers im Flußwasser auftritt und mit einem dem Uferfiltratanteil entsprechenden Prozentsatz im Grundwasser.

Es ist versucht worden, Mindestfließzeiten des Uferfiltrates vom Fluß zu einem Entnahmepunkt anzugeben, während derer die Radioaktivität durch natürlichen Zerfall auf ein als ungefährlich angesehenes Maß abgeklungen ist. So fordert H. SCHNEIDER (1973), ausgehend von einer Anfangskonzentration im Oberflächenwasser von  $3,7 \cdot 10^7$  Bq/m<sup>3</sup> und zwischenzeitlich überholten bundesdeutschen Richtlinien, eine Fließzeit von mindestens 130 Tagen. Da eine Oberflächenwasserkontamination

von  $1,11 \cdot 10^8 \text{ Bq/m}^3$  bereits nach Explosion älterer Waffen gemessen und eine solche von  $3,7 \cdot 10^8 \text{ Bq/m}^3$  berechnet wurde (W. J. LACY, 1965), sollte man vom letzteren Wert ausgehen. Da in der Strahlenschutzverordnung von 1976 keine maximal zulässigen Aktivitätskonzentrationen im Wasser mehr angegeben sind, erscheint eine Orientierung an den internationalen Trinkwassernormen der WHO (1971) sinnvoll. Hierin werden die Grenzwerte für die Betastrahler Sr-90 und H-3 mit  $1,11 \cdot 10^3 \text{ Bq/m}^3$  bzw.  $3,7 \cdot 10^4 \text{ Bq/m}^3$  angegeben; die Gesamt-Betaaktivität soll nicht größer als  $3,7 \cdot 10^4 \text{ Bq/m}^3$  sein.

100 Tage nach einer Kernwaffenexplosion ist die Gesamt-Betaaktivität des Nuklidgemisches abgeklungen auf

$$\begin{aligned} A_t &= A_0 \cdot t^{-1,0} \\ A_t &= 3,7 \cdot 10^8 \cdot 100^{-1,0} \\ A_t &= 3,7 \cdot 10^6 \text{ Bq/m}^3. \end{aligned}$$

Der Anteil von Sr-90 an der Gesamt-Betaaktivität nach 100 Tagen beträgt ca. 0,16%, also ca.  $5,92 \cdot 10^3 \text{ Bq/m}^3$ . Er zerfällt nun weiter gemäß

$$A_t = A_{100} \cdot e^{-\lambda t}$$

Geht man davon aus, daß Strontium bei normalen Wasseraufbereitungsmethoden wie der Eisenhydroxidfällung in Schnellfilteranlagen zu 40% entfernt werden kann (H. SCHNEIDER, 1973), dann wäre im Rohwasser eine Aktivitätskonzentration von  $1,85 \cdot 10^3 \text{ Bq/m}^3$  zulässig. Durch Einsetzen in die obige Zerfallsformel erhält man die zum Abklingen auf diese Konzentration erforderliche Zeit zu

$$\begin{aligned} t &= \frac{-\ln \frac{A_t}{A_{100}}}{\lambda} \\ t &= \frac{-\ln \frac{1,85 \cdot 10^3}{5,92 \cdot 10^3}}{6,66 \cdot 10^{-3}} \\ t &= 17,465 \text{ Tage oder rund 48 Jahre.} \end{aligned}$$

Da die typischen Uferfiltratfließzeiten zwischen einigen Tagen und wenigen Jahren liegen, stellt Sr-90 bei uferfiltratfördernden Brunnen auch bei Wasseraufbereitung stets eine Gefahr dar.

Eher schon läßt sich eine Fließgrenze hinsichtlich J-131 angeben, dessen Anteil an der Gesamt-Betaaktivität 12 Tage nach einer Explosion bei ca. 7% liegt. Geht man wieder von einer Anfangsaktivität von  $3,7 \cdot 10^8 \text{ Bq/m}^3$  aus, so würden von der Gesamt-Betaaktivität nach 12 Tagen von

$$\begin{aligned} A_t &= 3,7 \cdot 10^8 \cdot 12^{-1,0} \\ A_t &= 3,08 \cdot 10^7 \text{ Bq/m}^3 \end{aligned}$$

rund  $2,16 \cdot 10^6 \text{ Bq/m}^3$  auf J-131 entfallen.

Da normale Wasseraufbereitungsanlagen keine nennenswerte Zurückhaltung des Radiojods bewirken, ist bis zum Aktivitätsabfall auf  $3,7 \cdot 10^4 \text{ Bq/m}^3$  folgende Fließzeit erforderlich:

$$\begin{aligned} t &= \frac{-\ln \frac{3,7 \cdot 10^4}{2,16 \cdot 10^6}}{8,60 \cdot 10^{-2}} \\ t &= 47 \text{ Tage.} \end{aligned}$$

Dies entspricht etwa der aus bakteriologischen Gründen festgelegten 50-Tage-Fließgrenze, die gemäß den Richtlinien für Trinkwasserschutzgebiete (DVGW, 1975) die äußere Grenze der Schutzzone II (engere Schutzzone) bildet. Man kann also sagen, daß alle Brunnen, deren Außengrenze der Schutzzone II einen Vorfluter berührt, durch Jod-131 gefährdet sind. Inwieweit die Einnahme von Jodtabletten, welche eine Aufnahme von Radiojod verhindern soll, die Gesundheitsgefährdung mindern kann, ist eine Frage des Katastrophenschutzes.

Betrachtet man schließlich die Grundwassergefährdung durch **Tritium**, so ist zunächst festzustellen, daß die heute vorliegende Kontamination durch Kernwaffenversuche bereits über 20% des maximal zulässigen WHO-Wertes von  $3,7 \cdot 10^4$  Bq/m<sup>3</sup> beträgt, und daß Tritium durch keine Wasseraufbereitungsanlage zurückgehalten werden kann. Legt man einmal eine typische Uferfiltratfließzeit von 30 Tagen zugrunde, so dürfte eine maximale H-3-Ausgangskonzentration von

$$A_0 = \frac{A_t}{e^{-\lambda t}}$$

$$A_0 = \frac{3,7 \cdot 10^4}{e^{-1,54 \cdot 10^{-4} \cdot 30}}$$

$$A_0 = 3,72 \cdot 10^4 \text{ Bq/m}^3$$

im Oberflächenwasser bei 100%iger Uferfiltratförderung nicht überschritten werden. Bei anteiliger Uferfiltratförderung ist diese Aktivitätskonzentration entsprechend dem Uferfiltratanteil zu erhöhen. Nach Tritium-Aktivitätsmessungen des Kernforschungszentrums Karlsruhe 1975/76 an Niederschlägen in Augustenberg bei Grötzingen (NWA, 1979) wurde diese Aktivitätskonzentration in folgenden Monaten überschritten: Februar, April und September 1975 sowie März 1976. Eine 3,7mal höhere Tritiumaktivität im Niederschlag wurde mit  $1,37 \cdot 10^5$  Bq/m<sup>3</sup> im Februar 1975 festgestellt. Man erkennt, daß Tritium infolge seiner relativ langen Halbwertszeit von 12,36 Jahren fast unzerfallen aus dem Oberflächenwasser zum Entnahmehrunnen gelangt, nach einjähriger Fließzeit immerhin noch zu 94,5%. Alle uferfiltratfördernden Brunnen sind daher durch Tritium extrem gefährdet.

Zusammenfassend läßt sich aussagen, daß die 130-Tage-Fließgrenze, die eine radioaktive Gefährdung von uferfiltratfördernden Trinkwasserversorgungen ausschließen sollte, eine Fiktion ist. Jede Uferfiltratanlage ist durch Radioaktivität gefährdet, was verstärkt für direkte Flußwasserentnahmen und Trinkwassertalsperren gilt.

## 4. Auswirkungen der Kernbrennstoffkette auf das Wasser

### 4.1. Wassergefährdung durch Uranbergbau

Uranbergbau, Erzaufbereitung und Brennelementherstellung stehen am Anfang der Kernbrennstoffkette. Beschränken wir uns auf bundesdeutsche Verhältnisse, wo zur Zeit 15 Kernkraftwerke theoretisch in Betrieb sind und zusammen 10.390 Megawatt elektrischer Energie (MWe) erzeugen könnten, und zwar zu 99% in leichtwassergekühlten Siedewasser- oder Druckwasserreaktoren, während sich der Rest auf je einen kleineren schwerwassergekühlten Druckwasserreaktor, einen Hochtemperaturreaktor und einen Schnellen natriumgekühlten Brutreaktor verteilen, so haben wir es hauptsächlich mit der Leichtwasserreaktor-Brennstoffkette zu tun, die in Fig. 9

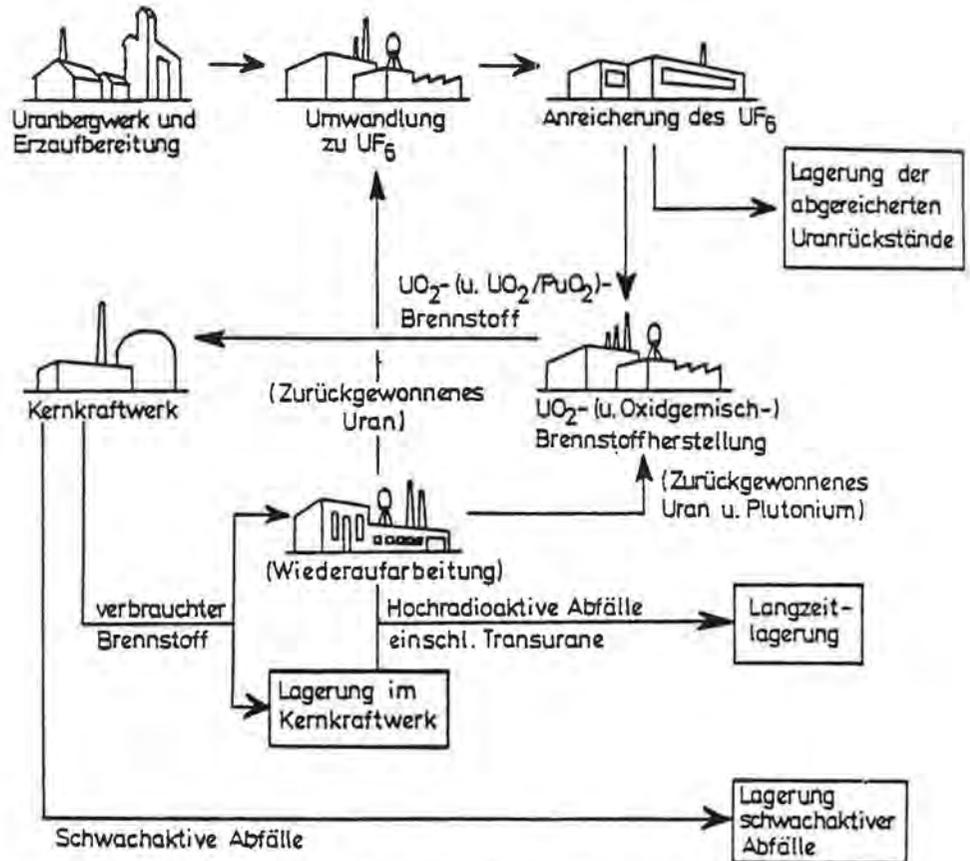


Fig. 9: Leichtwasserreaktor-Brennstoffkreislauf ohne (und mit) Uran- und Plutoniumrecycling.

nach S. M. KEENEY et al. (1977) schematisch wiedergegeben wird. Der dort verwendete Ausdruck „Brennstoffkreislauf“ wurde von der Kernkraftindustrie geprägt und soll Rezyklierung der verbrauchten Kernbrennstoffe suggerieren. In der bundesdeutschen Realität jedoch tritt hinter der Lagerung des verbrauchten Brennstoffs im Kraftwerksgelände und in Zwischendeponien ein Bruch im Zyklus auf, da es bislang weder kommerzielle Wiederaufarbeitung gibt noch sichere Lösungen für das Problem der Langzeitlagerung.

Zu den wichtigsten ersten Aktivitäten in der Brennstoffkette gehört der **Uranbergbau**. Es handelt sich hierbei um den ober- oder unterirdischen Abbau von Uranerzen, z. B. der schwarzen, schweren Pechblende  $KUO_3 \cdot PuO_3 \cdot PbO$  mit einem Urangehalt von 52 bis 77 Gewichtsprozent, im erzhaltigen Gestein jedoch meist nur 0,1–0,2%. Andere wichtige Uranerze sind das Mischoxid  $U_3O_8 \cdot (UO_2 \cdot 2UO_3)$ , das sich kristallisiert als Uraninit findet, weiters die Uranglimmer Torbernit  $Cu(UO_2)_2(PO_4)_2 \cdot 8H_2O$ , Zeunerit  $Cu(UO_2)_2(AsO_4)_2 \cdot 8H_2O$ , Autunit  $Ca(UO_2)_2(PO_4)_2 \cdot 8H_2O$  und Carnotit  $K_2(UO_2)_2(VO_4)_2 \cdot 3H_2O$  sowie Uranophan  $Ca(UO_2)_2Si_2O_7 \cdot 6H_2O$  und Coffinit

$U(SiO_4)(OH)_2$  bis  $USiO_4$ . Viele Uranminerale sind leuchtend grün, gelb, orange oder rot gefärbt, so der grüne Uraninit, der zitronengelbe Uranophan oder der smaragdgrüne Zeunerit.

In geochemischer Hinsicht geht Uran eine Einbahnstraße nach außen in Richtung Erdkruste; die hierfür erforderliche Energie liefert der radioaktive Zerfall selbst. Innerhalb der Kruste (durchschnittlicher Urangehalt der kontinentalen Kruste: 2,7 ppm) konzentriert sich Uran vor allem in sauren Magmatiten wie Granit mit über 4 ppm und Granodiorit mit 3 bis 4 ppm oder in deren vulkanischen Äquivalenten wie Quarzporphyr. Sie sind als die Uranbringer anzusehen, wobei sich das Uran meist in hydrothermalen Ganglagerstätten findet. Obgleich hier oft relativ hohe Urangehalte vorliegen (Joachimsthal: 2–4%, Großer Bärenssee: bis zu 25%), haben diese Lagerstätten in den letzten Jahrzehnten an Bedeutung verloren. Heute werden überwiegend aus ihnen durch Umlagerung hervorgegangene sedimentäre Anreicherungs-Lagerstätten abgebaut wie uranführende Konglomerate (Witwatersrand), Sandsteine (Carnotit-Lagerstätten des Colorado-Plateaus), bituminöse Schiefer (Mittelschweden) oder Phosphate (Marokko), bei denen der Nachteil oft geringerer Konzentrationen durch große räumliche Verbreitung überkompensiert wird. Gegenüber den Ganglagerstätten, die überwiegend im Tiefbau aufgeschlossen werden, können sedimentäre Uranvorkommen häufig kostengünstiger im Tagebau gewonnen werden. Metamorphe Uranlagerstätten, z. B. in Gneisen, treten gegenüber den vorgenannten Lagerstättentypen an Bedeutung zurück.

Fig. 10 gibt einen Überblick über die Uranvorkommen in der Bundesrepublik Deutschland. Historisch bedingt begannen Prospektion und Abbau der Uranerze in den Graniten des Schwarzwaldes, des Harzes, der Oberpfalz und des Bayerischen Waldes, im Wölsendorfer Flußspatrevier sowie in den Porphyren und Quarzporphyren der Saar-Nahe-Senke. Oft war hier der Abbau anderer Metalle in den uranführenden Gängen vorausgegangen. Später kamen Funde in Graniten, Granodioriten und Amphiboliten des Odenwaldes hinzu.

In den letzten Jahrzehnten hat sich die Prospektion zunehmend auf sedimentäre Vorkommen verlagert. Als besonders hoffig erwiesen sich Rotliegendes und Buntsandstein der Saar-Nahe-Senke, der Mittlere Buntsandstein beidseits der Oberweser, die Arkosen des Mittleren Keupers in Mittel- und Unterfranken sowie das Braunkohlentertiär an der Fulda und um Wackersdorf. Direkt aus Schwarzwaldgraniten wird die größte bundesdeutsche Uranlagerstätte im Oberkarbon zwischen Baden-Baden und Gernsbach abgeleitet. In jüngster Zeit werden auch Torf- und Moortvorkommen in der norddeutschen Tiefebene und im Molassebecken sowie Seetone im Alpenvorland als uranhoffig angesehen (W. SCHÜTZ, 1978).

Das natürlich vorkommende Uran besteht zu 99,28% aus dem schweren Isotop Uran-238, das meist mit dem durch radioaktiven Zerfall daraus im Atomverhältnis  $3,6 \cdot 10^{-7}$  entstehenden Radium-226 vergesellschaftet ist, und lediglich zu 0,72% aus dem leichteren Isotop Uran-235, welches allein zur Kernspaltung in Reaktoren benötigt wird. Es müssen also sehr große Mengen uranhaltigen Gesteins abgebaut werden, um das gewünschte Uran-235 zu erhalten. Um einen Reaktor von 1000 MWe ein Jahr lang mit den benötigten 30 Tonnen angereicherten Urans betreiben zu können, müssen etwa 200.000 Tonnen uranhaltiges Gestein abgebaut werden.

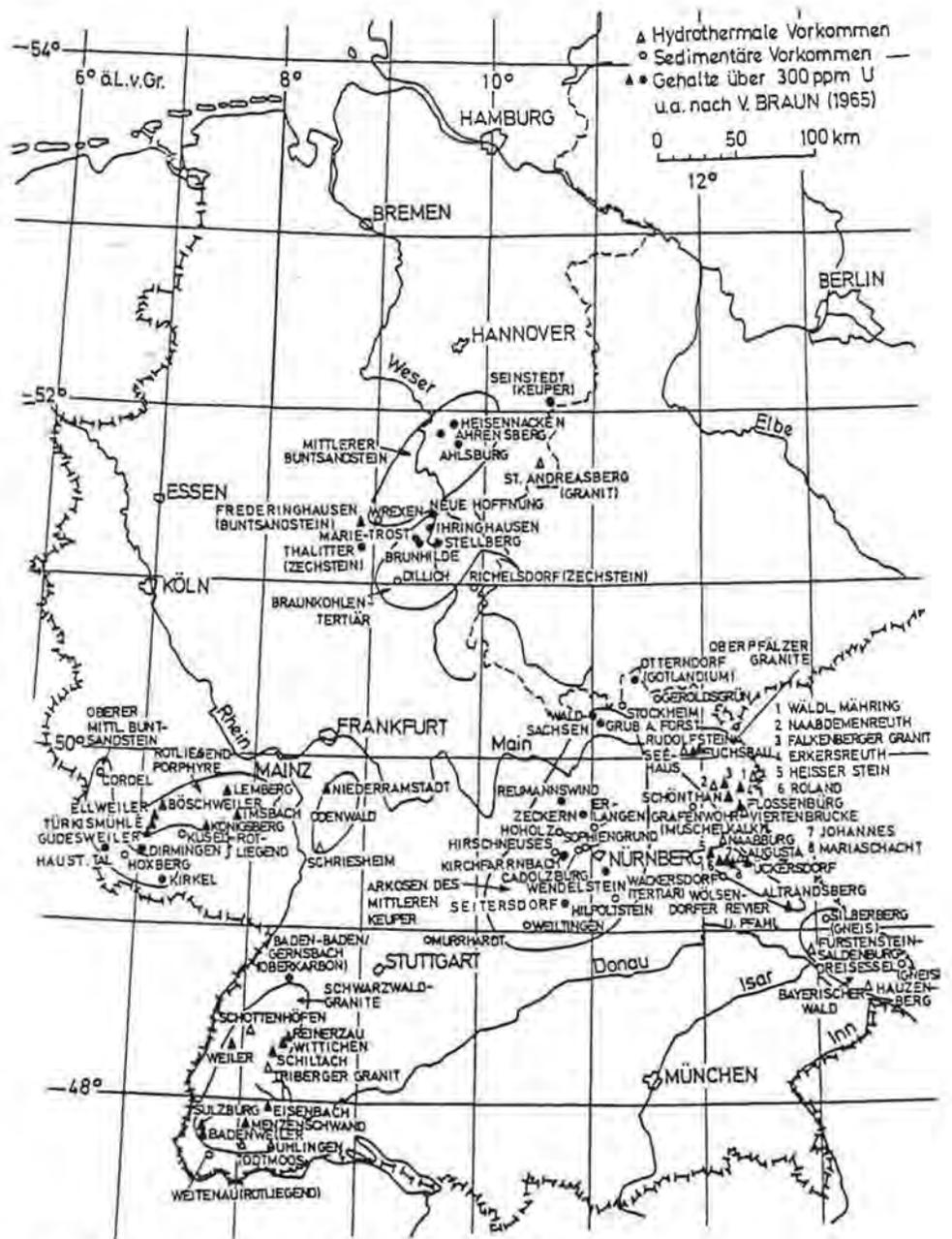


Fig. 10: Uranvorkommen in der Bundesrepublik Deutschland.

Dieses wird in der Erzaufbereitungsanlage zerkleinert und gelangt auf ein Transportband, das immer dann umklappt, wenn der Geigerzähler darunter stärker strahlendes Erz anzeigt. Das uranreichere Erz wird fein zermahlen und das Uran mit heißer

Schwefelsäure herausgelöst. Als Endprodukt entsteht Yellowcake, ein gelbes Uranoxid, das 70–80%  $U_3O_8$  enthält. Dieses wird als Vorbereitung zur Urananreicherung in farbloses Uranhexafluorid  $UF_6$  umgewandelt, welches bei Zimmertemperatur fest ist, aber schon bei 43° C verdampft.

Um als Brennstoff in einem Leichtwasserreaktor verwendet werden zu können, muß die Konzentration des spaltbaren Isotops Uran-235 über den charakteristischen 0,72%-Anteil im Natururan hinaus angereichert werden, wobei die geringen Gewichtsunterschiede in den Isotopenmassen ausgenutzt werden. Abgesehen von dem noch im Stadium der laborativen Erprobung befindlichen Laserverfahren gibt es gegenwärtig drei Trennungsmethoden zur Anreicherung des  $UF_6$  an U-235: Im meist verwendeten Gasdiffusionsverfahren tritt gasförmiges  $UF_6$  1250mal durch eine poröse Sperre, die U-235 gegenüber U-238 bevorzugt durchtreten läßt, bis die erforderlichen 3% U-235 für Reaktorbrennstoff erreicht sind. Im Gaszentrifugen- und strömungstechnischen Trenndüsenverfahren werden Zentrifugalkräfte zur Trennung der leichteren, U-235 enthaltenden  $UF_6$ -Moleküle von den schwereren U-238 enthaltenden ausgenutzt. Schließlich wird zur Herstellung von Reaktorbrennstoff das angereicherte  $UF_6$  in Urandioxid  $UO_2$  oder metallisches Uran umgewandelt. Es werden kleine keramische Pellets gefertigt, die das Brennmateriale enthalten, diese in Brennstoffstäbe eingeschlossen und in Bündeln vereinigt im Reaktor montiert.

Durch Uranbergbau und -erzaufbereitung wird die natürlicherweise in der äußeren Erdkruste vorhandene Radioaktivität neu verteilt. Die Uranerze – im natürlichen Zustand unter Vegetation, Boden und mehr oder weniger mächtigen Gesteinsschichten bedeckt und von der Biosphäre abgeschlossen – gelangen nun an die Tagesoberfläche und treten damit in den unmittelbaren Lebensbereich des Menschen ein. Die Wege, auf denen dies geschieht, sind unter Mitverwendung einer Informationsschrift des Bundesverbandes Bürgerinitiativen Umweltschutz (1978) schematisch auf Fig. 11 zusammengestellt unter besonderer Berücksichtigung der Gewässerkontamination.

Aus dem Bergwerk oder dem Tagebau gelangen das gebrochene Erz und das schwächer radioaktive Nebengestein (Gangart) auf Halden. Hier werden Uran und seine Zerfallsprodukte, besonders das hoch radiotoxische Radium-226, durch Niederschläge teilweise gelöst. Die vielen durch Sprengen und Lösen geschaffenen neuen Bruchflächen gestatten einen Lösungsangriff an Stellen, die vorher unzugänglich waren. Auf dem Wege über Oberflächenabfluß werden die gelösten Nuklide und auch die radioaktiven Grubenabwässer in die Vorfluter gespült oder über die Bodenpassage in das Grundwasser eingetragen. Durch Fluß- oder Grundwasserentnahmen zu Trinkwasserzwecken gelangen die Radionuklide ebenso in den menschlichen Körper wie auf dem Wege über Fischverzehr, die Ablagerung auf oder Beregnung von Pflanzen, Aufnahme in die Gewebe von Pflanzenfressern und anschließende Ingestion. Durch partiellen Einbau in bestimmte Körpergewebe wie Knochen-, Lungen- und Nierenzellen entsteht eine interne Strahlenbelastung, hauptsächlich durch Alphazerfall. Solange die Halden nicht rekultiviert sind, geht von den uranerzführenden Gesteinen außer ihrer durchdringenden Gammastrahlung eine besondere Gefahr durch Alpha- und Betastrahlen für Sammler und vor allem Kinder aus, für die viele Uranerze durch ihre leuchtend bunten Farben attraktiv sind. Berechnungen zeigten, daß ein Kind, welches mit einem dieser Steine auch nur eine Stunde spielt, an den Händen einer Hautstrahlenbelastung von 100–800 mrem je nach Urankonzentration ausgesetzt ist. Damit kann der maximal zulässige Jahreshöchstwert von 360 mrem bereits in einer Stunde weit überschritten werden (BBU, 1978).

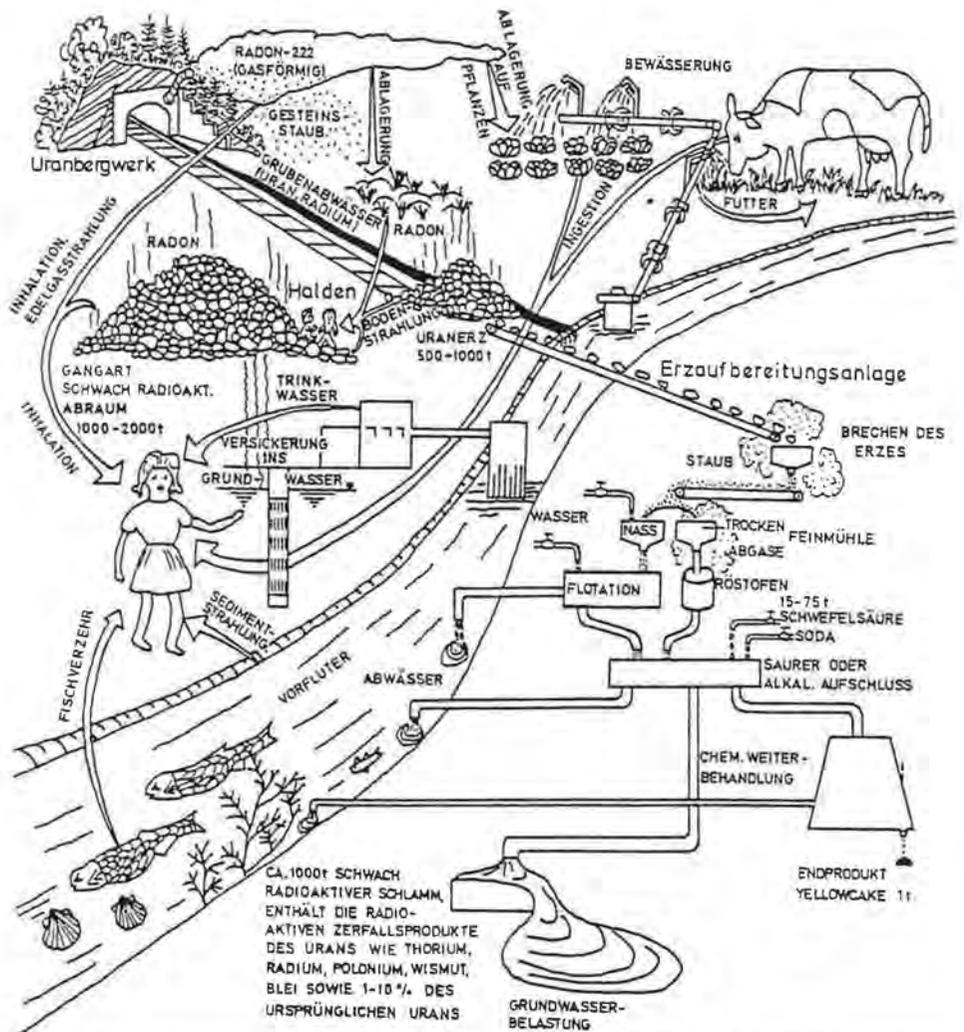


Fig. 11: Gewässerkontamination und radioökologische Belastungspfade des Menschen durch Uranbergbau und -erzverarbeitung.

Beim Zerfall des Uran-238 entsteht u. a. das Edelgas Radon-222, das seinerseits unter Alphastrahlung mit einer Halbwertszeit von 3,82 Tagen in Polonium-218 zerfällt. Weitere mit Alpha- und Betastrahlung verbundene Zerfallsprodukte sind verschiedene Blei-, Wismut- und Poloniumisotope (vgl. Fig. 3). Als schwerstes Gas hat Radon die Tendenz, sich gravitativ abzusetzen. Die höchsten Konzentrationen treten daher in Bodennähe auf. Messungen des normalerweise in der Luft vorhandenen Radongehaltes ergaben, daß in 1 km Höhe noch 50%, in 5 km Höhe nur noch 5% und in 70 km Höhe nur noch 0,1% der bodennahen Radonkonzentration vorliegt. Durch Niederschläge werden Rn-222 und seine kurzlebigen Folgeprodukte teilweise gelöst, so daß sie schon bei den natürlicherweise vorhandenen Aktivitätskonzentra-

tionen den größten Aktivitätsanteil im Oberflächen- und Grundwasser stellen (vgl. Tab. 1).

Schädlicher noch als die Strahlenbelastung durch Ingestion kontaminierten Wassers oder kontaminierter Nahrungsmittel ist bei Rn-222 die aus der Inhalation resultierende Strahlenbelastung. Das mit der Grubenabluft und aus den Halden entweichende Edelgas und seine Folgeprodukte schädigen das Lungen- und Bronchialgewebe durch Alpha- und Betastrahlung. Nachdem bereits AGRICOLA (1556) von der rätselhaften „Bergsucht“ unter den Bergleuten des Erzgebirges berichtete, wurde diese Krankheit Ende des vorigen Jahrhunderts als Lungenkrebs identifiziert. Untersuchungen in Joachimsthal und Schneeberg zwischen 1875 und 1939 ergaben, daß nach verschiedenen Quellenangaben (Inst. f. Energie- und Umweltforschung, 1978) 41,5–83% der Bergarbeiter an Lungenkrebs starben, wofür erst ab 1921 Radon-222 und seine Folgeprodukte verantwortlich gemacht wurden. Messungen ergaben durchschnittliche Rn-222-Aktivitätskonzentrationen von 111 Bq/l mit Spitzenwerten bis zu 1998 Bq/l (B. RAJEWSKY, 1939). Nach heutigen Gesichtspunkten des Strahlenschutzes im Uranbergbau erhielten diese Bergleute 500- bis 9000fach überhöhte Strahlenbelastungen. So ist Lungenkrebs bei Latenzzeiten von über zehn Jahren (B. RAJEWSKY, 1939) und zu 95% tödlichem Verlauf (R. POHL, 1976) nach über 1300 Todesfällen eine anerkannte Berufskrankheit im Uranbergbau (BBU, 1978).

In der Aufbereitungsanlage wird das Uranerz gebrochen und auf Mittel- bis Feinsandgröße zermahlen, verbunden mit Emissionen radioaktiven Staubes und von Rn-222. Durch Auslaugung der flotierten oder gerösteten Erze mit heißer Schwefelsäure, untergeordnet auch mit Soda, und anschließende chemische Weiterbehandlung durch Ionenaustausch, Lösungsmittelextraktion oder Fällung wird Uranoxid möglichst rein abgetrennt von begleitenden Schwermetallen wie dem giftigen Arsen und von den radioaktiven Zerfallsprodukten, die im Schlamm zusammen mit 1–10% des ursprünglichen Urans zurückbleiben.

Die bei der nassen Aufbereitung anfallenden Abwässer von ca. 3,3 m<sup>3</sup>/t Erz werden nach Klärung in Rückhaltebecken in den Vorfluter eingeleitet und enthalten nach IAEA (1961) die einzelnen Radionuklide in folgenden Aktivitätskonzentrationen:

Natürliches Uran:	$3,7 \cdot 10^4$ Bq/m <sup>3</sup>
Ra-226:	$3,7 \cdot 10^3$ Bq/m <sup>3</sup>
Th-230:	$3,7 \cdot 10^3$ Bq/m <sup>3</sup>
Th-234 und Pa-234m:	$3,7 \cdot 10^4$ Bq/m <sup>3</sup>

Sie sind also hochaktiv und bleiben es bis zur völligen Durchmischung mit einer ausreichend großen Menge Frischwassers, die oft an den abgelegenen Standorten der Erzvorkommen fehlt.

In den feinkörnigen radioaktiven Schlämmen der Erzaufbereitung, die in natürlichen oder künstlichen Becken oder auf Halden deponiert werden, sind neben dem Resturan die meisten Zerfallsprodukte enthalten mit der 0,6–0,7fachen Aktivität des Erzes bei fast unveränderter Radiotoxizität (Inst. f. Angewandte Ökologie, 1980). Durch Windverfrachtung der Feinteile werden die Radionuklide in die Umgebung verteilt oder durch Niederschläge gelöst und in Vorfluter oder in das Grundwasser eingespült. In Oberflächengewässern um abgelagerte Erzaufbereitungsrückstände wurden Ra-226- und Th-230-Aktivitäten gemessen, welche die nach Strahlenschutzverordnung zulässigen Maximalwerte um das 10- bis 20fache bzw. das sieben- bis achtfache übertreffen (Inst. für Angewandte Ökologie, 1980). Besonders hoch ist auch die Rn-222-Emission aus den feinkörnigen Aufbereitungsrückständen in die Atmo-

sphäre. Über den Ablagerungen wurden 7- bis 15fach höhere Aktivitäten angetroffen, als nach Strahlenschutzverordnung zulässig (Inst. f. Angewandte Ökologie, 1980). Durch Abdeckung mit inertem Material lassen sich die Rn-222-Konzentrationen etwa um die Hälfte reduzieren. Erst eine 6 m dicke Sand- oder eine 3 m dicke Tonschicht wären in der Lage, die Emissionen auf den natürlichen Wert zu senken (NEA, 1978).

Welche konkrete Wassergefährdung vom Uranbergbau ausgeht, soll exemplarisch anhand der größten bundesdeutschen Uranlagerstätte zwischen Baden-Baden und Gernsbach aufgezeigt werden, wo mit rund 10.000 t Uranerz gerechnet wird. Die geologische Position der Uranvorkommen in Grundriß und Blockbild nach H. J. ALTMANN (1978) ergibt sich aus Fig. 12. Als Erzbringer wird der Forbachgranit im Süden von Baden-Baden und Gernsbach angesehen. Nach dessen Heraushebung während der variszischen Orogenese setzte in der Oberkarbonzeit eine intensive Abtragung ein, verbunden mit der Ablagerung von mindestens 250 m mächtigen und teilweise uranföhrnden Konglomeraten, Arkosen und teils kohligten Tonsteinen des Stefan in der nordwestlich anschließenden Lichtentaler Mulde.

Schon W. CARLÉ (1975) hatte in seinem Buch „Die Mineral- und Thermalwässer von Mitteleuropa“ darauf hingewiesen, daß der Radioaktivitätsgehalt der Baden-Badener Thermalmineralwässer aus Grundstoffen stammt, die möglicherweise aus uranhaltigen Schichten im Rotliegenden oder Oberkarbon herausgelöst wurden. Dieser Zusammenhang wurde in den letzten Jahren durch die Ergebnisse der umfangreichen Uranexploration der Firma Saarberg-Interplan GmbH bestätigt, einer Tochter der bundeseigenen Saarbergwerke AG. Es zeigte sich, daß insbesondere das Oberkarbon Uranvorkommen in Form von Pechblende, daneben Coffinit und verschiedene Uranglimmer enthält, die hauptsächlich wolkig-diffus in Arkosesandsteinen, daneben schichtig in Tonsteinen und hier vor allem in der Nachbarschaft von Kohleschmitzen auftreten. Durchschnittliche Gehalte liegen bei 0,2%  $U_3O_8$  mit Anreicherungen von 2–3% und Spitzenwerten bis 7% im Kirchheimer Stollen bei Müllenbach (H. J. ALTMANN, 1979).

Die uranföhrnden Schichten treten südlich und südöstlich von Baden-Baden in einem etwa 700 m breiten Streifen zutage, der sich von Varnhalt/Neuweiher in nordöstlicher Richtung über Geroldsau und Müllenbach bis nach Gernsbach erstreckt. In diesen oberflächennahen Schichten liegen auch der Kirchheimer- und der Sauerbosch-Stollen, in denen das Uranerz aufgeschlossen wurde. Nachdem diese Schichten in der Struktur der Lichtentaler Mulde in große Tiefe hinabtauchen, werden sie nach Nordwesten zu wieder herausgehoben und stoßen auf der Linie Baden-Baden – Ebersteinburg – Gaggenau an eine Störung. Nur im Stadtbereich von Baden-Baden treten sie wieder an die Tagesoberfläche. Hier entspringen aus ihnen die weltbekannten Thermalmineralquellen.

Innerhalb der uranföhrnden Karbonschichten liegt also eine Muldenstruktur vor. Die Grundwasserbewegung folgt deshalb dem Gesetz der kommunizierenden Röhren. Da der Grundwasserspiegel im Müllenbach-Gernsbacher Muldenflügel wesentlich höher steht als im Baden-Badener Flügel, entsteht eine Druckdifferenz, die für die Grundwasserströmung aus dem Bereich der Uranstollen zu den Baden-Badener Quellen hin verantwortlich ist. Zwischen Grundwasserneubildung durch versickernde Niederschläge am Südostflügel der Mulde und Wiederaustritt des Grundwassers in den Baden-Badener Quellen durchläuft das Wasser die Tiefe der Lichtentaler Mulde und wird dabei durch die Erdwärme aufgeheizt. Für die Temperaturen

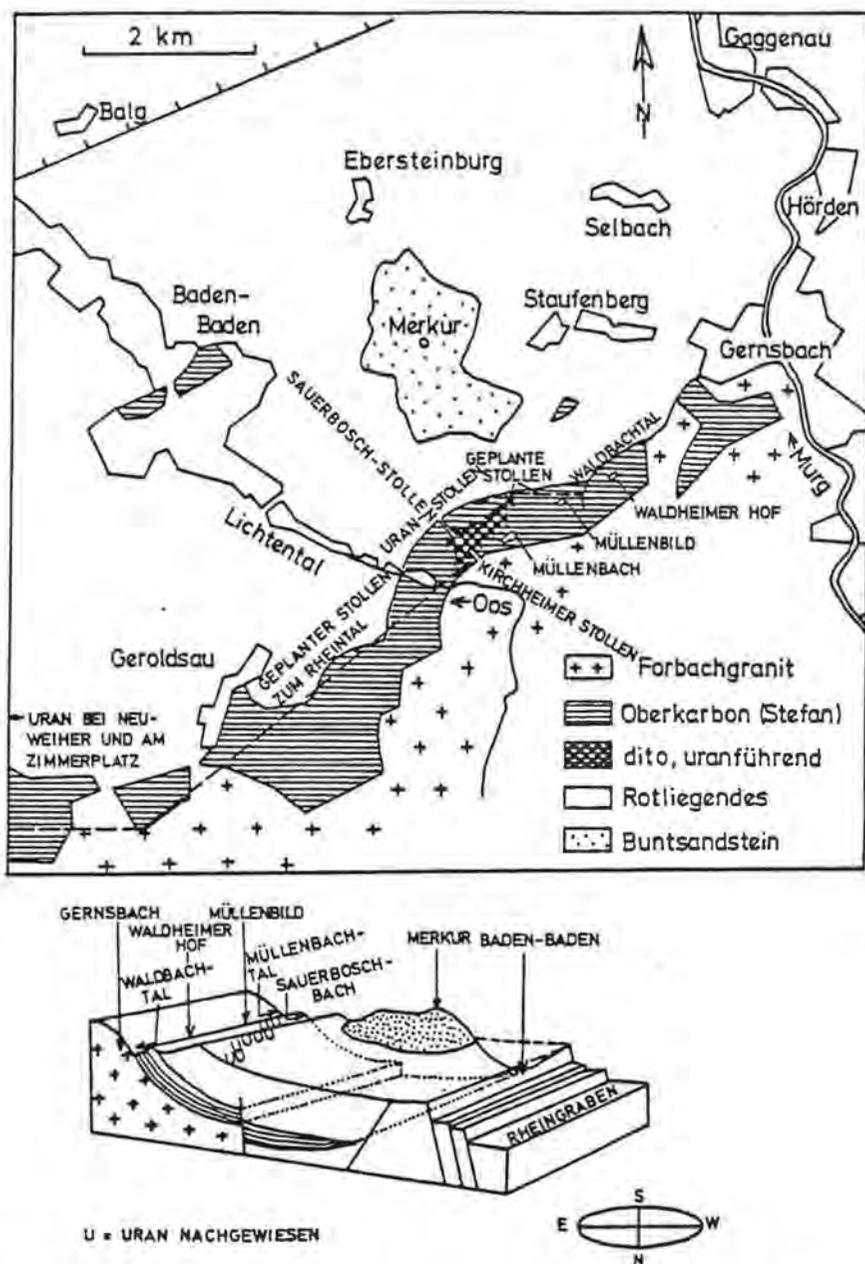


Fig. 12: Geologische Karte und überhöhtes Blockbild der Uranlagerstätte Baden-Baden/Gernsbach (ergänzt nach H. J. ALTMANN, 1978).

der Badener Quellen zwischen  $44^{\circ}\text{C}$  und  $69^{\circ}\text{C}$  hält W. CARLÉ (1975) eine maximale Aufheiztiefe von 550–600 m – entsprechend der Tiefenlage des Muldenkerns – für ausreichend.

Durch die Rechtsverordnung des Regierungspräsidiums Südbaden zum Schutze der als Heilquellen staatlich anerkannten Thermalquellen in Baden-Baden vom 1. Oktober 1969 wurde ein Quellenschutzgebiet festgesetzt. Dieses gliedert sich in den Fassungsbereich (Zone I) um die Stollen, Bohrungen und Quellen am Schloßberg, die engere Schutzzone (Zone II) im Stadtgebiet rings um Zone I und in die weitere Schutzzone (Zone III). Zur weiteren Schutzzone gehören sämtliche Grundstücke in der Gemarkung Baden-Baden, die nicht im Fassungsbereich oder in der engeren Schutzzone liegen. Da die „Richtlinien für Heilquellenschutzgebiete“ (1966) verlangen, daß die weitere Schutzzone den Schutz des Grundwassers „gegen weitreichende chemische und radioaktive Verunreinigungen gewährleisten“ muß, „deren Folgen bis zur Fassungsanlage nicht beseitigt werden“, soll die äußere Grenze der weiteren Schutzzone mit der Grenze des Einzugsgebietes zusammenfallen, in welchem sich das Grundwasser durch versickernde Niederschläge auf natürliche Weise erneuert. Das ist südlich von Baden-Baden annähernd der Fall, da hier die Gemeindegrenze mit der oberirdischen Wasserscheide zwischen Oos einerseits und Murg sowie Steinbach andererseits zusammenfällt.

Was nun die Uranexploration und den geplanten Uranbergbau durch Saarberg-Interplan betrifft, so muß festgestellt werden, daß sich diese Aktivitäten innerhalb der weiteren Schutzzone der Baden-Badener Quellen abspielen. Die „Richtlinien für Heilquellenschutzgebiete“ definieren, wogegen Heilquellen zu schützen sind. Unter anderem handelt es sich um

- Verunreinigungen durch radioaktive Stoffe und Arsenverbindungen,
- Veränderung der chemischen und physikalischen Beschaffenheit,
- Verminderung ihrer Ergiebigkeit.

Folgerichtig werden daher als Gefahrenherde in qualitativer Hinsicht unter anderem genannt:

- Gewinnung, Erzeugung, Beförderung, Lagerung, Bearbeitung, Verarbeitung und sonstige Verwendung radioaktiver Stoffe,
- Bohrungen sowie andere Erdaufschlüsse,
- Einwirkungen des Bergbaus,
- aufgelassene Schächte und Stollen,

und als Gefahrenherde in quantitativer Hinsicht:

- Grundwasserentnahmen,
- Aufstauen, Absenken, Umleiten von Grundwasser,
- Maßnahmen, die die Grundwasserneubildung im Einzugsgebiet beeinflussen,
- Eingriffe in den Untergrund, z. B. durch Bohrungen und Stollen,
- Einwirkungen des Bergbaus.

Ebenso zu beachten ist die vielfach unbeabsichtigte Herstellung einer unterirdischen Verbindung von verschiedenen Grundwasserleitern, z. B. infolge von Bohrungen oder Bergbaueinwirkungen wie Stollen und unterirdischen Sprengungen.

Aus diesem umfänglichen, in der Sache berechtigten Katalog sind in die genannte Rechtsverordnung zum Schutze der Baden-Badener Thermalquellen immerhin einige wesentliche Punkte übernommen worden. So definiert zunächst § 6, daß Gifte und radioaktive Stoffe zu den wassergefährdenden Stoffen im Sinne der Verordnung gehören. Sodann werden durch § 9 in der weiteren Schutzzone u. a. folgende Handlungen verboten:

- Einleiten und Versickern von radioaktiven und arsenhaltigen Abwässern,
- Handlungen, die das Eindringen von radioaktiven und giftigen Stoffen in oberirdische Gewässer oder in das Grundwasser ermöglichen.

Entsprechend § 12 der Rechtsverordnung können Zuwiderhandlungen gegen diese Vorschriften nach § 120 Abs. 1 Nr. 10 des Wassergesetzes für Baden-Württemberg mit Geldbußen bis zu 10.000 DM geahndet werden, herzlich wenig, wenn man den Wert der Baden-Badener Thermalmineralquellen bedenkt.

Welche Vorgänge sind es nun, die bei der Uranexploration und beim geplanten Uranabbau mit dem Heilquellenschutz kollidieren? Da Uran-Untersuchungsbohrungen z. T. mit Spülmitteln zur Stabilisierung der Bohrlochwände und zum Austragen des Bohrgutes durchgeführt werden, dringt die Spülung – eine Aufschlämmlung von Tonmineralien – aufgrund ihres höheren spezifischen Gewichtes in den Grundwasserleiter ein und verstopft die Fließwege für das Grundwasser. Da die Spülung nach Beendigung der Bohrarbeiten nicht rückgewonnen wird, entsteht auf diese Weise eine Art unterirdischer Dichtungsschleier, besonders bei geringen Bohrabständen, wie sie zum Nachweis hochwertiger Uranvorkommen notwendig sind. In den Bohrlöchern werden weiterhin verschiedene Grundwasserstockwerke mit unterschiedlichen Druck-, Temperatur- und chemischen Verhältnissen miteinander verbunden, so daß es zu chemischen und physikalischen Veränderungen des Grundwassers kommt. Nach H. J. ERTLE, G. KNEUPER & H. MÜLLER (1976) wurden allein bis Ende 1975 über 73.000 Bohrmeter durch Saarberg-Interplan abgeteuft. Heute liegt eine Durchlöcherung der Grundwasserleiter in wesentlich größerem Umfang vor. Diese Bohrungen sind aufgrund von Ausnahmeregelungen der Stadtverwaltung Baden-Baden mit Rückendeckung durch das Geologische Landesamt entgegen den Erfordernissen des Heilquellenschutzes immer wieder zugelassen worden, wobei in letzter Zeit eine deutliche Tendenz zur flächenmäßigen Vergrößerung des Bohrgebietes und zu größeren Bohrtiefen erkennbar wurde.

In den Uranstollen entsteht durch Zutritt von Luftsauerstoff ein oxidierendes Milieu. Da die Uranerze von Sulfiden wie dem giftigen Arsenkies begleitet werden, entsteht ferner bei oxidierenden Einflüssen in den Uranstollen durch Zersetzung der Sulfide ein stark saures Milieu. Die Löslichkeit der  $U^{4+}$ - und der  $(UO_2)^{2+}$ -Ionen nimmt unter sauren, oxidierenden Bedingungen stark zu, wobei es unter anderem zur Uranylkomplexbildung mit den hochgiftigen Arsenationen kommt. Die Lösung der Pechblende durch Sicker- und Grundwasser wird also begünstigt. Durch die Zerkleinerung der Uranerze beim Abbau entstehen viele neue Kontaktflächen zwischen Wasser und Uranerz, so daß auch hierdurch mehr Uran in wäßrige Lösung gelangt. In jedem Fall werden während der Explorations- und im verstärkten Umfang während der Abbauphase die Gehalte an Uran und seinen radioaktiven Zerfallsprodukten im Grundwasser erhöht.

Daß die langen Fließzeiten des Grundwassers vom Südflügel der Mulde (Bereich der Uranstollen) nach Baden-Baden nichts von der Gefährlichkeit der Radioaktivität nehmen, sei anhand der Halbwertszeiten der beteiligten Isotope deutlich gemacht:

- Uran-238: 4,51 Milliarden Jahre
- Uran-235: 704 Millionen Jahre
- Uran-234: 247.000 Jahre
- Thorium-230: 80.000 Jahre
- Radium-226: 1.602 Jahre

Man sieht, daß heute entstehende schädliche Auswirkungen also bis in alle denkbare Zeit erhalten bleiben.

Die Behörden verschanzen sich gern hinter laufenden Beobachtungen an den Badener Quellen. Bedenkt man aber die langen Fließzeiten des Grundwassers zwi-

schen den Uranstollen und den Quellen, so ist nicht zu erwarten, daß die schädlichen Folgen von Uranexploration und -abbau sich sogleich nachweisen lassen. Unter Umständen wird dieser Nachweis erst in der nächsten Generation erfolgen. Sieht man unter diesem Gesichtspunkt die Ausnahmegenehmigungen, so könnten die für den Heilquellenschutz Verantwortlichen dann nicht mehr zur Rechenschaft gezogen werden.

Von den durch Saarberg-Interplan für die Zukunft geplanten Stollen ist erst recht nichts Gutes für die Badener Quellen zu erwarten. Neben einem Stollen von der geplanten Erzaufbereitungsanlage im Waldbachtal bei Gernsbach aus zum Sauerbosch-Stollen ist es vor allem ein 13 km langes Stollenprojekt, das Steinbach am Rande des Rheintales mit dem Sauerbosch-Stollen verbinden soll. Dieser Stollen, der auf einer Höhe von +140 m NN beginnen und auf +198 m NN enden soll, würde auf einer Länge von 6570 m die weitere Schutzzone der Baden-Badener Thermalmineralquellen durchschneiden und dabei voll im Grundwasser liegen. Er würde also wie eine Drainage wirken, welche die Grundwassereinzugsgebiete der Badener Quellen abschneidet, die südlich davon liegen. Grundwasser, welches normalerweise den Badener Quellen zufließt, würde dann im Stollen abgesenkt und, dem Stollengefälle folgend, zum Rheintal abgeleitet werden. Eine Minderung der Schüttungsmengen der Badener Quellen wäre die Folge hiervon.

Über die Gewässerkontamination und die Strahlenbelastung der Menschen im Raum Baden-Baden/Gernsbach im Zusammenhang mit den Uranvorkommen und der Uranexploration liegt eine Reihe von Meßergebnissen und Berechnungen vor. Schon die von W. CARLÉ (1975) mitgeteilten natürlichen Aktivitätskonzentrationen der Badener Quellen (Tab. 5) legen nahe, daß diese bei den auftretenden hohen Radiumkonzentrationen von  $10^{-6}$  bis über  $10^{-5}$  mg/l für den Dauergenuß ungeeignet sind (vgl. Kap. 2).

Tab. 5: Radioaktivitätskonzentration der Badener Quellen nach W. CARLÉ (1975).

Quelle	Radioaktivitätskonzentration (Bq/m <sup>3</sup> )
Mur	$8,18 \cdot 10^5$
Bütten	$2,00 \cdot 10^5$
Kloster	$8,88 \cdot 10^4$
Höllegaß	$7,03 \cdot 10^4$
Freibad	$6,66 \cdot 10^4$
Hölle	$6,66 \cdot 10^4$
Brüh	$6,66 \cdot 10^4$
Pflutterloch	$4,07 \cdot 10^4$
Kühl	$2,96 \cdot 10^4$
Friedrich	$2,59 \cdot 10^4$
Ursprung	$1,85 \cdot 10^4$
Fett	$3,70 \cdot 10^3$
Kirchen	$3,70 \cdot 10^3$

Man hat seitens der Kurverwaltung erste Konsequenzen hieraus gezogen, so daß die Zapfstelle Murquelle im Augustabad in letzter Zeit abgesperrt wurde.

Stichproben-Messungen mit einem Strahlendosismeßgerät der Firma Nardeux am 12. 11. 1978 ergaben z. T. erhebliche Überschreitungen der nach §§ 44 und 45 der Strahlenschutzverordnung maximal zulässigen Ganzkörperdosen von 150 mrem/a im außerbetrieblichen Überwachungsbereich bzw. von 30 mrem/a außerhalb der Strahlenschutzbereiche an folgenden Orten:

- Murquelle und Friedrichquelle in Baden-Baden,
- Untere und Obere Stollenlüftung am Schloßberg in Baden-Baden,
- Haldenmaterial vor dem Kirchheimer- und Sauerbosch-Stollen,
- Abluft aus dem Sauerbosch-Stollen,
- Wasser und Sedimente des Müllerbaches und des Sauerbosch-Baches unterhalb der Uranstollen.

Das Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg (1978) ermittelte folgende Strahlenbelastungen und Überschreitungen der Grenzwerte der Strahlenschutzverordnung (in Klammern):

- Ganzkörperbelastung durch Ingestion, fast ausschließlich durch Ra-226: 166 mrem/a (5,5fach);
- Knochenbelastung durch Ingestion, überwiegend durch Ra-226: 241 mrem/a (1,3fach);
- Hautbelastung durch Betastrahlung: 667 mrem/h (16.230fach);
- Lungenbelastung in 500 m Stollenmundloch-Entfernung durch Rn-222: 336 mrem/a (3,7fach).

Durch Messungen in einem Meter Höhe über der rekultivierten Abraumhalde des Kirchheimer-Stollens stellte dasselbe Institut Strahlenbelastungen zwischen 500 und 1200 mrem/a fest (BBU, 1978). Soweit Ra-226 an der Strahlenbelastung beteiligt ist, wurde das Verhältnis Ra-226/U-238 mit 0,5 angenommen, da es sich bei den Uranvorkommen von Baden-Baden/Gernsbach um eine Sekundärlagerstätte handelt (Kernforschungszentrum Karlsruhe, 1977).

Etwas niedrigere Werte, die aber gleichwohl die Grenzwerte der Strahlenschutzverordnung überschreiten, ermittelte das Kernforschungszentrum Karlsruhe (H. KIEFER, 1978).

- Abraumhalde Kirchheimer-Stollen: durchschnittlich 381 mrem/a, maximal 762 mrem/a
- begrünte Abraumhalde Sauerbosch-Stollen: durchschnittlich 228 mrem/a, maximal 1004 mrem/a
- Abraumhalde Sauerbosch-Stollen: durchschnittlich 393 mrem/a, maximal 745 mrem/a.

Radium-226 als das bezüglich der Ingestion mit Wasser und Nahrung radiotoxischste Nuklid mit einem Grenzwert der Aktivitätszufuhr von 21 Bq/a nach Strahlenschutzverordnung wurde durch das Kernforschungszentrum Karlsruhe einer besonderen Untersuchung unterzogen (H. SCHÜTTELKOPF & H. KIEFER, 1980). U. a. wurden folgende Aktivitätskonzentrationen im Wasser erhalten (Tab. 6):

Tab. 6: Radium-226-Aktivitätskonzentrationen (Bq/m<sup>3</sup>) in den Quellen und Bächen um Baden-Baden nach H. SCHÜTTELKOPF & H. KIEFER (1980).

Ort	mittel	max.
Quelle Oberbeuren	29,6	92,5
Trinkwasser Waldheimer Hof	22,2	55,5
Murquelle Baden-Baden	24,1	59,2
Friedrichquelle Baden-Baden	22,2	59,2
Fettquelle Baden-Baden	13,6	25,9
Oos in Oberbeuren	25,9	25,9
Oos in Baden-Baden	19,7	29,6
Waldbach	16,7	18,5
Müllerbach	18,7	37,0

Es zeigt sich, daß die bei dem o. a. Grenzwert der Jahresaktivitätszufuhr und einer Trinkwassermenge von  $0,88 \text{ m}^3/\text{a}$  nach ICRP (1959) maximal zulässige Aktivitätskonzentration von  $23,86 \text{ Bq/m}^3$  in den Maximalwerten fast immer überschritten und in den Mittelwerten etwa erreicht wird. Erhöhte Ra-226-Konzentrationen wurden ferner in Quell- und Flußsedimenten, in Boden- und Grasproben, in Gemüse und Äpfeln sowie in Milch und Forellen gefunden.

In der Umgebung der Uranstollen wurden deutlich überhöhte Radium-Aktivitätskonzentrationen festgestellt (Tab. 7).

Tab. 7: Radium-226-Aktivitätskonzentrationen ( $\text{Bq/m}^3$ ) in der Umgebung der Uranstollen bei Baden-Baden (nach H. SCHÜTTELKOPF & H. KIEFER, 1980).

Ort	mittel	max.
Abwasser Sauerbosch-Stollen	999	1965
Wasser des Sedimentierbeckens im Sauerbosch-Stollen	1184	1965
Sauerbosch-Bach 50 m oberhalb Einleitung Stollenabwasser	37,0	96,2
Sauerbosch-Bach 10 m unterhalb Einleitung Stollenabwasser	74,0	511
Müllbach unterhalb Stollen	33,3	74,0
Waldbach bei Waldheimer Hof	33,3	152
Trinkwasser Baden-Badener Umgebung	11,1	55,5

Aus diesen Meßergebnissen im Jahre 1979 ergibt sich mindestens eine Verdoppelung der Ra-226-Aktivitätskonzentration im Wasser durch die Uranexploration bei hohem Background infolge Nähe zu den Uranerzvorkommen. Haldenpflanzen zeigten 8fach erhöhte Konzentrationen, Bodenproben von den Halden 2- bis 57fach erhöhte Konzentrationen.

Zusammenfassend kann gesagt werden, daß die Uranexploration bereits heute zur Überschreitung der zulässigen Maximaldosen nach § 45 der Strahlenschutzverordnung geführt hat. Die zu erwartenden Auswirkungen des geplanten Uranbergbaus auf die Strahlenbelastung der Bevölkerung und auf die Baden-Badener Thermalmineralquellen sind so gravierend, daß es höchste Zeit ist, Konsequenzen zu ziehen, zumal Baden-Badens Weltruf als Kurstadt auf dem Spiel steht.

Im vorliegenden Fall der Interessenkollision geht der rechtlich verankerte Strahlen- und Heilquellenschutz vor dem Abbaubegehren der Bergbaugesellschaft. Ausnahmegenehmigungen sind zu verweigern, weil sie dem Wohl der Allgemeinheit schaden und weil eine Verunreinigung der Badener Quellen und sonstige nachteilige Veränderungen ihrer Eigenschaften zu besorgen sind. Mit der Kündigung der Gestattungsverträge mit Saarberg-Interplan sind die ersten Schritte seitens der Stadtverwaltung Baden-Baden unternommen worden.

Angesichts der im Weltmaßstab kleinen Uranerzvorkommen von Baden-Baden/Gernsbach mit relativ geringer Konzentration kann die Inschrift auf einem Stein im Waldbachtal bei Gernsbach nur unterstützt werden: „Das Uran bleibt drin!“. Die Bundesrepublik importiert Uran aus so vielen verschiedenen Staaten, daß Autarkieüberlegungen nicht stichhaltig sind. Wird das Uran nicht besser ausgenutzt als mit den vorhandenen leichtwassergekühlten Siede- und Druckwasserreaktoren, ist aber auch weltweit mit einer Erschöpfung der Uranvorkommen in absehbarer Zeit zu rechnen,

was Prof. Dr. BENDER, der Präsident der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, bei seiner Amtseinführung am 30. Oktober 1975 so ausdrückte: „Es muß einmal festgestellt werden, daß alle bisher in der Welt bekannten wirtschaftlich ausbeutbaren Lagerstätten für Kernenergierohstoffe gerade für die Lebenszeit der jetzt in Betrieb und in der Ausführungsplanung befindlichen Reaktoren ausreichen.“ (K. HÖLL, 1977.)

## 4.2. Wassergefährdung durch Kernkraftwerke

Beschießt man natürliches Uran mit über 70 km/s schnellen Neutronen, so findet keine Kettenreaktion statt, da die bei der Spaltung von U-235 gebildeten, ca. 20.000 km/s schnellen 2 bis 3 Neutronen vom weit überwiegenden U-238 unter Bildung des radioaktiven Isotops U-239 absorbiert werden. Erst nach Anreicherung von U-235 auf ca. 2–3% und Bremsung der schnellen Neutronen durch Moderatoren wie H, D (als schweres Wasser), Be oder C (als Graphit) auf Geschwindigkeiten von etwas über 2,2 km/s wird die Spaltwahrscheinlichkeit so erhöht, daß eine Kettenreaktion in Gang kommen kann. Voraussetzung für ihre Unterhaltung ist ferner eine kritische Größe des Kernbrennstoffes, die dann erreicht ist, wenn das Verhältnis Oberfläche : Volumen des Reaktors und damit der Neutronenverlust nach außen hin so klein geworden ist, daß der Quotient  $k = \text{neugebildete Neutronen} : \text{verbrauchte Neutronen}$  gleich oder größer 1 wird. Die kritische Größe liegt bei ca. 50 kg U-235, entsprechend einer Urankugel von 8,4 cm Radius, die jedoch durch Anordnung von Neutronenreflektoren wie Schwerwasser, Graphit oder Beryllium an der Reaktoroberfläche erheblich herabgesetzt werden kann. Durch schachbrettartige Durchdringung der angereicherten metallischen Uran oder  $\text{UO}_2$  enthaltenden Brennelemente mit ein- und ausfahrbaren neutronenabsorbierenden Steuerelementen z. B. aus Borstahl oder Cadmium wird die Kettenreaktion so gesteuert, daß der Quotient  $k$  auf 1 gehalten wird (Fig. 13). Würde  $k < 1$ , so käme der Reaktor zum Stillstand, während bei  $k > 1$  die lawinenartig anwachsende Neutronenanzahl zur ungesteuerten Kernkettenreaktion und damit zur Explosion führte.

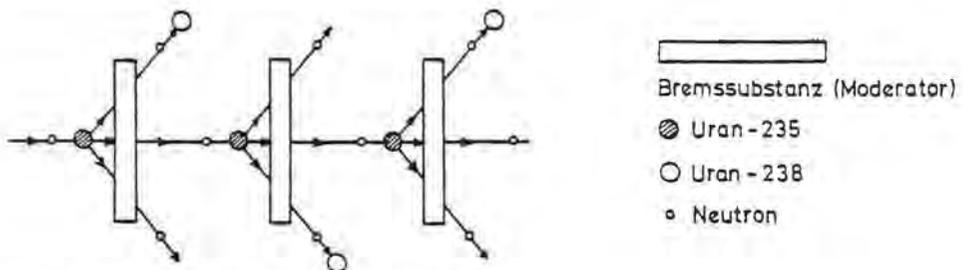


Fig. 13: Schema der gesteuerten Kern-Kettenreaktion.

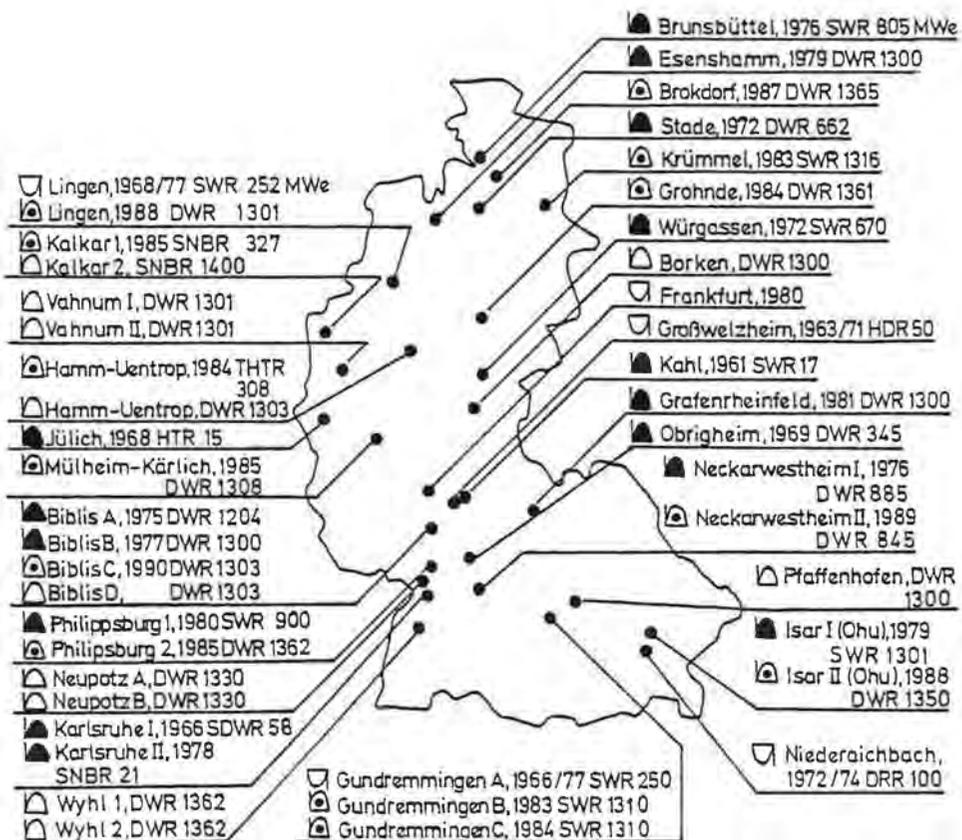
Eine sichere Regelung ist nur dadurch möglich, daß ein kleiner Bruchteil der beim Zerfall gebildeten Neutronen (bei U-235 0,64%) verzögert beim Zerfall stark instabiler Tochterprodukte auftritt. Die hohe spezifische Wärmeleistung im Reaktor erfordert eine wirksame und zuverlässige Kühlung zur Wärmeübertragung und zur Verhinderung des Kernschmelzens. Als Kühlmittel kommen neben  $\text{H}_2\text{O}$  und  $\text{D}_2\text{O}$  auch Gase wie He oder  $\text{CO}_2$ , sowie flüssige Metalle wie Na oder K in Betracht.

Seit der Entdeckung der künstlichen Kernspaltung durch O. HAHN und F. STRASSMANN 1938/39 wurde versucht, die hierbei aus einem Teil der Kernbindungsenergie entstehende kinetische Energie der Bruchstücke gesteuert als thermische und elektrische Energie zu nutzen. Nachdem ein von E. FERMI entwickelter Reaktor am 2. Dezember 1942 in Chicago mit einer Leistung von ca. 2 Watt kritisch wurde, dauerte es bis zum 20. Dezember 1951, daß der erste elektrische Strom durch Kernspaltung in dem Forschungsbrutreaktor EBR 1 von Arco (USA) erzeugt wurde. Wirtschaftlichkeit erlangten Kernkraftwerke erst seit 1963 mit den Siedewasserreaktoren von General Electric und den Druckwasserreaktoren von Westinghouse, beide leichtwassergekühlt und -moderiert. In der technischen Erprobung befinden sich ferner gasgekühlte und mit Graphit moderierte Hochtemperaturreaktoren und natriumgekühlte, nicht moderierte Schnelle Brutreaktoren.

In den nächsten Jahrzehnten werden auch in der Bundesrepublik Deutschland die Leichtwasserreaktoren dominieren, nämlich Siedewasserreaktoren, die bei ca. 70 bar das Wasser zum Sieden bringen und mit dem getrockneten Dampf direkt die Turbinen treiben (Einkreislauf), und in letzter Zeit zunehmend Druckwasserreaktoren, in denen das Kühlmittel unter einem Druck von 155 bar steht. Hier strömt das mit 290° C vom Wärmetauscher kommende Kühlwasser zwischen den Brennelementen von unten nach oben hindurch unter Erwärmung um etwa 32° C zum Wärmetauscher zurück (radioaktiver Primärkreislauf). Das Wasser im davon getrennten Sekundärkreislauf des Druckwasserreaktors wird durch Verdampfer in heißen, unter Druck stehenden Dampf umgewandelt, der die Turbinen des Stromgenerators treibt. Das Wasser im Sekundärkreislauf soll normalerweise (ohne Leckagen) ebenso wie das des nuklearen Zwischenkühlkreislaufes zum Wärmeentzug vor Wiedereinleitung in den Vorfluter nicht aus dem Kernkraftwerk radioaktiv kontaminiert sein.

Die anfängliche Brennstofffüllung eines 1300-MWe-Leichtwasserreaktor-Kernkraftwerkes besteht aus ungefähr 100 Tonnen angereicherten Urans, die in ca. 200 Brennstäben des Kerns gebündelt sind und von einem dickwandigen Druckbehälter umschlossen werden. Die Brennelemente müssen aus dem Reaktor entfernt werden, bevor das spaltbare Material, nämlich U-235 und durch Neutronenbeschuß von U-238 über U-239 und Np-239 unter Betastrahlung entstandenes Pu-239, verbraucht ist. In einem Leichtwasserreaktor werden ca. 30% der Leistung von selbsterzeugtem Plutonium gewonnen, das bei 1300 MWe/a theoretisch in Jahresmengen von 360 kg bei Siedewasserreaktoren und von 470 kg bei Druckwasserreaktoren anfällt. Die Anhäufung von Spaltprodukten läßt parasitische Neutronenfänger entstehen und gefährdet die mechanische Unversehrtheit der Brennelemente. Deshalb wird ein Leichtwasserreaktor jedes Jahr für die Dauer von einigen Wochen stillgelegt, wobei ein Drittel der Brennelemente, ca. 35 Tonnen, durch neue ersetzt werden. Durch Wiederaufarbeitung könnte das bestrahlte Brennmaterial zu 96% zurückgewonnen werden.

Fig. 14 gibt einen Überblick über die in der Bundesrepublik Deutschland geplanten, in Bau oder Betrieb befindlichen sowie stillgelegten Kernkraftwerke. Sie sind wegen der i. a. benötigten Kühlwassermenge von 50 m<sup>3</sup>/s an den größeren Flüssen wie Rhein, Elbe und Donau, daneben aber auch an weniger leistungsstarken Vorflutern wie Main, Neckar, Isar, Weser und Ems angeordnet, wobei neuere Planungen sogar kleinere Fließchen wie die Schwalm bei Borken als Standorte in Betracht ziehen. Es stimmt bedenklich, daß die größeren Kernkraftwerke über 800 MWe mit einer veranschlagten Betriebsdauer von ca. 40 Jahren die durchschnittliche Betriebszeit der stillgelegten kleineren Anlagen von acht Jahren noch nicht hinter sich haben.



☐ geplant    ☐ im Bau    ☐ in Betrieb    ☐ stillgelegt

1978 Jahr der (geplanten) Betriebsaufnahme bzw. Stilllegung

SWR Siedewasserreaktor    HTR Hochtemperaturreaktor

DWR Druckwasserreaktor    THTR Thorium-Hochtemperaturreaktor

SDWR Schwerwassergekühlter Druckwasserreaktor

DRR Schwerwassermoderierter, CO<sub>2</sub>-gekühlter Druckröhrenreaktor

HDR Heißdampfreaktor    SNBR Schneller natriumgekühlter Brutreaktor

Fig. 14: Die Kernkraftwerke in der Bundesrepublik Deutschland.

Unsere Gewässer werden durch die Kernkraftwerke radioaktiv kontaminiert auf dem Abwasser- und untergeordnet auf dem Abluftpfad. Nicht nur während des Betriebes, wo Primärwasser von Probenahmen, Sumpfwasser aus Leckagen der Pumpen, Ventile und Rohrleitungen, Abwässer aus heißen Labors, radioaktive Spül- sowie Wäschereiabwässer abgegeben werden, sondern vor allem während der Stillstandszeiten fallen radioaktive Abwässer bei Reparatur- und Wartungsarbeiten und beim partiellen Austausch des Primärwassers an. Zwar wird das Primärwasser ständig durch Ionenaustauscher von radioaktiven Stoffen gereinigt, was sich allerdings nicht auf Tritium in Form überschweren Wassers bezieht, das durch keine Aufbereitungs-

anlage zurückgehalten werden kann. Tritium reichert sich daher ständig an, so daß das Primärwasser etwa dreimal jährlich gegen Frischwasser ausgetauscht werden muß. Bei einem 1300-MWe-Leichtwasserreaktor-Kernkraftwerk rechnet man mit einer Jahresabwassermenge von 50.000 m<sup>3</sup>.

Die Abgabe radioaktiver Abwässer aus Kernkraftwerken wird durch die Richtlinien der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) und die Sicherheitstechnische Regel des Kerntechnischen Ausschusses KTA-1504 geregelt (1979). Die im Kontrollbereich aus Reaktor- und Reaktorhilfsanlagegebäuden anfallenden Abwässer werden Sammelbehältern zugeführt und bei Bedarf in einer Abwasseraufbereitungsanlage durch Verdampfungs- und Filteranlagen gereinigt. Über die Abgabe aus den Kontrollbehältern mittels Pumpen in den Rücklaufkanal entscheidet lediglich eine Gammamessung, bei der eine Aktivitätskonzentration von  $1,9 \cdot 10^7$  Bq/m<sup>3</sup> ( $5 \cdot 10^{-1}$  Ci/m<sup>3</sup>) Cs-137-Äquivalent nicht überschritten werden darf. Über die Einzelnuklidzusammensetzung sowie den Gehalt an Beta- und Alphastrahlern gibt erst die Untersuchung von wöchentlichen, monatlichen und vierteljährlichen Mischproben Aufschluß, also lange, nachdem das radioaktive Abwasser in den Vorfluter eingeleitet wurde. Die hierbei zu untersuchenden Radionuklide mit ihren physikalischen Daten und Nachweisgrenzen nach LAWA bzw. KTA-1504 (1979) sowie deren maximale jährliche Aktivitätszufuhr AZJ mit Wasser und Nahrung (Ingestion) nach Anl. IV der Strahlenschutzverordnung (1976) und Berichtigung vom 21. Jänner 1977 (DVGW, 1982) sind in Tab. 8 zusammengestellt, was nicht heißt, daß nicht auch andere Radionuklide

Tab. 8: Physikalische Daten und Nachweisgrenzen der bei der Abgabe-Bilanz zu berücksichtigenden Radionuklide.

Nuklid	T <sub>1/2</sub>	$\lambda$ (d <sup>-1</sup> )	Zerfallsart	Energie (MeV)		Nachweisgrenze (Bq/m <sup>3</sup> )	AZJ (Ingestion) (Bq)
				$\beta$	$\gamma$		
H-3	12,36 a	$1,54 \cdot 10^{-4}$	$\beta^-$	0,018		$3,7 \cdot 10^4$	$5,8 \cdot 10^6$
Cr-51	27,8 d	$2,50 \cdot 10^{-2}$	$\beta, \gamma, \kappa$	0,76	0,320	$1,85 \cdot 10^5$	$2,7 \cdot 10^6$
Mn-54	312,5 d	$2,22 \cdot 10^{-3}$	$\gamma, \kappa$		0,835	$3,7 \cdot 10^4$	$2,1 \cdot 10^5$
Fe-59	44,6 d	$1,55 \cdot 10^{-2}$	$\beta, \gamma$	0,48	1,099	$7,4 \cdot 10^4$	$9,3 \cdot 10^4$
Co-57	270 d	$2,57 \cdot 10^{-3}$	$\gamma, \kappa$		0,122	$1,1 \cdot 10^4$	$6,7 \cdot 10^5$
Co-58	70,8 d	$9,79 \cdot 10^{-3}$	$\beta, \gamma, \kappa$	0,48	0,811	$3,0 \cdot 10^4$	$1,6 \cdot 10^7$
Co-60	5,26 a	$3,61 \cdot 10^{-4}$	$\beta, \gamma$	0,31	1,173	$3,7 \cdot 10^4$	$6,2 \cdot 10^4$
Zn-65	244 d	$2,84 \cdot 10^{-3}$	$\beta, \gamma, \kappa$	0,32	1,116	$7,4 \cdot 10^4$	$1,8 \cdot 10^5$
Sr-89	50,5 d	$1,37 \cdot 10^{-2}$	$\beta^-$	1,46		$7,4 \cdot 10^2$	$2,1 \cdot 10^4$
Sr-90	28 a	$6,66 \cdot 10^{-5}$	$\beta^-$	0,55		$7,4 \cdot 10^2$	$7,1 \cdot 10^2$
Zr-95	65,5 d	$1,08 \cdot 10^{-2}$	$\beta, \gamma$	0,40	0,757	$7,4 \cdot 10^4$	$1,1 \cdot 10^5$
Nb-95	35 d	$1,97 \cdot 10^{-2}$	$\beta, \gamma$	0,16	0,766	$3,0 \cdot 10^4$	$1,7 \cdot 10^5$
Ru-103	39,6 d	$1,75 \cdot 10^{-2}$	$\beta, \gamma$	0,21	0,497	$2,6 \cdot 10^4$	$1,4 \cdot 10^5$
Ru-106	368 d	$1,88 \cdot 10^{-3}$	$\beta, \gamma$	0,04	0,735	$2,6 \cdot 10^5$	$2,2 \cdot 10^4$
Ag-110m	250,4 d	$2,77 \cdot 10^{-3}$	$\beta, \gamma$	0,53	0,658	$3,7 \cdot 10^4$	$5,3 \cdot 10^4$
Sb-124	60,2 d	$1,15 \cdot 10^{-2}$	$\beta, \gamma$	2,31	0,603	$7,4 \cdot 10^4$	$4,0 \cdot 10^4$
Sb-125	2,77 a	$6,86 \cdot 10^{-4}$	$\beta, \gamma$	0,61	0,428	$7,4 \cdot 10^4$	$1,8 \cdot 10^5$
J-131	8,06 d	$8,60 \cdot 10^{-2}$	$\beta, \gamma$	0,61	0,365	$2,6 \cdot 10^4$	$1,8 \cdot 10^3$
Cs-134	2,05 a	$9,22 \cdot 10^{-4}$	$\beta, \gamma$	0,66	0,605	$3,0 \cdot 10^4$	$1,5 \cdot 10^4$
Cs-137	30 a	$6,30 \cdot 10^{-5}$	$\beta, \gamma$	0,51	0,662	$3,0 \cdot 10^4$	$2,7 \cdot 10^4$
Ba-140	12,8 d	$5,42 \cdot 10^{-2}$	$\beta, \gamma$	1,02	0,537	$1,1 \cdot 10^5$	$4,4 \cdot 10^4$
La-140	40,3 h	$4,13 \cdot 10^{-1}$	$\beta, \gamma$	1,36	1,596	$2,6 \cdot 10^4$	$4,2 \cdot 10^4$
Ce-141	32,4 d	$2,14 \cdot 10^{-2}$	$\beta, \gamma$	0,58	0,146	$2,6 \cdot 10^4$	$1,6 \cdot 10^5$
Ce-144	284 d	$2,43 \cdot 10^{-3}$	$\beta, \gamma$	0,31	0,134	$1,1 \cdot 10^5$	$2,1 \cdot 10^4$
$\alpha$ -Strahler			$\alpha$			$1,9 \cdot 10^2$	$2,1 \cdot 10^4$

auftreten können. Diese Untersuchungen erfolgen oft mit Verzögerungen von vielen Monaten, so daß kurzlebige Nuklide wie J-131 nicht mehr mit Sicherheit bestimmt werden können. Außerdem wird, wie Erfahrungen bei der Aktivitätsüberwachung im KKW Biblis zeigten (NWA, 1980), die zwingend notwendige Rückrechnung auf die höhere Aktivität zur Zeit der Probenahme oft unterlassen, so daß geschönte Bilanzen entstehen. Zum Wert der Gamma-Entscheidungsmessung sagt daher R. WOLTER (1976) mit Recht: „Eine direkte Bedeutung für den Schutz der Bevölkerung besitzt der Entscheidungswert von  $5 \cdot 10^{-4}$  Ci/m<sup>3</sup>, besonders in Anbetracht der Problematik der Messung, nicht.“

Fig. 15 zeigt die nach KTA-1504 vorgesehenen Orte der kontinuierlichen Gammamessung und der Probenahme. Obwohl das Sekundär- und das Nebenkühlwasser normalerweise frei von Radioaktivität aus dem Kernkraftwerk sein sollte, hält KTA-1504 doch eine Überschreitung der Aktivitätskonzentration z. B. im Maschinenhaus-Abwasser von  $3,7 \cdot 10^5$  Bq/m<sup>3</sup> für möglich, wobei eine nuklidspezifische gamma-spektrometrische Untersuchung und Bestimmung der Betastrahler Sr-89 und Sr-90 vorgesehen ist. Eine besondere Gefahr geht hier von den radioaktiven Einleitungen aus der Dampferzeuger-Abschlammungsanlage und von Dampferzeuger-Leckagen aus. Im Abwasser des nuklearen Zwischenkühlkreislaufes hält KTA-1504 sogar eine Überschreitung der Aktivitätskonzentration von  $3,7 \cdot 10^6$  Bq/m<sup>3</sup> für möglich.

Schließlich ist auf die kontinuierliche Gammamessung im Rücklaufkanal besonders hinzuweisen, die bei Überschreitung einer Aktivitätskonzentration von  $3,7 \cdot 10^5$  Bq/m<sup>3</sup> in der Kraftwerkswarte optische und akustische Warnsignale auslösen soll.

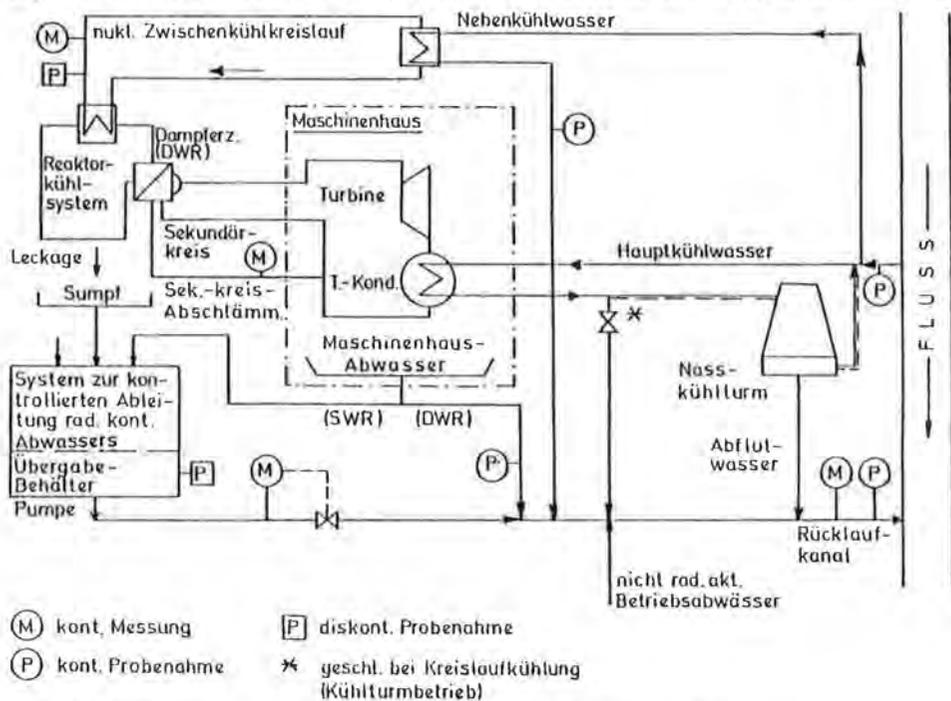


Fig. 15: Betriebsabwasser- und Kühlwasserüberwachung bei Leichtwasserreaktoren.

Zwar wird von den Kraftwerksbetreibern immer wieder versichert, es handle sich hierbei um eine höchst unwahrscheinliche, störfallbedingte Abgabe, aber allein die Tatsache der Festschreibung dieser viel zu hohen, gesundheitsschädlichen Aktivitätskonzentration sowohl in den LAWA-Richtlinien als auch in KTA-1504 (1979) und in den Erlaubnisbescheiden für die Kernkraftwerke ist ein nicht hinzunehmender Skandal. Könnte die genannte Aktivitätskonzentration nicht auftreten, wäre eine Verschärfung der Alarmgrenze angezeigt. Eine Sicherheitsfunktion hat die kontinuierliche Gammamessung im Rücklaufkanal ohnehin nicht, denn auch bei Überschreitung der Alarmgrenze fließt das hochgradig radioaktiv kontaminierte Abwasser aus dem Kernkraftwerk unwiederbringlich in den Fluß, da keine Rückhaltevorrichtung z. B. in Form einer Absperrung des Rücklaufkanals vorgesehen ist.

Neben der kontinuierlichen und diskontinuierlichen Abwasserüberwachung legen die wasserrechtlichen Erlaubnisbescheide noch maximale Jahresabgaben der Radioaktivität aus den Kernkraftwerken fest, aufgegliedert nach Tritium und sonstigen radioaktiven Stoffen. Die heutige Genehmigungspraxis läßt bei einem 1300-MWe-Kernkraftwerk mit Druckwasserreaktor etwa  $4,8 \cdot 10^{13}$  Bq/a für Tritium und  $5,55 \cdot 10^{10}$  Bq/a für sonstige radioaktive Stoffe zu. Hierbei werden die nach § 46 Abs. 4 der Strahlenschutzverordnung (1976) maximal zulässigen Aktivitätskonzentrationen in Wasser und Nahrung (Ingestion) weit überschritten, die sich durch Multiplikation mit dem Faktor 1,25 aus den AZJ-Werten von Tab. 8 ergeben. Das Recht hierzu leitet die Genehmigungsbehörde aus Gutachten ab, die berechnen, daß bei den genehmigten Jahresabgaben die Dosisgrenzwerte nach § 45 der Strahlenschutzverordnung nicht überschritten werden (vgl. Kap. 1), insbesondere nicht 10 mrem/a Ganzkörperdosis durch Trinkwasser. Auf eine Berechnung der Strahlenbelastung infolge überhöhter Kurzzeitabgaben der Radioaktivität wird i. a. verzichtet. Die in die Berechnung eingehenden radiologischen und hydrologischen Parameter und die verwendeten Transfer- und Dosisfaktoren sind so umstritten, daß das Gutachten günstigstenfalls die Meinung des Bearbeiters, oft aber die Zielvorstellung des Auftraggebers widerspiegelt.

Die Berechnung der Strahlenexposition fängt damit an, daß die radioaktive Vorbelastung durch Kernwaffen-Fallout, oberstromseitige Kernkraftwerke und sonstige Einleiter radioaktiver Substanzen wie Forschungslabors und Krankenhäuser zu berücksichtigen ist, was in den seltensten Fällen zuverlässig gelingt. Sodann müssen Annahmen über die Zusammensetzung des Nuklidgemisches getroffen werden, die auch die ungünstigsten Kombinationen abdecken. Hierzu bedient man sich meist der „Allgemeinen Berechnungsgrundlage für die Strahlenexposition bei radioaktiven Ableitungen mit der Abluft oder in Oberflächengewässer“, zuletzt herausgegeben im August 1979 vom Bundesminister des Innern. Hierin ist folgendes Modellgemisch vorgesehen (Prozentangaben bezogen auf die Gesamtaktivität ohne Tritium):

Co-58	19%	J-131	10%
Co-60	20%	Cs-134	20%
Sr-90	1%	Cs-137	30%

Durch Messungen des Niedersächsischen Wasseruntersuchungsamtes an den Abwässern der Kernkraftwerke Würgassen (1979) und Stade (1980) und des Kernforschungszentrums Karlsruhe an den Abwässern des Kernkraftwerkes Biblis B (1980) hat sich gezeigt, daß dieses Modellgemisch bezüglich seiner Radiotoxizität insbesondere auch bei häufig interessierenden Kurzzeitabgaben durchaus nicht auf der sicheren Seite liegt. So wurden Sr-90-Anteile von mindestens 6%, J-131-Anteile von bis zu 46% sowie Cs-137-Anteile zwischen 50 und 100% gefunden. Die Kontaminationsmöglich-

keiten der Gewässer sind so vielfältig, daß der Gutachter in jedem Fall statt des BMI-Modellgemisches ein wirklich auf der konservativen Seite liegendes Gemisch erarbeiten muß.

Nach Vermischung mit dem radioaktiv vorbelasteten Kühlwasser (ca. 50 m<sup>3</sup>/s) bzw. lediglich mit dem ebenfalls radioaktiven Nebenkühlwasser (ca. 2,8 m<sup>3</sup>/s) gelangt das radioaktive Abwasser aus dem Kernkraftwerk über den Rücklaufkanal in den Fluß, wo es sich zunächst überwiegend unvermischt an der Seite der Einleitung flußabwärts bewegt, ehe es sich nach mehreren Kilometern Fließstrecke mit dem Flußwasser völlig durchmischt. Da § 45 der Strahlenschutzverordnung vorsieht, daß die Strahlenexposition für die ungünstigsten Einwirkungsstellen zu berechnen ist, sind die Aktivitätskonzentrationen in der unvermischten Kühl- und Abwasserfahne des Kernkraftwerkes maßgebend. Ein überzeugender Ansatz für deren Wasserführung entsprechend den Betriebszuständen des Kraftwerkes (Durchlauf- oder Ablaufkühlung, offene oder geschlossene Kreislaufkühlung, Abschaltung) ist seitens der amtlichen Gutachter nicht gemacht worden, sondern man ging der Einfachheit halber von ganzjähriger Durchlauf- oder Ablaufkühlung aus, womit die geringsten Strahlenbelastungen errechnet wurden.

Oft aber wurden lediglich die durchschnittlichen Strahlenbelastungen durch das radioaktive Abwasser nach partieller oder völliger Durchmischung mit dem Flußwasser berechnet. Hierbei wurden die Radioaktivitätskonzentrationen bislang aufgrund einer Empfehlung der Strahlenschutzkommission in der „Allgemeinen Berechnungsgrundlage“ (BMI, 1979) mit dem mittleren Abfluß MQ des Fließgewässers berechnet. Demgegenüber hat der Autor empfohlen, den durchschnittlichen Abfluß ZQ nach DIN 4049 (1954) zu verwenden, der im Betrachtungszeitraum hälftig über- und unterschritten wird, da die Wassernutzung in erster Näherung ebenfalls gleichmäßig verteilt ist (A. KRAUSPE, 1980). Dabei ist für alle relevanten Belastungspfade von ZQ des Jahres auszugehen mit Ausnahme von Beregnung und Schwimmen, wobei mit ZQ des hydrologischen Sommerhalbjahres gerechnet werden sollte. Um den Erfordernissen der Strahlenschutzverordnung zu genügen, sind jeweils Trockenjahre heranzuziehen, ungünstige Verhältnisse also, unter denen die festgelegten jährlichen Strahldosen nicht überschritten werden dürfen. Da ZQ stets beträchtlich unter MQ liegt, resultieren hieraus höhere durchschnittliche Aktivitätskonzentrationen. Für den KKW-Standort Grohnde/Weser errechnete der Autor eine Verdoppelung von Aktivitätskonzentrationen und Strahlenexposition bei Verwendung von ZQ eines Trockenjahres anstelle des üblicherweise benutzten Abflusses MQ (A. KRAUSPE, 1980).

Radioaktiv kontaminiertes Flußwasser wird in entsprechenden Fabriken direkt zu Trinkwasser aufgearbeitet oder es gelangt durch Uferfiltration oder Grundwasseranreicherung nach Bodenpassage in das Grundwasser und in Trinkwasserbrunnen (vgl. Fig. 2). Die häufigste dieser Möglichkeiten stellt die Uferfiltration dar, wobei durch einen hydraulischen Gradienten bei höherem Flußwasserspiegel- als Grundwasserspiegelstand Flußwasser spitzwinklig in Fließrichtung vom Fluß weg in das Grundwasser infiltriert. Gewöhnlich sind die Zeiten der Uferfiltration begrenzt. Sie wechseln mit meist längeren Zeiten der Ernährung des Flusses durch Grundwasser, welches ihm spitzwinklig in Fließrichtung zuströmt. Diese intermittierende Uferfiltration kann jedoch in besonderen Fällen zur permanenten Uferfiltration werden, wenn z. B. durch einen flußnahen Entnahmebrunnen ständig durch künstliche Absenkung des Grundwasserspiegels für einen hydraulischen Gradienten vom Flußwasser- zum Brunnenwasserspiegel gesorgt wird. Ein anderer Fall von permanenter Uferfiltration ist in Fig. 16 und 17 oben nach B. BARTSCH (1976) im Bereich des geplanten Kernkraftwerkes

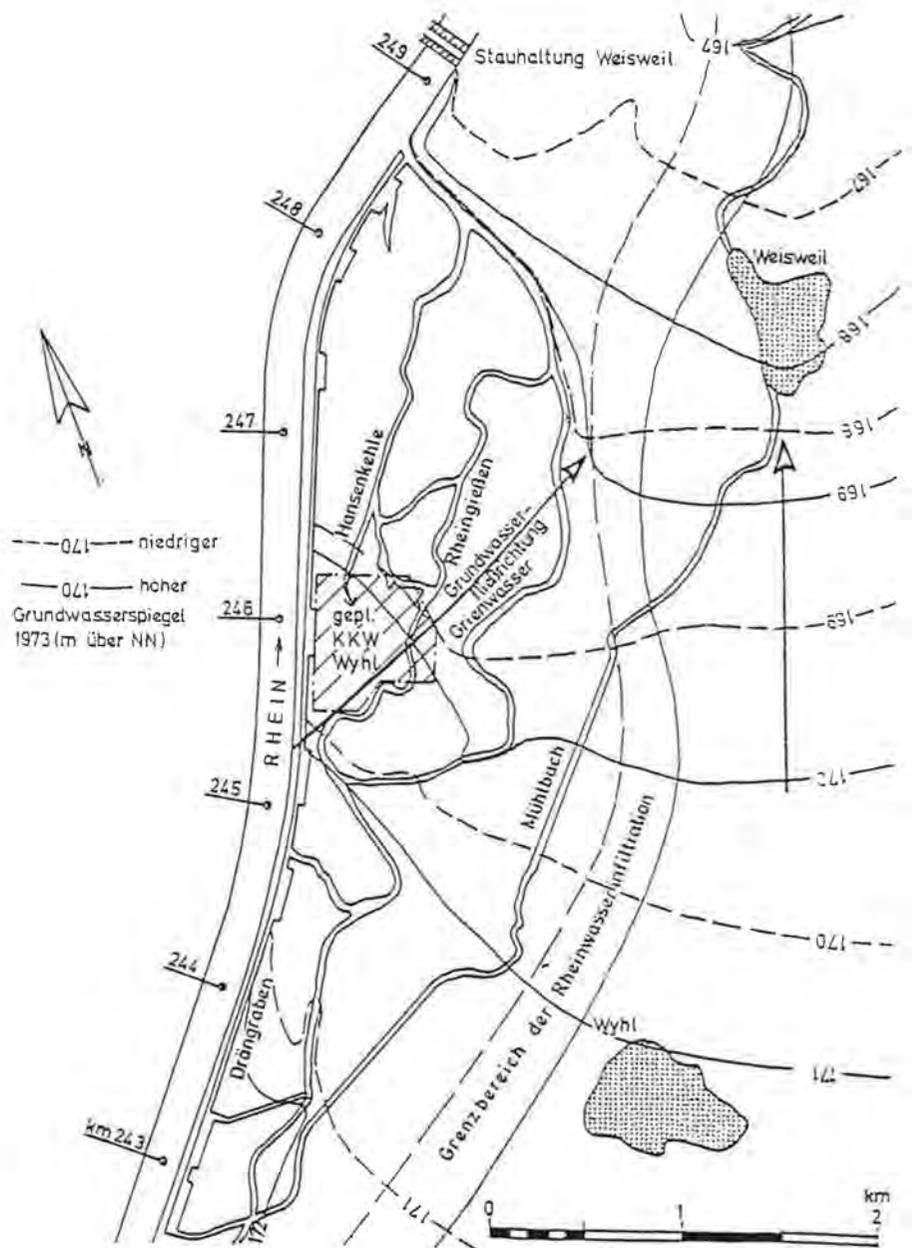


Fig. 16: Gewässernetz und Grundwassergleichen im Bereich des geplanten KKW Wyhl.

Wyhl dargestellt. Bedingt durch den Aufstau bei Weisweil infiltriert hier der zwischen Dämmen geführte Rhein in nordöstlicher Richtung in das Grundwasser, und zwar sowohl bei hohem als auch bei niedrigem Grundwasserspiegel. Die geplanten radioaktiven Abgaben würden also ständig vom Rhein zurück ins Grundwasser und von dort

zu Entnahmebrunnen oder zu Altrheinarmen und Mühlbach, den eigentlichen Vorflutern, gelangen. Da sowohl im Rhein als auch in den Rheinaltarmen Fischfang betrieben wird, sind hier bei Realisierung des Projektes Wyhl überhöhte Strahlenbelastungen durch Fischverzehr zu erwarten, die im Tutorium Umweltschutz Univ. Heidelberg (1978) mit Ganzkörperdosen zwischen 72 und 117 mrem/a und Nierendosen zwischen 942 und 1543 mrem/a bei nur einem der beiden geplanten Kraftwerksblöcke quantifiziert wurden und damit die Grenzwerte der Strahlenschutzverordnung von 30 bzw. 90 mrem/a erheblich überschreiten.

Der Weg der Radionuklide aus dem Kernkraftwerk in das Trinkwasser und in den menschlichen Körper soll schließlich exemplarisch am Beispiel eines chemisch-pharmazeutischen Betriebes verfolgt werden, dessen Produktionsbrunnen unterstromseitig des KKW Grohnde in nur 159–220 m Abstand vom Weserufer liegen, so daß intermittierende Uferfiltration auftritt. An die Qualität des Produktionswassers werden durch das Deutsche und Europäische Arzneibuch hohe Anforderungen gestellt, welche die Herstellung aus Trinkwasser durch Aufbereitung beinhalten. Die damit gefertigten Produkte werden in der ganzen Welt verkauft.

An radioaktiven Vorbelastungen aus Kernwaffenversuchen wurden durch Messungen des Niedersächsischen Wasseruntersuchungsamtes (NWA, 1979) in der Weser festgestellt:

H-3	$8,70 \cdot 10^3 \text{ Bq/m}^3$
Sr-90	$7,4 \text{ Bq/m}^3$

und im Grundwasser der Produktionsbrunnen im Mittel:

H-3	$6,11 \cdot 10^3 \text{ Bq/m}^3$
-----	----------------------------------

Die für das oberstromseitig gelegene KKW Würgassen genehmigten Aktivitätsabgaben führen bei MQ der Weser am Pegel Bodenwerder ( $147 \text{ m}^3/\text{s}$ ) zu Spitzenabgaben von  $1,43 \cdot 10^4 \text{ Bq/m}^3$  für Tritium und  $1,40 \cdot 10^3 \text{ Bq/m}^3$  für das nicht analysierte Nuklidgemisch ohne Tritium. Dieses habe in Übereinstimmung mit St. HAHNE (1978) aufgrund verschiedener Publikationen und gemessener Nuklidspektren im Gegensatz zur „Allgemeinen Berechnungsgrundlage“ (BMI, 1979) einen 5%igen Sr-90-Anteil, folgende Zusammensetzung und Aktivitätskonzentrationen:

15% Co-58	$2,10 \cdot 10^3 \text{ Bq/m}^3$
20% Co-60	$2,80 \cdot 10^2 \text{ Bq/m}^3$
5% Sr-90	$6,99 \cdot 10^1 \text{ Bq/m}^3$
10% J-131	$1,40 \cdot 10^2 \text{ Bq/m}^3$
20% Cs-134	$2,80 \cdot 10^2 \text{ Bq/m}^3$
30% Cs-137	$4,20 \cdot 10^2 \text{ Bq/m}^3$

Ohne Berücksichtigung eventueller späterer Radioaktivitätseinleitungen aus dem geplanten KKW Borken in die Schwalm und damit in die Weser beträgt dann die gesamte Vorbelastung des Weserwassers aus Kernwaffenversuchen und aus dem KKW Würgassen:

H-3	$2,30 \cdot 10^4 \text{ Bq/m}^3$
Co-58	$2,10 \cdot 10^2 \text{ Bq/m}^3$
Co-60	$2,80 \cdot 10^2 \text{ Bq/m}^3$
Sr-90	$7,73 \cdot 10^1 \text{ Bq/m}^3$
J-131	$1,40 \cdot 10^2 \text{ Bq/m}^3$
Cs-134	$2,80 \cdot 10^2 \text{ Bq/m}^3$
Cs-137	$4,20 \cdot 10^2 \text{ Bq/m}^3$

Laut Wasserrechtlicher Erlaubnis für das KKW Grohnde (BR Hannover, 1981), Abs. 2.5.2, muß mit einer Radioaktivitätsabgabe von bis zu  $3,7 \cdot 10^5$  Bq/m<sup>3</sup> Cs-137-Äquivalent aus dem Rücklaufkanal des KKW Grohnde in die Weser gerechnet werden (unterhalb der Alarmgrenze), die sich wie folgt auf die einzelnen Nuklide verteile:

15% Co-58	$5,55 \cdot 10^4$ Bq/m <sup>3</sup>
20% Co-60	$7,40 \cdot 10^4$ Bq/m <sup>3</sup>
5% Sr-90	$1,85 \cdot 10^4$ Bq/m <sup>3</sup>
10% J-131	$3,70 \cdot 10^4$ Bq/m <sup>3</sup>
20% Cs-134	$7,40 \cdot 10^4$ Bq/m <sup>3</sup>
30% Cs-137	$1,11 \cdot 10^5$ Bq/m <sup>3</sup>

Hinzu kommen maximale Tritiumabgaben aus dem KKW Grohnde, die sich wie folgt abschätzen lassen: Nach Untersuchungen des Niedersächsischen Wasserunternehmensamtes am Abwasser des KKW Stade (NWA, 1980) wurde am 30. 11. 1979 eine H-3-Aktivitätskonzentration von  $3,18 \cdot 10^5$  Bq/m<sup>3</sup> festgestellt, von der nach Abzug der Vorbelastung der Elbe von  $8,14 \cdot 10^5$  Bq/m<sup>3</sup> noch  $3,1 \cdot 10^5$  Bq/m<sup>3</sup> aus dem KKW Stade stammten. Am Standort Grohnde ist unter Berücksichtigung der 1,95mal größeren Leistung entsprechend mit einer H-3-Abgabe von  $6,05 \cdot 10^5$  Bq/m<sup>3</sup> aus dem KKW zu rechnen.

Unter Berücksichtigung der Vorbelastung an H-3 und Sr-90 kann das Abwasser aus dem KKW Grohnde damit noch unterhalb der Alarmgrenze folgende Aktivitätskonzentrationen aufweisen:

H-3	$6,27 \cdot 10^5$ Bq/m <sup>3</sup>
Co-58	$5,55 \cdot 10^4$ Bq/m <sup>3</sup>
Co-60	$7,40 \cdot 10^4$ Bq/m <sup>3</sup>
Sr-90	$1,86 \cdot 10^4$ Bq/m <sup>3</sup>
J-131	$3,70 \cdot 10^4$ Bq/m <sup>3</sup>
Cs-134	$7,40 \cdot 10^4$ Bq/m <sup>3</sup>
Cs-137	$1,11 \cdot 10^5$ Bq/m <sup>3</sup>

Die 1 km lange Infiltrationsstrecke für die Produktionsbrunnen beginnt bereits 450 m unterhalb der geplanten Einleitungsstelle der KKW-Abwässer am gleichen Weserufer. Nach H. MUNDSCHEK (in Modellstudie Radioökologie Biblis, 3. Kolloquium Wasserpfad 2, Kolloquium von 20. 7. 1977) ist bei derartig geringen Entfernungen nur mit einer geringen Vermischung des Abwassers mit dem Flußwasser zu rechnen. Messungen beim KKW Biblis ergaben bei Frischwasserkühlung 1 km unterhalb der Einleitungsstelle eine Vermischung mit etwa 20%, bei Kreislaufkühlung mit etwa 10% des Flußwassers. Erst nach 6 km betrug die Vermischung ca. 50% bei Frischwasserkühlung und 33% bei Kreislaufkühlung. Bezüglich der Infiltrationsstrecke für die Produktionsbrunnen kann daher davon ausgegangen werden, daß sich das KKW-Abwasser noch überwiegend am Einleitungsufer befindet und sich erst mit ca. 20% des Flußwassers vermischt hat.

Bei MQ von  $147$  m<sup>3</sup>/s und einer Aktivitätskonzentration von  $3,7 \cdot 10^5$  Bq/m<sup>3</sup> Cs-137-Äquivalent im Rücklaufkanal des KKW Grohnde errechnen sich die Aktivitätskonzentrationen  $x_i$  des in den Aquifer eintretenden Uferfiltrats nach der Mischungsregel wie folgt:

$$x_{\text{Co-58}} = \left( \frac{19,4 \cdot 2,10 \cdot 10^2}{100} + \frac{49,5 \cdot 5,55 \cdot 10^4}{100} \right) : \frac{68,9}{100}$$

$$x_{\text{Co-58}} = (4,074 \cdot 10^1 + 2,747 \cdot 10^4) : 0,689$$

$$x_{\text{Co-58}} = 3,99 \cdot 10^4 \text{ Bq/m}^3$$

$$x_{\text{Co-60}} = \left( \frac{19,4 \cdot 2,80 \cdot 10^2}{100} + \frac{49,5 \cdot 7,40 \cdot 10^4}{100} \right) : \frac{68,9}{100}$$

$$x_{\text{Co-60}} = (5,432 \cdot 10^1 + 3,663 \cdot 10^4) : 0,689$$

$$x_{\text{Co-60}} = 5,32 \cdot 10^4 \text{ Bq/m}^3$$

$$x_{\text{Sr-90}} = \left( \frac{19,4 \cdot 7,73 \cdot 10^1}{100} + \frac{49,5 \cdot 1,86 \cdot 10^4}{100} \right) : \frac{68,9}{100}$$

$$x_{\text{Sr-90}} = (1,508 \cdot 10^1 + 9,207 \cdot 10^3) : 0,689$$

$$x_{\text{Sr-90}} = 1,34 \cdot 10^3 \text{ Bq/m}^3$$

$$x_{\text{J-131}} = \left( \frac{19,4 \cdot 1,40 \cdot 10^2}{100} + \frac{49,5 \cdot 3,70 \cdot 10^4}{100} \right) : \frac{68,9}{100}$$

$$x_{\text{J-131}} = (2,716 \cdot 10^1 + 1,832 \cdot 10^4) : 0,689$$

$$x_{\text{J-131}} = 2,66 \cdot 10^4 \text{ Bq/m}^3$$

$$x_{\text{Cs-134}} = \left( \frac{19,4 \cdot 2,80 \cdot 10^2}{100} + \frac{49,5 \cdot 7,40 \cdot 10^4}{100} \right) : \frac{68,9}{100}$$

$$x_{\text{Cs-134}} = (5,432 \cdot 10^1 + 3,663 \cdot 10^4) : 0,689$$

$$x_{\text{Cs-134}} = 5,32 \cdot 10^4 \text{ Bq/m}^3$$

$$x_{\text{Cs-137}} = \left( \frac{19,4 \cdot 4,20 \cdot 10^2}{100} + \frac{49,5 \cdot 1,11 \cdot 10^5}{100} \right) : \frac{68,9}{100}$$

$$x_{\text{Cs-137}} = (8,148 \cdot 10^1 + 5,495 \cdot 10^4) : 0,689$$

$$x_{\text{Cs-137}} = 7,99 \cdot 10^4 \text{ Bq/m}^3$$

$$x_{\text{H-3}} = \left( \frac{19,4 \cdot 2,30 \cdot 10^4}{100} + \frac{49,5 \cdot 6,27 \cdot 10^5}{100} \right) : \frac{68,9}{100}$$

$$x_{\text{H-3}} = (4,462 \cdot 10^3 + 3,104 \cdot 10^5) : 0,689$$

$$x_{\text{H-3}} = 4,57 \cdot 10^5 \text{ Bq/m}^3$$

Selbst nach völliger Durchmischung läge die Tritium-Aktivitätskonzentration im Weserwasser noch bei

$$x_{\text{H-3}} = \left( \frac{97 \cdot 2,30 \cdot 10^4}{100} + \frac{49,5 \cdot 6,27 \cdot 10^5}{100} \right) : \frac{146,5}{100}$$

$$x_{\text{H-3}} = (2,231 \cdot 10^4 + 3,104 \cdot 10^5) : 1,465$$

$$x_{\text{H-3}} = 2,27 \cdot 10^5 \text{ Bq/m}^3$$

und übersteigt damit den Grenzwert der WHO-Trinkwassernormen (WHO, 1971) von  $3,7 \cdot 10^4 \text{ Bq/m}^3$  mehr als 6fach, was besonders bedenklich ist, da Weserwasser als Trinkwasser verwendet wird, z. B. in Bremen. Zu erinnern ist hierbei daran, daß Tritium eine lange Halbwertszeit von 12,36 Jahren besitzt und durch keine Aufbereitungsanlage zurückgehalten werden kann. Bei einer Fließzeit zwischen Grohnde und Bremen von ca. 6 Tagen und einer H-3-Zerfallskonstanten von  $1,54 \cdot 10^{-4} \text{ d}^{-1}$  sind von den in Grohnde abgegebenen H-3-Aktivitätskonzentrationen in Bremen erst 0,092% abgebaut, so daß die überhöhten Tritiumgehalte praktisch unzerfallen und nur durch unterstromseitige Weserzuflüsse verdünnt ins öffentliche Netz gelangen, was insbesondere bei Niedrigwasserführung eine ernste Gesundheitsgefahr mit sich bringt.

Außer der reinen Betastrahlenwirkung besteht nach Prof. K. HÖLL (1977) noch eine wesentlich größere, in der Strahlenschutzverordnung unberücksichtigte Gefahr durch Tritium: „Wenn Tritium mit dem Trinkwasser vom Körper aufgenommen wird, hat man es nicht nur mit der Strahlenbelastung zu tun. Nach neueren Erkenntnissen kann das Tritium, der überschwere Wasserstoff, im Zellkern in eine sog. Wasserstoffbrücke in der ... DNS (Desoxyribonukleinsäure) ... im Austausch eingebaut werden. Bei dem nachfolgenden radioaktiven Zerfall wird das Tritium zu Helium-3, das chemisch ganz verschieden davon ist und das die Wasserstoffbrücke nicht zusammenhalten kann. Die Brücke zerbricht, und damit wird ein entscheidend wichtiger Steuerungsfaktor in den Zellkernen zerstört; wichtige Steuerungsvorgänge im menschlichen Körper werden dadurch gestört, und auf längere Zeit werden sich Erbschäden einstellen. Diese Gefahr ist 50.000mal stärker als die Betastrahlenwirkung als solche.“ Der gleichen Arbeit von K. HÖLL entstammt ein Zitat von Prof. MOSINGER (Frankreich) zur Tritium-Gefahr: „Das Tritium ist fähig, die gesamte genetische Materie und die Zellfunktionen zu verändern. Jedes strahlende Elementarteilchen ist ein Glied in der Kette, deren Abschluß der Krebs bildet.“

Verfolgt man nun das in den Aquifer eingetretene radioaktive Uferfiltrat weiter auf seinem Wege zu den Produktionsbrunnen, so sind die Fragen nach der Fließzeit und den Uferfiltratanteilen im Brunnenwasser zu beantworten. Die Fließzeit errechnet sich nach der Formel

$$t = \frac{l \cdot n_{\text{eff}}}{k_f \cdot i}$$

mit

$l$  = Fließstrecke Flußufer-Brunnen (m),

$n_{\text{eff}}$  = nutzbares Porenvolumen,

$k_f$  = Durchlässigkeitsbeiwert (m/s) und

$i$  = hydraulisches Gefälle des Grundwasserspiegels zwischen Flußwasserspiegel und abgesenktem Grundwasserspiegel am Brunnenmantel.

Im vorliegenden Fall bestimmte H.-J. PICKEL (1977) die Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers zwischen Weser und Brunnen zu 7,5–9 m/Tag, so daß sich Fließzeiten von 18–29 Tagen zwischen Weser und den einzelnen Brunnen ergeben, im Mittel 23,25 Tage.

Die Uferfiltratanteile wurden vom Autor (A. KRAUSPE, 1981) anhand der charakteristischen Chloridgehalte des Zeitraumes April 1978–Dezember 1980 im Weserwasser (sehr hohe Chloridgehalte infolge Einleitungen der Kaliindustrie in die Werra) und im Brunnenförderwasser bestimmt nach der Mischungsformel

$$V_2 = \frac{c_m - c_o}{c_g - c_o} \cdot 100$$

mit

$V_2$  = Grundwasseranteil am Förderwasser (%),

$c_m$  = Chloridgehalt des Förderwassers (mg/l),

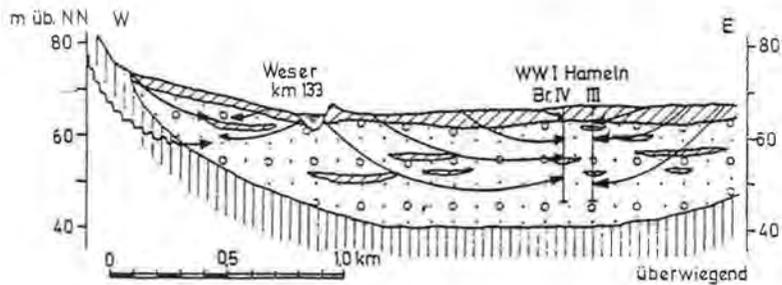
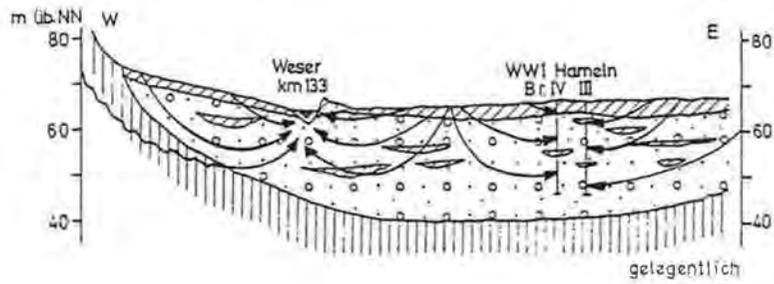
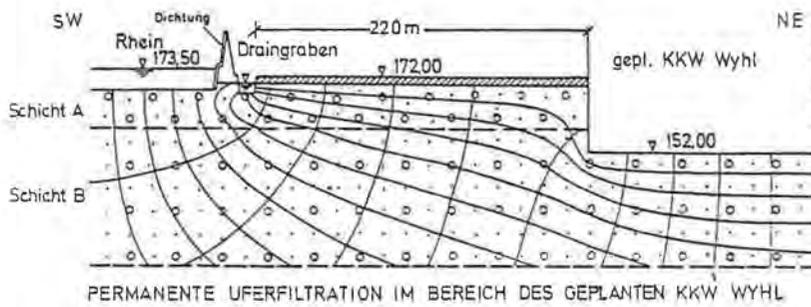
$c_o$  = Chloridgehalt des Weserwassers (mg/l),

$c_g$  = Chloridgehalt des Grundwassers (mg/l)

zu durchschnittlich 4,0% und maximal 14,7%. Noch höhere durchschnittliche Uferfiltratanteile ermittelte der Autor (A. KRAUSPE, 1981) mit 8,2% für das unterstromseitig gelegene Wasserwerk I der Stadtwerke Hameln, dessen hydrogeologische Position nach einem Profil von M. KLEEFELDT (1981) in Fig. 17 wiedergegeben ist.

Während der Fließzeit des Uferfiltrats im Aquifer zu den Produktionsbrunnen zerfallen die Isotope gemäß dem radioaktiven Zerfallsgesetz

$$y = x_1 \cdot e^{-\lambda t}$$



INTERMITTIERENDE UFERFILTRATION UNTERSTROMSEITIG DES KKW GROHNDE

Fig. 17: Uferfiltration im Einflußbereich von Kernkraftwerken.

Damit haben die in den Brunnen eintreffenden Uferfiltratanteile die in Tab. 9 aufgelisteten mittleren Aktivitätskonzentrationen  $y$ .

Tab. 9: Mögliche Aktivitätskonzentrationen im Uferfiltrat der Weser unterhalb des KKW Grohnde.

Nuklid	$(d^{-1})$	$e^{-\lambda t}$	$y_{\text{Uferfiltrat}} (\text{Bq}/\text{m}^3)$
H-3	$1,54 \cdot 10^{-4}$	0,9964	$4,55 \cdot 10^5$
Co-58	$9,79 \cdot 10^{-3}$	0,7964	$3,18 \cdot 10^4$
Co-60	$3,61 \cdot 10^{-4}$	0,9916	$4,24 \cdot 10^4$
Sr-90	$6,66 \cdot 10^{-5}$	0,9985	$1,34 \cdot 10^4$
J-131	$8,60 \cdot 10^{-2}$	0,1354	$3,60 \cdot 10^3$
Cs-134	$9,22 \cdot 10^{-5}$	0,9788	$5,21 \cdot 10^4$
Cs-137	$6,30 \cdot 10^{-5}$	0,9985	$7,98 \cdot 10^4$

Man erkennt, daß lediglich das kurzlebige J-131 einen signifikanten Aktivitätsabfall erfährt.

Mit dem o. a. mittleren Uferfiltratanteil von 4% und einer H-3-Vorbelastung von  $6,11 \cdot 10^3 \text{ Bq/m}^3$  ergeben sich die mittleren Aktivitätskonzentrationen der Brunnenwässer (Tab. 10).

Tab. 10: Mögliche Aktivitätskonzentrationen in Brunnenwässern unterhalb des KKW Grobnde, berechnet aus dem Mischungsanteil des Uferfiltrats.

Nuklid	$y_{\text{Uferfiltrat}}$ (Bq/m <sup>3</sup> )	Mischungsanteil	$y$ (Bq/m <sup>3</sup> )
Co-58	$3,18 \cdot 10^4$	0,04	$1,27 \cdot 10^3$
Co-60	$4,24 \cdot 10^4$	0,04	$1,70 \cdot 10^3$
Sr-90	$1,34 \cdot 10^4$	0,04	$5,36 \cdot 10^2$
J-131	$3,60 \cdot 10^3$	0,04	$1,44 \cdot 10^2$
Cs-134	$5,21 \cdot 10^4$	0,04	$2,08 \cdot 10^3$
Cs-137	$7,98 \cdot 10^4$	0,04	$3,19 \cdot 10^3$
H-3	$4,55 \cdot 10^5$ $+6,11 \cdot 10^3$	0,04 0,96	$1,82 \cdot 10^4$ $5,87 \cdot 10^3$
			$2,41 \cdot 10^4$

Für die Berechnung der Organdosen durch Konsum von Präparaten, die mit dem solchermaßen radioaktiv kontaminierten Brunnenwasser hergestellt werden, gilt die Beziehung

$$D_{\text{Organ}} = y \cdot Q \cdot Jd \cdot Df_{\text{Organ}}$$

mit

$D_{\text{Organ}}$  = Strahlendosis des Organs (mrem/a)

$y$  = Aktivitätskonzentration im Brunnenwasser (pCi/m<sup>3</sup>)

$Q$  = zur Präparatherstellung benötigte Wassermenge (m<sup>3</sup>/kg)

$Jd$  = Jahresdosierung des Präparats (kg/a)

$Df_{\text{Organ}}$  = Dosisfaktor des Organs (mrem/pCi).

Nach Umrechnung der Aktivitätskonzentrationen in pCi/m<sup>3</sup> ergeben sich z. B. bei jährlichem Konsum von 365 g Eisenpyrophosphat löslich die in Tab. 11 aufgelisteten Knochendosen ( $D_{\text{Kn}}$ ).

Tab. 11: Knochendosen bei jährlichem Konsum von 365 g mit radioaktiv kontaminiertem Brunnenwasser (s. Tab. 10) hergestelltem Eisenpyrophosphat.

Nuklid	$y$ (pCi/m <sup>3</sup> )	$Q$ (m <sup>3</sup> /kg)	$Jd$ (kg/a)	$Df_{\text{Kn}}$ (mrem/pCi)	$D_{\text{Kn}}$ (mrem/a)
H-3	$6,51 \cdot 10^5$	0,11	0,365	0	0
Co-58	$3,44 \cdot 10^4$	0,11	0,365	$8,9 \cdot 10^{-6}$	0,01
Co-60	$4,59 \cdot 10^4$	0,11	0,365	$3,9 \cdot 10^{-5}$	0,07
Sr-90	$1,45 \cdot 10^4$	0,11	0,365	$1,75 \cdot 10^{-1}$	101,88
J-131	$3,89 \cdot 10^3$	0,11	0,365	0	0
Cs-134	$5,63 \cdot 10^4$	0,11	0,365	$1,56 \cdot 10^{-4}$	0,35
Cs-137	$8,63 \cdot 10^4$	0,11	0,365	$2,42 \cdot 10^{-4}$	0,84
Summe					103,15

Die nach § 45 der Strahlenschutzverordnung maximal zulässige Knochendosis über Trinkwasser von 180/3 mrem/a wird damit um den Faktor 1,7 überschritten, und zwar fast ausschließlich über Sr-90 samt Folgeprodukt Y-90.

In gleicher Weise errechnen sich bei jährlichem Konsum von 394 g Magentabletten bei dem hohen spezifischen Wasserbedarf von 0,2 m<sup>3</sup>/kg die in Tab. 12 aufgelisteten Knochendosen.

Tab. 12: Knochendosen bei jährlichem Konsum von 394 g mit radioaktiv kontaminiertem Brunnenwasser (s. Tab. 10) hergestellten Magentabletten.

Nuklid	$\frac{y}{(\text{pCi}/\text{m}^3)}$	$\frac{Q}{(\text{m}^3/\text{kg})}$	$\frac{Jd}{(\text{kg}/\text{a})}$	$\frac{D_{K_n}^f}{(\text{mrem}/\text{pCi})}$	$\frac{D_{K_n}}{(\text{mrem}/\text{a})}$
H-3	$6,51 \cdot 10^5$	0,20	0,394	0	0
Co-58	$3,44 \cdot 10^4$	0,20	0,394	$8,9 \cdot 10^{-6}$	0,02
Co-60	$4,59 \cdot 10^4$	0,20	0,394	$3,9 \cdot 10^{-5}$	0,14
Sr-90	$1,45 \cdot 10^4$	0,20	0,394	$1,75 \cdot 10^{-1}$	199,96
J-131	$3,89 \cdot 10^3$	0,20	0,394	0	0
Cs-134	$5,63 \cdot 10^4$	0,20	0,394	$1,56 \cdot 10^{-4}$	0,69
Cs-137	$8,63 \cdot 10^4$	0,20	0,394	$2,42 \cdot 10^{-4}$	1,65
Summe					202,46

Es ergibt sich wiederum eine Überschreitung der maximal zulässigen Knochendosis über Trinkwasser, hierbei 3,4fach. Selbst wenn auf anderem Wege keine Strahlung appliziert würde, wäre die maximal zulässige Knochendosis von 180 mrem/a für alle Expositionswege überschritten.

Dieses Beispiel zeigt deutlich die unheilvolle Bedeutung überhöhter Kurzzeitabgaben, welche ausreichen, die maximal zulässigen jährlichen Strahlenbelastungen zu übersteigen, wenn mit nur kurzfristig hochkontaminiertem Wasser Produkte hergestellt werden, die einen Jahresbedarf decken. Nicht nachdrücklich genug kann deshalb die Forderung des Deutschen Vereins des Gas- und Wasserfaches in „Trinkwasserversorgung und Radioaktivität“ (1982) unterstrichen werden, daß zur Vermeidung einer radioaktiven Kontamination des Trinkwassers eine ausreichende Dekontaminierung, z. B. durch verbesserte Aufbereitungsanlagen, schon beim Verursacher, also im Kernkraftwerk, durchgeführt werden muß.

### 4.3. Wassergefährdung durch Wiederaufarbeitung von Kernbrennstoffen

Die verbrauchten hochradioaktiven Brennstoffe werden zunächst in wassergefüllten Spezialbecken im Kernkraftwerk gelagert. Zugemischte Borsäure dient als Neutronenabsorber. Nachdem der verbrauchte Brennstoff etwa 100 Tage bis ein Jahr „abgekühlt“ ist, unter Abklingen der intensivsten Anfangsradioaktivität, kann er in ein Zwischenlager oder in Einrichtungen zur Langzeitlagerung überführt (vgl. Kap. 4.4.) oder wiederaufgearbeitet werden, um unzerfallenes Thorium, Uran und Plutonium abzutrennen und als Brennstoff zurückzugewinnen.

Vor der Wiederaufarbeitung werden die Brennelemente zerschnitten und ihre Hülle mechanisch oder chemisch entfernt (Fig. 18). Bei Uranoxid-Tabletten als Brennstoff besteht die Hülle aus Zirkonlegierungen, die in wäßriger Flußsäure oder Aluminiumfluorid gelöst werden, oder aus rostfreiem Stahl, der in siedender Schwefel-

säure oder konzentrierter Salpetersäure gelöst wird. Als Behälter finden niobhaltige rostfreie Spezialstähle Verwendung, die von der Säure nicht angegriffen werden. Mechanisch wird die Hülle durch Walzen, Schneiden und Schleifen entfernt. Hierbei entstehen hochaktives Hülsenmaterial und leichtaktive verseuchte Werkzeuge als Atom Müll (Fig. 18).

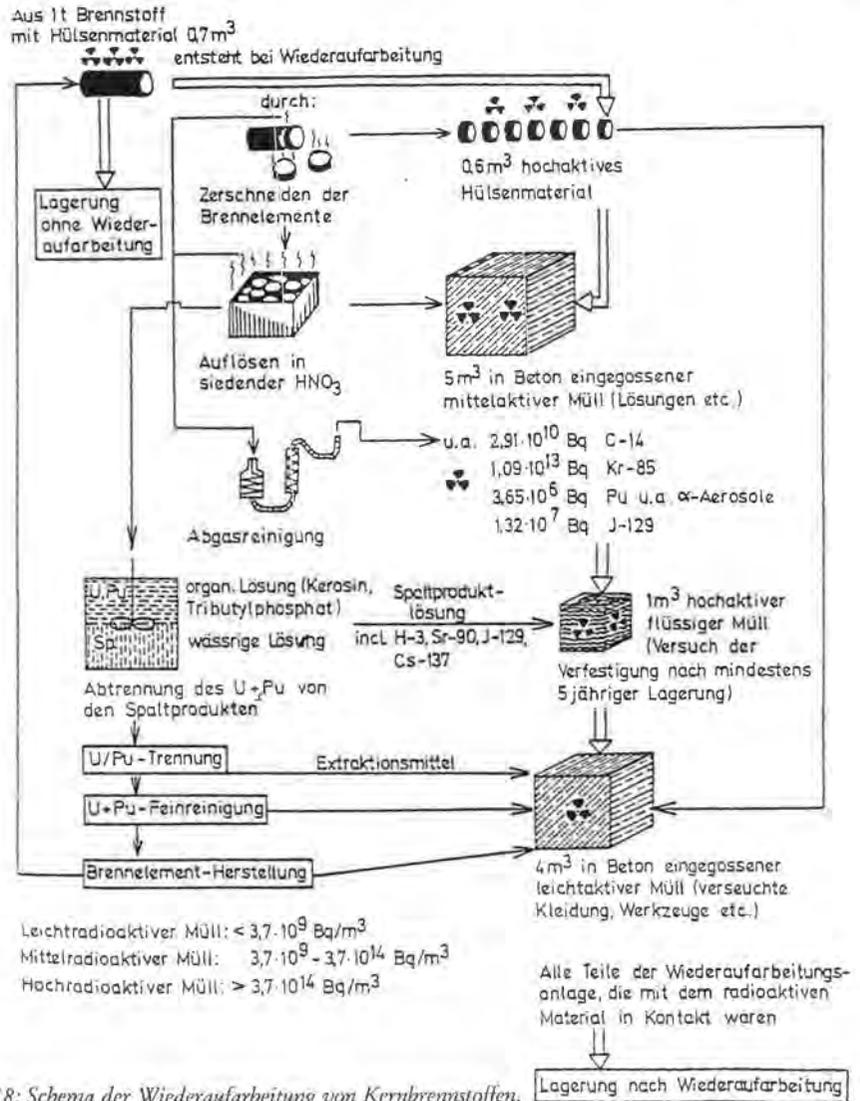


Fig. 18: Schema der Wiederaufarbeitung von Kernbrennstoffen.

Für die Trennung der Kernbrennstoffe und Spaltprodukte werden unterschiedliche Löslichkeit, Flüchtigkeit und thermodynamische Stabilität bestimmter Verbindungen genutzt. Man unterscheidet zwei Gruppen von Aufbereitungsverfahren: Solventextraktionsverfahren (wässrige Verfahren) und pyrometallurgische und pyrochemische Verfahren (nichtwässrige Verfahren). Bei den letzteren macht man sich entweder die

Leichtflüchtigkeit der Halogenide, meist Uranhexafluorid, oder die Verschlackung in einer Metallschmelze zur Abtrennung der Spaltprodukte zunutze. Wegen technolo- gischer Schwierigkeiten haben sie sich bisher großtechnisch nicht durchsetzen kön- nen.

Bei dem technisch fortgeschritteneren Solventextraktionsverfahren wird in wäßri- ger Lösung gearbeitet. Wegen der geringen Strahlenresistenz der eingesetzten orga- nischen Lösungsmittel ist eine vorherige Abkühlzeit von mindestens 100 Tagen erforderlich. Nach Auflösen in siedender Salpetersäure werden Uran und Plutonium aus wäßrigen Nitratlösungen mit Hilfe von organischen Lösungsmitteln, nämlich Tributylphosphat oder Kerosin, extrahiert (Fig. 18), wobei die selektiven Austauschre- aktionen oft im Gegenstrom durchgeführt werden. Die meist angewendeten Varian- ten der Solventextraktion sind der Purex-Prozeß, bei dem Uran und Plutonium durch Überführung des in vierwertiger Form vorliegenden Plutoniums in die drei- oder sechswertige Form getrennt werden, und der Thorex-Prozeß, bei dem Thorium und Uran von den Spaltprodukten und voneinander getrennt werden. Das wiedergewon- nene Uran wird für eine anschließende Wiederanreicherung in Uranhexafluorid umgewandelt, das extrahierte Plutonium wird in Plutoniumdioxid überführt zwecks Gebrauch als Brennelement aus Oxidgemisch von  $UO_2$  und  $PuO_2$ . Die Brennelemente aus Oxidgemisch werden dann mit Elementen aus angereichertem Uran zur Beladung von Reaktorkernen zusammengestellt.

Aus vorgereinigten Nitratlösungen können auch nach dem Sol-Gel-Prozeß kera- mische Brennstoffe zum erneuten Einsatz in Reaktoren gewonnen werden. Hierbei wird die Nitratlösung in einem rotierenden Brennofen getrocknet und zum Oxid denitriert in einer Dampf- atmosphäre zwecks Bindung der entstehenden nitrosen Gase in Wasser als  $HNO_3$ . Nach Dispersion des Oxids in Wasser zu einem Hydrosol wird dieses bei  $80-85^\circ C$  zum Gel eingedampft, welches anschließend bei etwa  $1150^\circ C$  zum Oxid gebrannt (calciniert) und durch Vibrationsverdichtung in die für den Einsatz erforderliche Form gebracht wird.

Die bei Zerschneiden und Auflösen der Brennelemente entstehenden radioaktiven Gase werden nach partieller Abgasreinigung zwecks Konzentrationsverdünnung über einen 200 m hohen Kamin abgegeben. Es handelt sich neben kurzlebigen radioak- tiven Edelgasen u. a. um Kohlenstoff-14, Krypton-85, Plutonium und andere Alpha-Aerosole. Da es für den Beta- und Gammastrahler Kr-85 bisher keine groß- technischen Rückhaltungsmöglichkeiten gibt, ist sehr zweifelhaft, ob die maximal zuläs- sige Strahlendosis von 30 mrem/a über den Abluftpfad im Normalbetrieb einer Wiederaufarbeitungsanlage einzuhalten ist. Angesichts seiner relativ langen Halb- wertszeit von 10,5 Jahren reichert es sich in der Erdatmosphäre an und hier infolge gravitativen Absinkens besonders in der bodennahen Luft.

Ebenso wie der Betastrahler C-14 mit einer Halbwertszeit von 5730 Jahren gelangt in den Niederschlägen gelöstes Kr-85 in Oberflächengewässer oder als Sickerwasser ins Grundwasser. Eine ernste Gefährdung der Gewässergüte ist hier über den Abluft- weg gegeben. Da C-14 wie nichtradioaktiver Kohlenstoff in die kohlenstoffhaltigen Verbindungen des menschlichen Organismus eingebaut wird, also auch in die als Erbträger fungierende Desoxyribonukleinsäure, ruft er dort einmal Zellzerstörungen durch Betastrahlenwirkung hervor, zum anderen ähnlich wie Tritium Desintegration organischer Verbindungen durch Betazerfall in Stickstoff (P. KOTHE & H. MUND- SCHENK, 1978).

Die bei der Wiederaufarbeitung anfallenden Abwässer stellen eines der größten Abfallprobleme der Atomindustrie dar. Pro Megawatt Leistung und Tag entstehen

etwa 1 g Spaltprodukte. Nach der Bestrahlung im Reaktor weist der Kernbrennstoff folgende Zusammensetzung auf (W. HEINTZ, 1980):

Uran-238	94,7%	Spaltprodukte	3,6%
Uran-235	0,7%	Transurane	0,1%
Plutonium	0,9%		

Nach der Wiederaufarbeitung zwecks Extraktion des Plutoniums und des weiter verwertbaren Urans, die wegen der sehr hohen Aktivitätskonzentrationen in gut abgeschirmten Zellen und in kleinen, unterhalb der kritischen Größe liegenden Mengen vorgenommen werden muß, bleibt eine hochaktive Abfall-Lösung zurück, in der sich sämtliche radioaktiven Spaltprodukte, ca. 350, befinden und 99% der gesamten Radioaktivität. Man kann damit rechnen, daß aus einer Tonne Brennelemente etwa eine Tonne hochaktiver flüssiger Müll entsteht mit ca.  $1,6 \cdot 10^{17}$  Bq an Aktivität (McGRATH, 1974). Allein der Gehalt an Caesium-137 in dieser Tonne flüssigen Mülls könnte 80 Milliarden m<sup>3</sup> Trinkwasser über den gesetzlich erlaubten Grenzwert verseuchen (R. RATKA, 1980), das entspricht der 19fachen Menge der jährlichen Trinkwasserförderung öffentlicher Wasserwerke in der Bundesrepublik Deutschland. Eine absolut sichere Aufbewahrung und Lagerung dieses hochaktiven flüssigen Mülls ist daher notwendig, und zwar für unvorstellbar lange Zeit. Diese Forderung ergibt sich aus dem Auftreten von Strontium-90 (Halbwertszeit 28 Jahre) mit der Gefahr von Leukämie und Knochenkrebs sowie von Plutonium-239 (Halbwertszeit 24.390 Jahre) mit der Gefahr von Lungen- und Knochenkrebs und vor allem aus der immens langen Halbwertszeit des Jod-129 von ca. 16 Millionen Jahren mit der Gefahr von Schilddrüsenkrebs.

Schon eine sichere Lagerung in der Wiederaufbereitungsanlage während der mindestens 5jährigen Abklingzeit erscheint nicht gewährleistet, da die enorme Wärmeentwicklung von bis zu 25 Millionen kcal/h bei einem 1000-m<sup>3</sup>-Tank zur ständigen Kühlung und Luftdurchspülung des Wassers zwingt, um einerseits zu verhindern, daß sich irgendwo kritische Massen radioaktiver Stoffe ansammeln, und um andererseits die Wasserstoffkonzentration zwecks Vermeidung einer Knallgasexplosion des durch Radiolyse des Wassers entstehenden Wasserstoff-Sauerstoff-Gemisches ständig unter 4% zu halten (BBU, 1982). Bei Ausfall der Ventilatoren würde die Explosion wahrscheinlich zur Tankleckage führen, die im übrigen auch durch Korrosion entstehen kann.

Die von der Deutschen Gesellschaft für Wiederaufarbeitung von Kernbrennstoffen mit beschränkter Haftung (DWK) geplante Verglasung des hochaktiven Mülls steckt noch im Versuchsstadium. Abgesehen davon, daß flüchtige Radionuklide schon beim Schmelzen entweichen würden, müßte die Zerfallswärme der eingeschmolzenen Strahler ständig sicher abgeführt werden, ohne daß das Borosilikatglas durch Veränderung seiner Kristallstruktur, durch Heliumbildung, Elementumwandlung und thermische oder mechanische Spannungsfelder instabil und bei Wasserkontakt ausgelaugt wird. Ferner ist mit einer Diffusion mancher Radionuklide an die Glasoberfläche zu rechnen (BBU 1982).

Da Wasserdampf die Borosilikatgläser unter den bei der Endlagerung (vgl. Kap. 4.4.) auftretenden Druck- und Temperaturbedingungen (über 100° C) bereits nach wenigen Wochen zersetzen kann, entwickelte A. E. RINGWOOD (1978) das synthetische Gestein SYNROC, das aus Perowskit, Bariumfeldspat, Hollandit, Leucit und Zirkonoxid besteht und mit 2 bis 10% hochradioaktiver Substanzen zusammen geschmolzen wird. Nach Verfestigung der Schmelze bei 1280° C bildet sich ein kristallines

Gestein, in welchem die Radionuklide in den Kristallgittern der Minerale fixiert sind und welches selbst strahlenresistent bleibt (vgl. Fig. 21). Da auch dieses Verfahren großtechnisch noch nicht erprobt ist und überdies auch kein geeignetes Endlager gefunden werden konnte, ist zu befürchten, daß die geplanten Wiederaufarbeitungsanlagen zu Endlagern für den hochaktiven flüssigen Müll werden mit einem entsprechenden Gefährdungspotential für die Oberflächen- und Grundwässer der Umgebung.

Die radioaktiven Emissionen einer Wiederaufarbeitungsanlage von 350 Jahrestonnen übersteigen schon im Normalbetrieb diejenigen eines modernen 1300-MW-Kernkraftwerkes mit Druckwasserreaktor bei weitem, wie die Zusammenstellung in BBU (1982) zeigt (WAA-Emissionen nach D.W.K., KKW-Emissionen nach Gesellschaft für Reaktorsicherheit) (Tab. 13).

Tab. 13: Radioaktive Emissionen einer Wiederaufbereitungsanlage (WAA) im Vergleich zu einem modernen Kernkraftwerk (KKW).

Nuklid	WAA-Emission 350 t/a		KKW-Emission 1300 MWe/a		Emissions-Ver- hältnis WAA : KKW
H-3	1,30	$\cdot 10^{15}$ Bq/a	5,55	$\cdot 10^{12}$ Bq/a	230 x
C-14	1,02	$\cdot 10^{13}$ Bq/a	9,25	$\cdot 10^{11}$ Bq/a	11 x
Kr-85	3,81	$\cdot 10^{15}$ Bq/a	2,59	$\cdot 10^{13}$ Bq/a	147 x
Sr-90	8,07	$\cdot 10^9$ Bq/a	3,70	$\cdot 10^8$ Bq/a	22 x
J-129	4,63	$\cdot 10^9$ Bq/a	3,70	$\cdot 10^4$ Bq/a	125.000 x
Pu u. a.	1,28	$\cdot 10^9$ Bq/a	3,70	$\cdot 10^6$ Bq/a	345 x
$\alpha$ -Aerosole					

Ungleich höhere Radioaktivitätsemissionen sind bei Störfällen wie Kritikalitätsunfällen, Kerosinbrand oder einer Explosion im Spaltproduktkonzentrator zu erwarten. Hierbei kann die Freisetzung an Sr-90 die bei Normalbetrieb um den Faktor 290.000 übertreffen, diejenige an Plutonium und anderen Alphastrahlern um den Faktor 2.000.000 (BBU, 1982). Die Folge wären Soforttote durch Strahlenbelastung in einem Radius von über 100 km sowie jahrhundertlange Unbewohnbarkeit und Wasserverseuchung. Es ist daher zu betonen, daß die Wiederaufarbeitung die weitaus gefährlichste Aktivität innerhalb der Kernbrennstoffkette darstellt.

Zwar wird, wie Fig. 19 nach BNB (1981) zeigt, durch die Uran- und Plutoniumextraktion bei der Wiederaufarbeitung abgebrannter Brennelemente die Radiotoxizität in den Zeiträumen nach 200 Jahren zunehmend vermindert, sie erreicht aber dennoch erst nach rund 10 Millionen Jahren diejenige natürlicher bauwürdiger Uranlagerstätten von 1 bis 4 ‰ Urangehalt. Noch nach 1000 Jahren ist der wiederaufgearbeitete Brennstoff ca. 200- bis 800mal, der direkt endgelagerte noch 2000- bis 8000mal toxischer als natürliche Uranerze. Außerdem ist bei der Darstellung in Fig. 19 zu berücksichtigen, daß sich die Radiotoxizität des wiederaufgearbeiteten Brennstoffmaterials nur auf den Zustand nach der ersten Uran-Plutonium-Abtrennung bezieht. Bei erneuter Verwendung als Kernbrennstoff reichern sich die Transurane wie Plutonium, Americium und Curium überproportional an, so daß die langlebige Radioaktivität durch Wiederaufarbeitung nicht um den Divisor 100-200, sondern lediglich um etwa den Divisor 10 reduziert wird (S. M. KEENEY et al., 1977). Schließlich muß der mehrfach rezyklierte Brennstoff als Folge dieser Transuran-Anreicherung direkt endge-

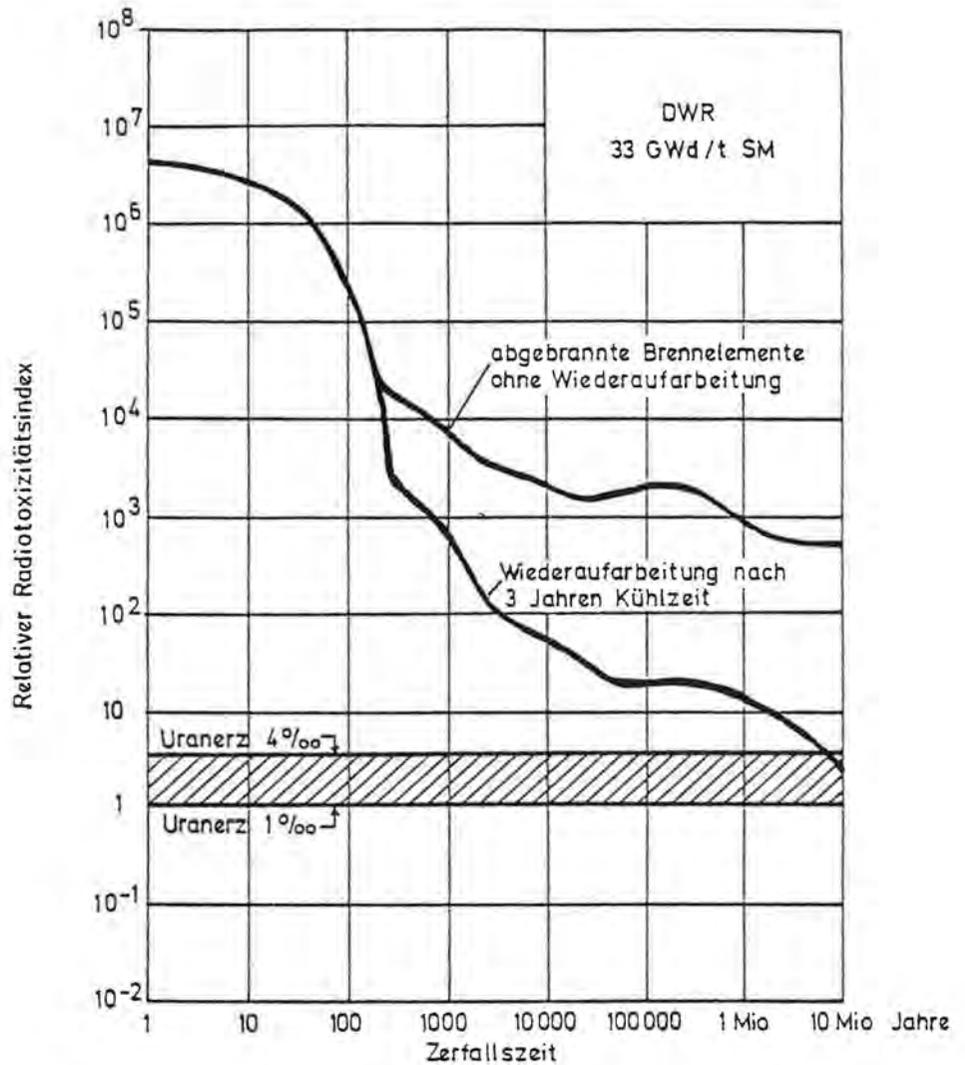


Fig. 19: Radiotoxizität von hochaktivem Abfall und abgebrannten Brennelementen als Funktion der Zerfallszeit.

lagert werden. Dieses könnte man freilich ohne Wiederaufarbeitung bezüglich der anfallenden Mengen radioaktiven Mülls und unter Berücksichtigung der hohen Radioaktivitätsemissionen aus der Wiederaufbereitungsanlage durch direkte Endlagerung des abgebrannten Brennstoffes weniger gefährlich und einfacher haben, wie die Gegenüberstellung „Lagerung ohne Wiederaufarbeitung/Lagerung nach Wiederaufarbeitung (ca. 10fache Menge)“ in Fig. 18 deutlich macht. Es bleibt also unter Wertung der Kosten der Wiederaufarbeitung, nämlich 700 Dollar/kg Vertragspreis für die Aufarbeitung bundesdeutscher Brennelemente im französischen La Hague, und des Weltmarktpreises für Natururan von ca. 160 DM/kg der Schluß, daß die Wiederaufarbeitung einzig und allein der Gewinnung von Plutonium zur Betreibung Schneller

natriumgekühlter Brutreaktoren dient, einer wenig erprobten Technologie mit noch höherem Sicherheitsrisiko als Leichtwasserreaktoren.

Durch Rezyklierung von Plutonium in Leichtwasser- oder Brutreaktoren würde Plutonium fast in den gesamten Brennstoffzyklus eingeführt werden, einschließlich Transport und Brennstoffherstellung. Plutonium aus gebrauchten Brennelementen besteht zu nur 2 Gewichtsprozent aus dem Alphastrahler Pu-238, der jedoch infolge seiner relativ kurzen Halbwertszeit von 86 Jahren 80% der Alphaaktivität liefert, zu 60% aus dem Alphastrahler Pu-239 (Kernwaffenplutonium) mit 24.390 Jahren Halbwertszeit und lediglich 7% der Alphaaktivität, zu 24% aus dem Alphastrahler Pu-240 mit 6580 Jahren Halbwertszeit und 13% der Alphaaktivität und aus dem Betastrahler Pu-241, der mit 13 Jahren Halbwertszeit in den starken Alphastrahler Americium-241 zerfällt. Bei Lagerung des gebrauchten Brennstoffes über mehrere Halbwertszeiten von Pu-241 ginge Am-241 bei der Wiederaufarbeitung in die hochaktiven Abfälle, bei zügiger Wiederaufarbeitung verbleibt es im rezyklierten Kernbrennstoff (S. M. KEENY et al., 1977). Während bei der derzeitigen Brennstoffkette ohne Rezyklierung die meiste Strahlung von niedriger Ionisierungsdichte ist, würden durch die Plutoniumrezyklierung langlebige und sehr energiereiche Alphastrahler eingeführt. Das gefährliche Plutoniumgemisch aus der Wiederaufarbeitung besitzt eine etwa 8mal höhere Alphaaktivität als reines Kernwaffenplutonium (Pu-239). Die Alphastrahlung wirkt hochgradig karzinogen und vermutlich mutagen, wenn Plutonium durch Einatmen in die Lunge oder durch Absorption und Transport in den Lymph- und Blutbahnen in Leber, Knochen und Keimdrüsen gelangt. Am-241 aus dem Pu-241-Zerfall wird von der Lunge aufgenommen und auch im Verdauungstrakt resorbiert. Schließlich sind das unedle Metall Plutonium und seine Verbindungen äußerst giftig. Plutoniumvergiftung kann entstehen, wenn Plutonium eingeatmet oder durch Wunden in den Körper aufgenommen wird.

Ursprünglich sollte die Wiederaufarbeitung beginnen, wenn genügend Leichtwasserreaktoren den Rohstoff liefern und Schnelle Brutreaktoren das extrahierte Plutonium weiterverwenden würden. Die erste Voraussetzung, nämlich von abgebrannten Brennelementen überquellende Lagerbecken, ist inzwischen in der Bundesrepublik Deutschland gegeben, so daß man gezwungen ist, die abgebrannten Brennstoffe in sogenannten „Kompaktlagern“ im Kernkraftwerk enger zusammenzustellen unter zusätzlichem Einbau neutronenabsorbierender Abschirmbleche und ständiger Küh-

Tab. 14: Produktion von Wiederaufarbeitungsanlagen.

Anlage	Betriebszeit	Verfahren	Gesamtmenge	durchschnittliche Jahresmenge
West Valley (USA)	1966-1972	PUREX	240 t	40 t/a
Mol (Belgien)	1968-1974	AQUA-FLUOR	178 t	30 t/a
Windscale (GB)	1969-1973	BUTEX	100 t	25 t/a
Karlsruhe (BRD)	1971-1980	PUREX	117 t	12 t/a
Morris (USA)	1974	AQUA-FLUOR	-	-
Barnwell (USA)	1976	PUREX	-	-
La Hague (Frankreich)	1976-	PUREX	336 t (bis Mitte 1981)	67 t/a
Tokai-Mura (Japan)	1977-	PUREX	99 t	33 t/a
Tarapur (Indien)	1977-	?	Kalttests	-
			1063 t	

lung zwecks Vermeidung nuklearer Kettenreaktionen. Auf der anderen Seite ist die Schnelle-Brüter-Technologie bisher nicht zum wirtschaftlichen Einsatz entwickelt worden. Gleichzeitig hat sich beim Betrieb von Wiederaufarbeitungsanlagen in aller Welt gezeigt, daß diese höchst störanfällig und unwirtschaftlich arbeiten, wie Tab. 14 nach BNB (1981) belegt.

Eine in der Bundesrepublik Deutschland geplante Wiederaufarbeitungsanlage für 350 Jahrestonnen müßte also etwa die 3fache derzeitige Weltproduktion leisten. Angesichts der Erfahrungen mit der Testanlage im Kernforschungszentrum Karlsruhe, die für einen Jahresdurchsatz von 40 t ausgelegt war, ist dies mehr als zweifelhaft. Seit einem Unfall im Mai 1980 durch Korrosionsschäden in der Auflöserereinheit befindet sich die Anlage in Reparatur. Auch in Tokai-Mura (Japan) führte 1979 ein Leck im Salpetersäure-Verdampfer zu 15monatigem Stillstand.

Was mit dem Atommüll bankrotter Anlagengesellschaften wird, ist völlig ungeklärt. So lagern in der stillgelegten Wiederaufarbeitungsanlage von West Valley im Staat New York nach R. RATKA (1980) in unterirdischen Lagertanks ca. 2300 m<sup>3</sup> hochaktiven flüssigen Abfalls, und 56.000 m<sup>3</sup> fester radioaktiver Abfall wurde im Boden vergraben. Gewässerkontaminationen sind die unausweichliche Folge dieses Verfahrens.

Durch Radioaktivitätsemissionen aus der Wiederaufarbeitungsanlage in Windscale an der englischen Westküste wurden bereits 1970 Radioaktivitätsanreicherungen in Algen an der Küste von Süd-Wales festgestellt, die auf dem Wege über Ingestion von Algenbrot etwa 100 Menschen mit 600 mrem/a belasteten (K. A. MITCHELL, 1970). Obwohl nur wenig über sowjetische Wiederaufarbeitungsanlagen bekannt wird, scheint nach neueren amerikanischen Untersuchungen festzustehen, daß sich 1957/58 im Gebiet südlich von Swerdlowsk vermutlich durch Explosion von gelagertem Atommüll ein folgenschwerer Unfall ereignete, bei dem drei Seen von 20 km<sup>2</sup>, 11 km<sup>2</sup> und 4,5 km<sup>2</sup> Fläche radioaktiv verseucht und weite Landstriche unbewohnbar wurden (R. RATKA, 1980).

Am effizientesten arbeitet noch die überlastete französische Wiederaufarbeitungsanlage in La Hague (Halbinsel Cotentin), wo erhebliche Gesundheitsrisiken wie Leukämie auftreten, das Grundwasser über den Abluftpfad und gebrochene Ableitungsrohre und das Meer durch radioaktive Abwassereinleitungen kontaminiert werden. Die hohen Radioaktivitätsemissionen mit dem Abwasser werden von Meeresforschungsinstituten zur genaueren Feststellung der Strömungen benutzt. In den Fischen des Kanals werden zunehmende Nuklidanreicherungen gemessen (P. WEISH & E. GRUBER, 1979). Die französische Betreiberfirma COGEMA hat sich in Verträgen mit den Betreibern bundesdeutscher Kernkraftwerke (z. B. Brunsbüttel, Philippsburg, Biblis) das Recht vorbehalten, bei technischen oder administrativen Schwierigkeiten die Annahme von Brennstoff zurückzustellen und außerdem den Wiederaufarbeitungsmüll an den Kunden zurückzugeben. Demnach ist damit zu rechnen, daß voluminöser Atommüll in die Bundesrepublik Deutschland zurückkehrt.

Angesichts dieser Situation wird die Planung von Wiederaufarbeitungsanlagen in der Bundesrepublik immer hektischer betrieben. Nachdem 1976 eine geplante Wiederaufarbeitungsanlage für 1400 t/a nacheinander an den niedersächsischen Standorten Aschendorf, Unterlüß und Verden am Widerstand der Bevölkerung scheiterte, sollte ab 1977 in Gorleben ein „Integriertes Entsorgungszentrum“ mit einer Wiederaufarbeitungsanlage für 1500 t/a entstehen. Infolge starken Bürgerwiderstandes mußte Niedersachsens Ministerpräsident ALBRECHT 1979 erklären, daß die Anlage

„zur Zeit politisch nicht durchsetzbar“ sei. Nicht besser erging es 1981 einer in Wethen bei Volkmarsen/Nordhessen geplanten Wiederaufarbeitungsanlage. Bei der hessischen Kommunalwahl Mitte 1981 erreichte eine Bürgervereinigung gegen die Wiederaufarbeitungsanlage in der Stadt Volkmarsen 42,6% der Stimmen, so daß der hessische Wirtschaftsminister gezwungen war, den Standort mit dem vordergründigen Argument der mangelnden Baugrundeignung aufzuheben (BBU, 1982). Neuere Planungen bewegen sich meist im Bereich von 350 t/a. Als Standorte für die Wiederaufarbeitungsanlage Hessen wählte die DWK Merenberg bei Limburg und Wangershausen bei Frankenberg aus. Für eine Wiederaufarbeitungsanlage in Rheinland-Pfalz sind Standorte um Landau oder bei Kaisersesch in der Südeifel im Gespräch. An allen Orten wie auch am geplanten bayerischen Standort Schwandorf und im niedersächsischen Dragahn (26 km von Gorleben entfernt) stößt eine Wiederaufarbeitungsanlage auf heftige Kritik der betroffenen Bevölkerung.

Gleichzeitig mit den Befürchtungen wegen der Gesundheitsrisiken bei der Wiederaufarbeitung nehmen die Bedenken wegen der Verbreitung von Kernwaffen zu, welche durch die Abtrennung von Plutonium ermöglicht wird, sowie wegen der Gefahren des Plutonium-Diebstahls durch Nuklear-Terroristen. Angesichts der ständig steigenden Wiederaufarbeitungskosten ist eine Weiterentwicklung von Wiederaufarbeitung und Rezyklierung von Kernbrennstoffen ohne Subventionen nicht vorstellbar. Unter diesen Umständen sollten – auch nach Ansicht amerikanischer Sachverständiger (S. M. KEENEY et al., 1977) – die Wiederaufarbeitung auf unbestimmte Zeit verschoben und keine Anstrengungen unternommen werden, den Bau oder den Betrieb von Wiederaufarbeitungsanlagen zu subventionieren. Die Abtrennung von Plutonium schließlich sollte im Hinblick auf die Gesundheitsrisiken und auf mögliche Kernwaffenverbreitung ganz unterbleiben.

#### 4.4. Wassergefährdung durch Lagerung radioaktiver Abfallprodukte

Nach Zwischenlagerung verbrauchter Kernbrennstoffe zwecks Abklingen der intensivsten Anfangsaktivität ohne Wiederaufarbeitung oder nach zu starker Transuranyl-Anreicherung bei Wiederaufarbeitung müssen die radioaktiven Abfallprodukte sicher – d. h. unter Abschluß von der Biosphäre – endgelagert werden. Solange keine geeigneten Endlager gefunden werden können, besteht die Gefahr, daß Zwischenlager zu Endlagern werden, ohne die Sicherheitsanforderungen an jene zu erfüllen.

Je nach Radioaktivitätskonzentration unterscheidet man drei verschiedene Atom-müll-Klassen:

- leichtradioaktiver Müll mit  $< 3,7 \cdot 10^9$  Bq/m<sup>3</sup>,
- mittlerradioaktiver Müll mit  $3,7 \cdot 10^9$ – $3,7 \cdot 10^{14}$  Bq/m<sup>3</sup> und
- hochradioaktiver Müll mit  $> 3,7 \cdot 10^{14}$  Bq/m<sup>3</sup>.

Nach Aktivitätskonzentration, Aggregatzustand und Halbwertszeit richtet sich die Art der erforderlichen Endlagerung unter besonderer Sorgfalt bei allen Radionukliden mit Halbwertszeiten von 10 Jahren bis 16 Millionen Jahren (Jod-129) bzw. 700 Millionen Jahren (Uran-235).

Um welche Mengen an abgebrannten Brennelementen aus bundesdeutschen Kernkraftwerken es sich hierbei handeln wird, ist Tab. 15 zu entnehmen.

Tab. 15: In Zukunft anfallende Mengen (in Tonnen Schwermetall) an abgebrannten Brennelementen aus bundesdeutschen Kernkraftwerken nach H. HIRSCH (1980).

Jahr	geplanter KKW-Ausbau (53.000 MWe im Jahr 2000)	Zubau eines 1.300 MWe- KKW/Jahr	Inbetriebnahme nur im Bau be- findlicher KKW-Anlagen	keine Inbetrieb- nahme von KKW-Neubauten
1985	2.200	2.000	1.900	1.600
1990	5.000	4.300	4.000	2.800
1995	9.400	7.500	6.200	4.000
2000	15.300	11.600	8.000	4.900
2010	33.400	21.300	9.300	4.900

Man erkennt, daß selbst beim Stopp von KKW-Neubauten noch erhebliche Mengen abgebrannter Brennelemente anfallen werden, ganz abgesehen von der Rücknahmeverpflichtung für wiederaufgearbeiteten Atommüll aus La Hague und dem Großkomponenten-Atommüll stillgelegter Atomanlagen. Natürlich steigt auch das Risiko radioaktiver Wasserkontamination mit zunehmender Menge radioaktiver Abfallprodukte, so daß die Wassergefährdung laufend größer wird. An die Endlagerungseinrichtungen ist daher u. a. die Anforderung zu stellen, daß sie gegenüber zutretendem Wasser beständig bleiben, was durch künstliche Barrieren versucht werden soll.

Nicht so hohe Anforderungen stellte man offenbar an das Versuchs-Endlager für schwach- und mittelaktiven Atommüll im stillgelegten Salzbergwerk Asse II bei Braunschweig. Fig. 20 zeigt einen schematischen Schnitt durch das Bergwerksgebäude in einem Zechstein-Salzsattel. Die relative Luftfeuchtigkeit in den ehemaligen Abbaukammern beträgt 15–25%. Seit 1967 bzw. 1972 werden dort schwach- bzw. mittelaktive feste Abfälle in 200-l-Fässern oder in Betonbehältern von 20 cm Wandstärke gestapelt, die mittelaktiven Abfälle wegen ihrer hohen Aktivität von z. T. über  $3,7 \cdot 10^{13}$  Bq/m<sup>3</sup> nicht rückholbar in der Lagerkammer der 511-m-Sohle (K. KÜHN, 1976). Nachdem viele zehntausend Fässer Atommüll in Asse II endgelagert worden sind, wurde die Einlagerung 1978 gestoppt, weil das nur 550 m von Asse II entfernte Salzbergwerk Asse I „abgesoffen“ war, d. h. ein Grundwassereinbruch in das Grubengebäude erfolgt war. Betrachtet man in Fig. 20 den durch Salzablaugung (Subrosion) und tektonisch gestörten Kontakt des Salzsattels zum Hangenden, u. a. zum weitverbreiteten Aquifer im Buntsandstein, so bedarf es keiner allzu großen Vorstellungskraft, um auch im Versuchs-Endlager Asse II einen potentiellen Verunreinigungsherd des Grundwassers zu befürchten. Die auch andernorts aufgetretenen Wassereinträge in Salzbergwerke (z. B. Gruben Jessenitz und Friedrich Franz im Salzstock Lübtheen oder Grube Ronnenberg im Salzstock Benthe – Ronnenberg bei Hannover) sind ein starkes Argument gegen die Endlagerung in Salzstöcken überhaupt, weil hierdurch eine langfristige radioaktive Verseuchung des Grundwassers mit unvorhersehbaren Folgen eingeleitet werden kann.

Nicht viel sicherer in dieser Beziehung sind stillgelegte Erzbergwerke wie Grube Konrad bei Salzgitter, wo radioaktiver Großkomponenten-Müll wie Teile stillgelegter Kernkraftwerke eingelagert werden sollen. Nur zu unangenehm in Erinnerung ist noch der Wassereinbruch im 6 km entfernten Erzbergwerk Lengede, wo sich der Inhalt eines Klärteiches durch Undichtigkeiten im Deckgebirge ins Grubengebäude ergoß und zur Katastrophe für die dort Beschäftigten führte.

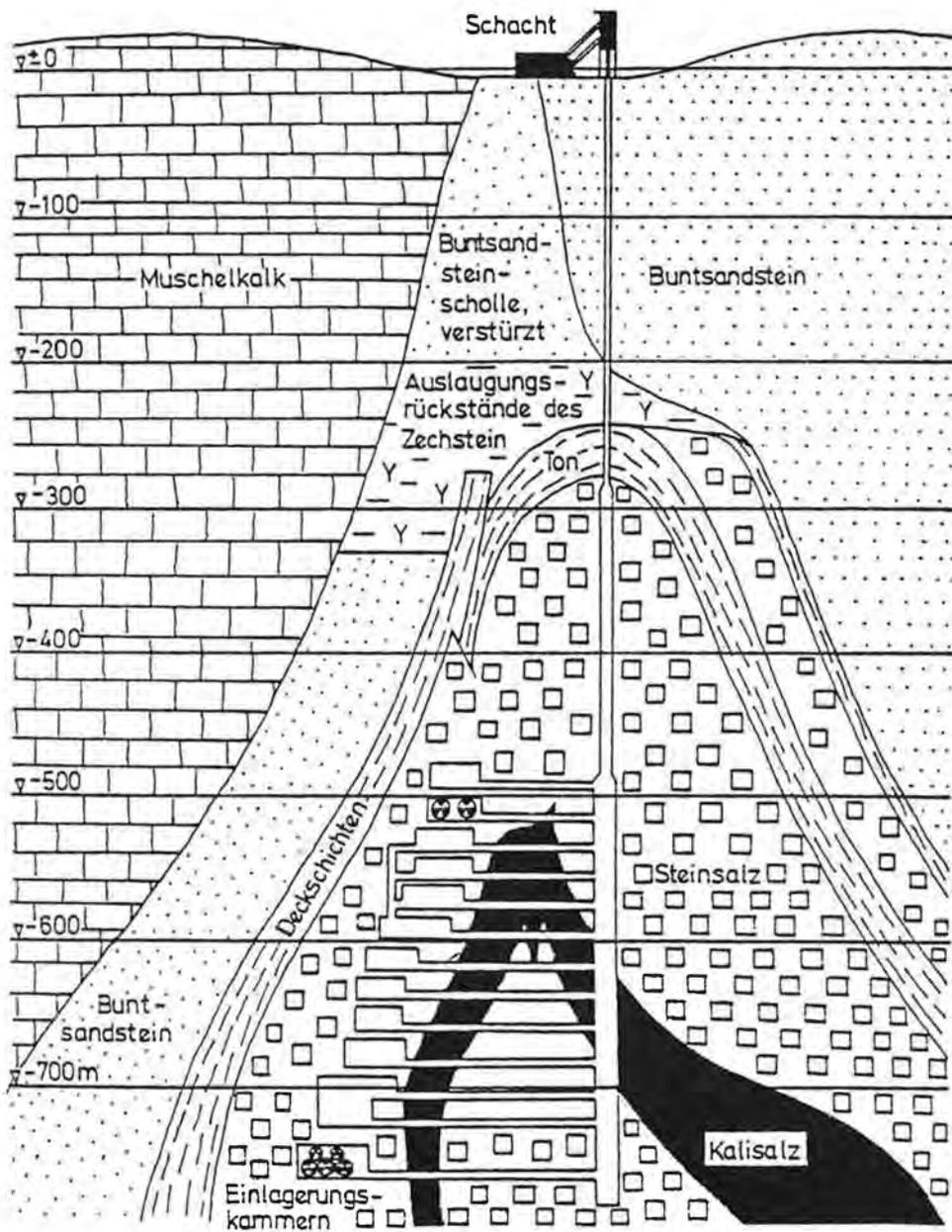


Fig. 20: Schnitt durch das Salzbergwerk Asse II bei Braunschweig, Versuchsendlager für schwach- und mittelaktiven Atommüll.

Vor allem für die Endlagerung hochradioaktiven Abfalls muß man sich also schon etwas Besseres einfallen lassen, nicht zuletzt, um eine radioaktive Kontamination des Wassers zu vermeiden. Da auch heute noch in der Bundesrepublik vorwiegend Salzstöcke als Endlager diskutiert werden, hat A. G. HERRMANN (1980) aufgrund

geochemischer Studien an marinen Salzablagerungen folgende Kriterien für die Endlagerung hochradioaktiver Substanzen aufgestellt: Die Maximaltemperatur an der Grenzfläche des Abfallbehältnisses zum Steinsalz darf zur Vermeidung der mit Umkristallisationen und plastischen Verformungen des Salzes verbundenen Dynamometamorphose  $100^{\circ}\text{C}$  nicht überschreiten, und zwar unter Einschluß der herrschenden Gebirgstemperatur. Die Einhaltung dieser Bedingung erscheint nach Untersuchungen von G. DELISLE (1980) nicht gegeben, der bei einer Gebirgstemperatur zwischen  $30$  und  $40^{\circ}\text{C}$  sogar noch  $100$  Jahre nach Einlagerung Temperaturen von mehr als  $100^{\circ}\text{C}$  am Kontakt zum Salz berechnet hat. Ferner dürfen eingeschaltete Carnallitgesteine in der Umgebung der Müllbehälter durch die radioaktiv bedingte Temperaturerhöhung nicht über  $75^{\circ}\text{C}$  erwärmt werden, zur Vermeidung der mit einer stufenweise erfolgenden Wasserabgabe des Carnallits ( $\text{KMgCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ), Lösungsbildung und mechanischer Festigkeitsminderung verbundenen Thermometamorphose. Soweit ersichtlich, ist dies nur dadurch zu erreichen, daß die Umgebung der Endlagerkammern carnallitfrei ist. Zur Vermeidung von Lösungsmetamorphose sollten die Radionuklide nicht in Glas, sondern in Kristallstrukturen spezifischer Minerale bzw. kristalliner Verbindungen fixiert und mit einem System physikalisch und chemisch wirksamer Barrieren umgeben werden. Ein solches synthetisches Gestein, SYNROC nach A. E. RINGWOOD (1978), wurde bereits in Kap. 4.3. beschrieben. Vorschläge zur Gestaltung weiterer Sicherheitsbarrieren zwischen den eingeschmolzenen hochaktiven Abfällen und dem Salzgestein gehen aus Fig. 21 hervor. Es handelt sich hierbei um Materialien, von denen physikalische und chemische Beständigkeit über Millionen von Jahren aus der Natur bekannt ist. Im einzelnen ist jedoch die Stabilität gegenüber gesättigten Salzlösungen mit ihren mehr oder weniger starken korrosiven Eigenschaften noch

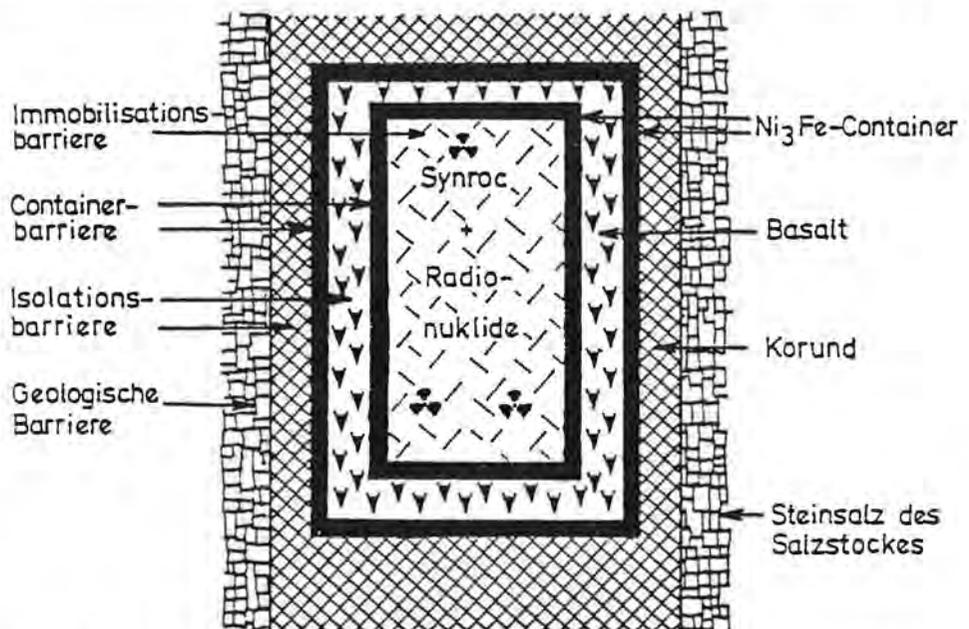


Fig. 21: Schema eines Systems von Sicherheitsbarrieren zwischen den hochaktiven Abfällen und dem umgebenden Gestein (modifiziert nach A. E. RINGWOOD, 1978).

nicht genügend untersucht; von solchen Solen ist bekannt, daß sie die Tendenz haben, auf erwärmte Atommüllcontainer zuzuwandern.

Obwohl also erhebliche hydrogeologische und geochemische Bedenken gegen eine Endlagerung in Salzgesteinen bestehen, wurde dennoch der Salzstock Gorleben 1978 von der Bundesregierung für die Endlagerung radioaktiver Abfallprodukte vorgesehen. E. GRIMMEL (1979) beschäftigte sich eingehend mit diesem Standort und kam zu dem Ergebnis, daß der Salzstock sowohl für die Endlagerung hochaktiven als auch mittel- und schwachaktiven Atommülls ungeeignet sei, da hier ein Endlager-Bergwerk der permanenten Gefahr des Absaufens infolge von Spaltenbildung ausgesetzt sei und somit ein langfristiger sicherer Abschluß des Atommülls von der Biosphäre nicht zu gewährleisten sei. Ausgehend von auffällig geradlinigen und abgknickten Gewässerläufen über dem Salzstock, die auf junge Krustenbewegungen bzw. Anpassung an tektonisch bedingte Ablaungungssenken deuten, ging GRIMMEL der tektonischen Stellung des Salzstockes nach, mit dem Ergebnis, daß der sich bis in die DDR erstreckende Salzstock Gorleben-Rambow mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit auf einer Bruchstörung der Erdkruste in der Verlängerung des Oberrhein-Hessen-Leine-Grabens liegt, und zwar im Spannungsfeld zwischen dem Hebungsbereich des Prignitz-Blockes und dem Senkungsbereich von Lübtheen. Auf anhaltende Krustenbewegungen deuten nicht nur das stärkste und am weitesten spürbare Erdbeben Norddeutschlands mit Zentrum Prignitz im Jahr 1410 mit mindestens Stärke VII-VIII, eventuell sogar IX-X auf der Medvedev-Sponheuer-Karnik(MSK-)Skala, sondern auch aus Präzisionsnivellements abgeleitete starke rezente Krustenbewegungen im DDR-Teil des Salzstockes. Von besonderer Bedeutung ist die Erkenntnis, daß der Salzstock Gorleben-Rambow Verbindung mit dem Grundwasser hat. Da infolge Subrosion mehrere Einbruchssenken an der Erdoberfläche entstanden sind, können für die Zukunft weitere Einbrüche und Einsturzbeben nicht ausgeschlossen werden.

Wie man sich beim Salzstock Gorleben den Aufstieg des leichteren Zechsteinsalzes unter der Auflast des schwereren Deckgebirges zu verschiedenen Zeiten vorzustellen hat, ist in Fig. 22 modifiziert nach W. JARITZ (1980) wiedergegeben. Die heutigen Begrenzungen des Salzstockes geben einen guten Eindruck von der Beweglichkeit und Instabilität des Salzes, das zu den wasserlöslichsten Gesteinen der Erdkruste gehört. Es steht fest, daß der Gorlebener Salzstock im Verlauf der Erdgeschichte mehrfach bis zur Erdoberfläche vorgestoßen ist und damit der Ablaungung zugänglich war. Das veranlaßte auch den Kieler Geologie-Professor K. DUPHORN, in einem Gutachten festzustellen: „Wir können nicht für einen Endlager-Salzstock plädieren, der in den letzten 800.000 Jahren einmal ganz und ein anderes Mal fast ganz bis zur Erdoberfläche durchgebrochen ist.“

Ungeachtet der Warnungen mangelnder Eignung seitens zahlreicher Wissenschaftler wurden der Gorlebener Salzstock und sein Deckgebirge durch zahlreiche Bohrungen untersucht. Soweit bekannt wurde, waren die Warnungen berechtigt, denn es zeigte sich, daß der Salzstock entscheidende Kriterien für die Endlagerung nicht erfüllt: Der Salzstock enthält erhebliche Mengen an Carnallit, welcher bei den zu erwartenden Endlagertemperaturen Kristallwasser abgibt. Der Salzstock ist nicht durchgehend mit undurchlässigem Gestein bedeckt (Salzhut), und über ihm gibt es keine durchgehende wasserundurchlässige Tonschicht, so daß der Salzstock Grundwasserkontakt hat und hydraulische Verbindungen zwischen Salz und oberem Grundwasserstockwerk mit wasserreichen quartärzeitlichen Rinnensystemen bestehen. Hydrochemische Untersuchungen des Institutes für Angewandte Geologie der

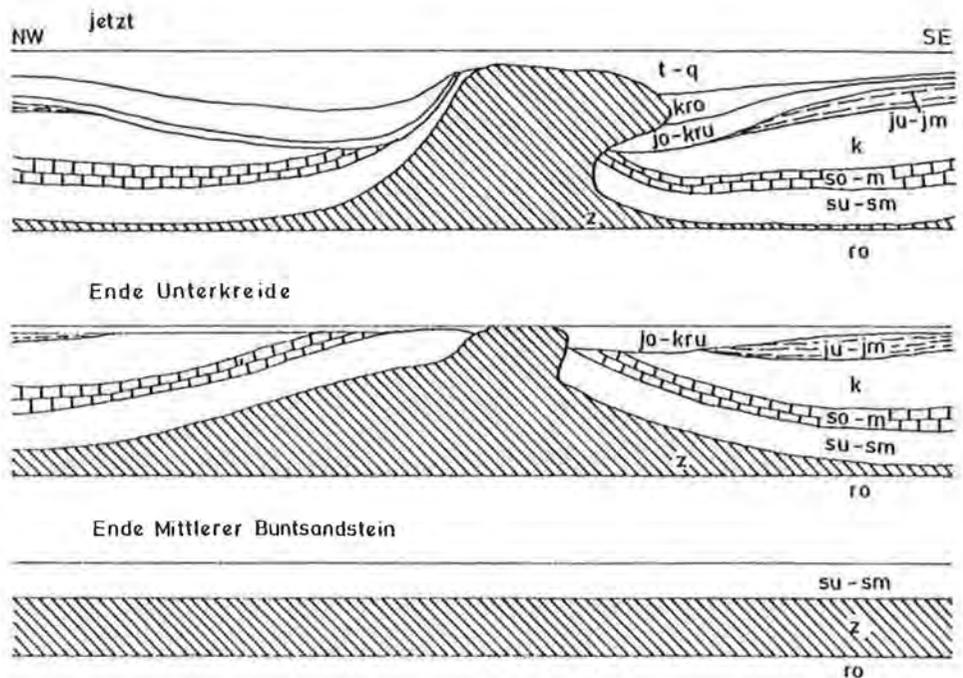


Fig. 22: Geologische Entwicklung des Salzstockes von Gorleben. q = Quartär, t = Tertiär, kro = Oberkreide, kru = Unterkreide, jo = Oberjura, jm = Mitteljura, ju = Unterjura, k = Keuper, m = Muschelkalk, so = Oberer Buntsandstein, sm = Mittlerer Buntsandstein, su = Unterer Buntsandstein, z = Zechstein, ro = Rotliegendes.

Freien Universität Berlin ergaben zwischen dem Salzstock Gorleben und dem nördlichen Nachbarsalzstock Siemen Aufstiege hochmineralisierter Steinsalzwässer längs einer tektonischen Linie mit Südsüdwest-Nordnordost-Verlauf. In zwei kleineren Vorflutern wurde die Salzzufuhr aus dem Untergrund mit 3.700 bzw. 1.300 t Salz/Jahr bestimmt. Nicht nur die Endlagerung von Atommüll, sondern auch die ebenfalls geplante Verpressung von Tritium-Lösungen in den Untergrund werden damit zum nicht zu verantwortenden Unterfangen. Auch die Erfahrungen der Kaliindustrie an der Werra beim Verpressen von Salzlösungen in den Zechsteindolomit mit Salzwasseraustritten an unerwarteten Stellen der Erdoberfläche führen zu dem Schluß, daß das in Kernkraftwerken erzeugte Tritium ein ungeheures Gefährdungspotential für das Grundwasser darstellt. Trotz aller dieser Erkenntnisse will die Deutsche Gesellschaft zum Bau und Betrieb von Endlagern für Abfallstoffe (DBE) 900 m tiefe Schächte von 7,5 m Durchmesser abteufen zwecks Erschließung des Salzstockes Gorleben als Atommülldeponie.

Nach diesen Ausführungen über den Salzstock Gorleben-Rambow erscheint es mehr als zweifelhaft, ob Salzstöcke mit ihrer Inhomogenität und geringen mechanischen und chemischen Stabilität ein sicherer Aufbewahrungsort für Atommüll sein können. Zu groß ist die Gefahr von Wassereintrüben während der Betriebs- und Endlagerzeit. Immerhin sind in den elf Jahrzehnten des deutschen Kali- und Steinsalzbergbaues von 255 Schächten 88 abgesoffen (E. GRIMMEL, 1980). Bei Erkundung und

Aufschluß eines Salzstockes wird dieser in so großem Umfang durchlöchert, daß Wasserzutritte trotz bestmöglicher Abdichtungsvorkehrungen nicht auszuschließen sind. Eine weitere Gefahr besteht in der Durchlöcherung der Salzstockflanken durch frühere Erdölversuchsbohrungen, deren Lage häufig nicht mehr bekannt ist. Die Folge von Wasserzutritten wäre eine langanhaltende und nicht wiedergutzumachende radioaktive Kontamination des Grundwassers.

Zumindest zur Endlagerung des bis heute schon angefallenen Atommülls müssen aber Strategien entwickelt werden, welche auf eine möglichst sichere Aufbewahrung abzielen, wobei klar sein sollte, daß eine Garantie für die Dauer von Millionen von Jahren nicht gegeben werden kann. Dabei ist eine umfassende Untersuchung verschiedener Konzepte anzustreben, wie Lagerung im Untergrund stabiler Meereszonen oder von Inseln, in Tiefbohrungen oder Bergwerken sowie Flüssigkeitsverpressung in unter hydraulischem Druck aufgebrochene Formationen. Eine globale Betrachtung ist einer nationalen hierbei vorzuziehen. An Wirtsgesteinen werden weltweit neben Steinsalz hauptsächlich Anhydrit, Tongesteine, Tuffe, Granit (Schweden, USA) und Basalt untersucht (A. G. MILNES, M. BUSER & W. WILDI, 1980). Sollte man sich zu einer Endlagerung in der kontinentalen Kruste entschließen, so sind Sicherheitskriterien zu erarbeiten, wie es z. B. das U.S. Department of Energy 1979 versucht hat, (zitiert in E. GRIMMEL, 1979, 1980). Dort werden u. a. gefordert: Ausreichende Tiefe des Endlagers zum sicheren Abschluß von der Biosphäre und Oberflächeneinflüssen, thermische, chemische, physikochemische und hydrogeologische Eignung des Wirtsgesteines, tektonische Stabilität der Region, wobei im Quartär keine Erdkrustenbewegungen und vulkanische Aktivitäten stattgefunden haben sollten und in historischer Zeit die Erdbebenstärke IV auf der MSK-Skala nicht überschritten worden sein sollte. Außerdem sollte das Wirtsgestein ein niedriges Rohstoffpotential aufweisen, damit keine wertvolle natürliche Rohstoffquelle verloren geht oder das Endlager eventuell später durch Prospektionsarbeiten gestört wird. Angesichts dieser Kriterien erscheinen die gegenwärtigen Kostenschätzungen von 100 Dollar/kg verbrauchten Brennstoffes (S. M. KEENY et al., 1977) für die Endlagerung nur als Vermutung.

Da das Problem der Endlagerung radioaktiver Abfallprodukte sehr vielschichtig und schwierig ist und bisher auch noch nirgends befriedigend gelöst werden konnte – vgl. die schlechten Erfahrungen bei der Lagerung radioaktiver Abfälle in den USA (S. M. KEENY et al., 1977) –, ergibt sich die Konsequenz, den Atommüll bis zur Lösung des Problems vernünftigerweise nicht zu vermehren. Die alte Brunnenbauer-Weisheit „Wasser hat einen spitzen Kopf“ sollte immer vergegenwärtigt werden, um radioaktive Grundwasserverseuchung durch Lagerung von Atommüll auszuschließen.

## 5. Wege zur Reduzierung der Radioaktivität im Wasser

Wasser heißt Leben. Doch schon längst sind die Zeiten vorüber, als Wolfram von ESCHENBACH im Parzifal dichten konnte:

„Vom Wasser kommt der Bäume Saft.  
Befruchtend gibt das Wasser Kraft  
Aller Kreatur der Welt.  
Vom Wasser wird das Aug' erhellt,  
Wasser wäscht manche Seele rein,  
Daß kein Engel mag lichter sein.“

Das unersetzliche Wasser ist seither nicht nur bakteriell, chemisch und thermisch kontaminiert worden, sondern seit den vierziger Jahren dieses Jahrhunderts auch radioaktiv, zunächst hauptsächlich durch Kernwaffenexplosionen, in den letzten 20 Jahren zunehmend durch die Kernkraftindustrie. Das Unheimliche an dieser neuen Gefährdungskategorie für das Wasser ist die Tatsache, daß seine Radioaktivität von den menschlichen Sinnen nicht sogleich erkannt wird. Sollen wir der wachsenden radioaktiven Verseuchung unseres Grundlebensmittels tatenlos zusehen?

Zunächst geht es darum, die Radioaktivitätskonzentration im Wasser möglichst nuklidspezifisch immer umfassender und genauer meßtechnisch zu bestimmen. Die amtlichen Stellen zur Radioaktivitätsüberwachung haben in den zurückliegenden Jahren den Umfang und die Nachweisempfindlichkeit der Untersuchungen zwar erhöht, aber noch nicht im erforderlichen Ausmaß: Auch die Veröffentlichung der Ergebnisse läßt zu wünschen übrig. Überhöhte Radioaktivitätsabgaben der Kernkraftindustrie werden mitunter geheimgehalten; zuweilen mißt man gar nicht oder erst, nachdem der anfängliche Jod-131-Aktivitätsspeak abgeklungen ist. Man muß sich darüber im klaren sein, daß die Ergebnisse dieser amtlichen Radioaktivitätsüberwachung von der Energiepolitik der Bundesregierung beeinflusst werden und, wenn sie nicht zum Bild des gefahrlosen Ausbaues der Kernenergie passen, tendenziell unterdrückt werden. Nachdem in den vorangegangenen Kapiteln die von einer radioaktiven Wasserkontamination besonders gefährdeten Stellen aufgezeigt wurden, können die Radioaktivitätskonzentrationen gezielt untersucht werden, wobei der Privatmann schon mit einem einfachen Dosisleistungsmeßgerät wertvolle Orientierungsmessungen durchführen kann. Eine genauere Radioaktivitätsbestimmung kann im Falle des Verdachtes auf schädliche Aktivitätskonzentrationen durch unabhängige Institute erfolgen. Nuklidspezifische Bestimmungsmethoden mit teilweise geringem Zeitaufwand wurden u. a. von K. HABERER & U. STÜRZER (1974) und K. HÖLL (1979) angegeben.

Daß die öffentlichen Wasserwerke noch nicht gesetzlich verpflichtet sind, die Radioaktivität des von ihnen geförderten und verteilten Wassers zu untersuchen, kann nur als verantwortungslos bezeichnet werden. Wie frühere Seuchenepidemien durch Trinkwasser zur routinemäßigen bakteriologischen Überwachung führten und wie bestimmte Krankheiten durch chemische Wasserverunreinigungen zur laufenden hydrochemischen Überwachung zwangen, so müssen radioaktive Wasserverunreinigungen schon im Wasserwerk vor Abgabe des Trinkwassers festgestellt werden, und zwar durch Bestimmung der Aktivitätskonzentration.

Hier zeigt sich, welchen unheilvollen Weg die einschlägige bundesdeutsche Legislative und Jurisdiktion eingeschlagen haben. Waren noch in der Zweiten Verordnung zur Änderung und Ergänzung der Ersten Strahlenschutzverordnung (1965) maximal zulässige Aktivitätskonzentrationen im Wasser enthalten, so wurden diese in der Strahlenschutzverordnung von 1976 eliminiert und auf maximal zulässige jährliche Strahlungsdosen umgestellt, die im Gegensatz zu Aktivitätskonzentrationen nicht direkt gemessen werden können, sondern höchst subjektiv berechnet werden. Es ist also dringend erforderlich, gesetzlich wieder maximal zulässige Aktivitätskonzentrationen einzuführen, und zwar auf einem Niveau, das in Übereinstimmung mit den Empfehlungen der International Commission on Radiological Protection (ICRP) und den internationalen WHO-Trinkwassernormen (WHO, 1971) steht. Nur so können wir wegkommen von der heutigen Situation, in der dem bundesdeutschen Trinkwasserkonsumenten eine weit höhere Strahlenbelastung zugemutet wird als international üblich.

Werden im Trinkwasser öffentlicher Wasserwerke überhöhte Aktivitätskonzentrationen festgestellt, so ist unter allen Umständen zu vermeiden, daß diese an den Wasserkonsumenten weitergereicht werden. Die nuklidspezifische Aktivitätsbestimmung wird brauchbare Hinweise liefern auf die Quelle der Kontamination, da sich die Nuklidspektren z. B. von radioaktivem Fallout aus Kernwaffenversuchen (vgl. Kap. 3.), von radioaktiven Emissionen aus Krankenhäusern (Phosphor-32, Jod-131), der Kaliindustrie (Kalium-40) oder von solchen aus Anlagen der Kernkraftindustrie (vgl. Kap. 4.) deutlich unterscheiden. Die Suche nach dem Verursacher der Kontamination kann im günstigen Falle zur Identifizierung des Kostenträgers für die nun zu treffenden Maßnahmen führen. Diese können im Prinzip bestehen aus Abklingenlassen der Aktivitätskonzentrationen bis auf einen vertretbaren Wert, aus Verschneiden mit nicht kontaminiertem Wasser auf eine auch langfristig zulässige Aktivitätskonzentration oder deren Erzielung durch Maßnahmen der Aufbereitung.

Häufig verfügen öffentliche Wasserwerke bereits über Aufbereitungsanlagen zum Zwecke der Entfernung bakteriologischer und chemischer Schadstoffe. Diese Anlagen können in der Lage sein, einen Teil der Radionuklide partiell zurückzuhalten. Langsamfilter und in geringerem Maße Schnellfilter haben nur eine schwache Dekontaminationswirkung gegenüber Radionukliden, sofern diese – wie z. B. Strontium oder Caesium – gelöst vorliegen. Kolloidal auftretende oder nach einer Flockung durch Zusatz von Eisen- oder Aluminiumsalzen an Flocken gebundene radioaktive Stoffe können dagegen mehr oder weniger wirksam zurückgehalten werden. So ergaben spezielle Flockungsversuche von W. J. LACY mit Eisenchlorid bzw. Aluminiumsulfat und Kalk z. B. für Kobalt-60 keine nennenswerte Dekontamination, für Jod-131 dagegen eine bis zu 63%ige Entfernung (K. HÜNERBERG, 1971). Strontium konnte durch Flockung mit Kalk und Alaun bei pH 10 entfernt werden (L. R. SETTER & H. H. RUSSELL, 1958). K. HABERER et al. (1961) berichten von einer durchschnittlichen Dekontamination von 40 bis 50% bei der Aufbereitung von Talsperrenwässern durch Flockung mit Aluminiumsalzen und nachfolgender Filterung. Bei der Enthärtung des Wassers durch Fällung der Calcium- und Magnesiumsalze durch Zugabe von Kalk oder Kalk und Soda kann ein beträchtlicher Teil des Strontiums, das dem Calcium chemisch verwandt ist, mitgefällt werden (R. F. McCauley & R. Eliassen, 1955). Ionenaustausch ist zwar die wirkungsvollste Methode zur radioaktiven Dekontamination mit Ausnahme der Tritiumentfernung, ist aber bei den zur öffentlichen Versorgung benötigten Wassermengen und besonders bei Salzgehalten über 500 mg/l unwirtschaftlich.

Neben der üblichen Wasseraufbereitungstechnologie stehen zur Entfernung radioaktiver Verunreinigungen auch spezielle Dekontaminationsmethoden zur Verfügung. Bei der Phosphatfällung nutzt man die Fixierung der Radionuklide in Phosphatflocken und die Bildung unlöslicher Phosphatverbindungen. Semipermeable Ionenaustausch-Membranen haben sich zur Entfernung gelöster Radionuklide in elektrodialytischen Zellen nach vorheriger Abtrennung von Radiokolloiden bewährt (K. HÜNERBERG, 1971). Bei der Tonaufschwemmung macht man sich die Adsorptions- und Ionenaustauschkapazität zudosierter Tonminerale (1 g/l) gegenüber Radionukliden zunutze. Je nach Tonmineral, Radionuklid und weiterer Chemikaliengabe wurde eine Dekontaminationswirkung von bis zu 99% erzielt (K. HÜNERBERG, 1971). Auch eine Adsorption der Radionuklide an der Oberfläche von Metallwolle ist mit gewissem Erfolg versucht worden (G. Finger & H. Schulz-Utermohl, 1958). Verdampfung des Wassers führt zu einer Konzentration der schwerflüchtigen Radionuklide im Verdampfungsrückstand, ist aber unwirtschaftlich (W. Pürschel, 1965).

Speziell zur Entfernung von Jod-131 aus dem Wasser kann jenes durch  $\text{AgNO}_3$ -Zugabe als  $\text{AgI}$  kolloidal ausgefällt und mit Eisenhydroxid geflockt und abfiltriert werden (K. KREMLING, 1966). Obwohl also viele spezielle Verfahren entwickelt wurden, muß betont werden, daß eine wirtschaftliche radioaktive Dekontamination großer Wassermengen, die gleichzeitig alle Radionuklide erfäßt, bis heute nicht realisiert werden konnte. Insbesondere sei auch daran erinnert, daß Tritium durch keine Aufbereitungsmethode aus dem Wasser zu entfernen ist.

Die Forderungen des DVGW-Regelwerkes, Arbeitsblatt W 253 „Trinkwasserversorgung und Radioaktivität“ (DVGW, 1982), daß es nicht erst zu einer radioaktiven Trinkwasserkontamination kommen darf und nötigenfalls die Dekontamination schon beim Verursacher zu erfolgen hat, muß daher nachdrücklich unterstützt werden. Wenn man sich z. B. vor Augen hält, daß den Menschen in Industrienationen durch Röntgendiagnostik, Strahlentherapie und Nuklearmedizin eine Strahlenexposition von über 50 mrem/a (K. AURAND, 1976) bis über 70 mrem/a (S. M. KEENEY et al., 1977) zugemutet wird, so ist eine drastische Reduzierung dieser unnötig hohen Strahlenbelastung zu fordern. Insbesondere in der Röntgendiagnostik muß verstärkt nach Alternativen wie Ultraschallaufnahmen gesucht und sehr viel sorgfältiger mit Radionukliden umgegangen werden, die ja über den Abwasserpfad direkt in den Wasserkreislauf eintreten und unser Wasser kontaminieren. Bezüglich der natürlicherweise im Wasser vorhandenen Radioaktivität genügt es, die hoch Radium-226-haltigen „Heilquellen“ in einigen Kurorten zu verschließen, womit teilweise begonnen wurde.

Die aus Kernwaffenversuchen in die Gewässer eingetretene und eintretende Radioaktivität hat noch heute ein bedrohliches Ausmaß. Es ist daher Aufgabe aller Verantwortungsbewußten, auf ein weltweites Verbot weiterer Kernwaffenversuche zu dringen. In politischen und wirtschaftlichen Verhandlungen mit Staaten wie Frankreich, China und Indien müssen diese immer wieder zur Einhaltung des Kernwaffen-Teststops angehalten werden. Auch auf unterirdische Kernwaffenversuche sollte verzichtet werden, denn es zeigte sich z. B. im Sommer 1982 bei einem solchen Versuch in den USA, daß durch die Explosion ein einige hundert Meter tiefer Krater in die Deckschichten gerissen wurde, durch den die Radionuklide in die Atmosphäre gelangten und von dort in die Gewässer.

Durch vergangene und eventuelle künftige Kernwaffenversuche besonders gefährdet sind Oberflächengewässer wie Talsperrenwässer. Neben laufender Radioaktivitätsüberwachung und nötigenfalls Aufbereitung sind in Versorgungsgebieten von Trinkwassersperrern auch planerische Vorkehrungen für den Katastrophenfall zu treffen. Durch Verbund der Rohrnetze mit weniger und erst später radioaktivitätsanfälligen Grundwasserwerken muß die Möglichkeit geschaffen werden, im Ernstfall auf Grundwasserversorgung umzustellen oder die Radioaktivität des Talsperrenwassers durch Verschneiden mit Grundwasser auf ein vertretbares Maß zu reduzieren. Da auch oberflächennahes Grundwasser meist nicht ausreichend vor radioaktiver Kontamination geschützt ist, sollten in der wasserwirtschaftlichen Planung und in Wasserrechtsverfahren tiefe Grundwasserleiter bevorzugt für die öffentliche Trinkwasserversorgung und verschmutzungsanfällige oberflächennahe Grundwasserleiter sowie Talsperrenwässer in erster Linie für die Brauchwasserversorgung bestimmt werden. Historisch bedingt sind die wasserrechtlichen Verhältnisse in der Bundesrepublik Deutschland leider meist umgekehrt, kein Grund allerdings, hier nicht Änderungen anzustreben und durchzuführen.

Zwar sind in den vergangenen Jahren im Rahmen eines Notwasserversorgungsprogrammes in Ballungszentren der Bevölkerung, in strategisch bedrohten und in Wassermangelgebieten eine Reihe tiefer Brunnen gebohrt worden, doch ist deren Betriebsbereitschaft nur bei kontinuierlicher sachgemäßer Wartung gegeben. Die in tiefen Grundwässern häufig anzutreffenden hohen Eisen- und Mangangehalte können bei mangelnder Wartung zu Funktionsbeeinträchtigung infolge Verockerung von Filterkies, Filterschlitzten und Unterwasserpumpe führen. Da die Anzahl der Notwasserbrunnen nicht ausreicht, ist die Fortführung dieses Programmes erforderlich. Daneben sind ortsfeste und transportable Dekontaminationsanlagen vorzuhalten, die auf Ioneaustauscherbasis nach Vorfiltration arbeiten. Mit diesen Vorsorgemaßnahmen ist man in der Bundesrepublik Deutschland sehr im Verzug. Dies gilt auch für die größte radioaktive Anfangsgefährdung des Trinkwassers durch Jod-131. Zwar sieht die amtliche Notfallplanung, auch in der Umgebung kerntechnischer Anlagen, die Ausgabe von nicht radioaktiven Kaliumjodid-Tabletten an die Bevölkerung vor (J. NARROG, 1976), deren Einnahme eine Stunde vor Inkorporation radioaktiven Jods die Schilddrüse vor weiterer Aufnahme von Jod, also auch Radiojod, schützen soll, jedoch ist sehr zu bezweifeln, ob es jemals dazu kommt. Eine Anfrage beim örtlichen Amt für Zivilschutz und beim Bundesverband für den Selbstschutz ergab, daß die Tabletten nicht vorrätig sind. Inzwischen kann als gesichert angesehen werden, daß die Verkehrswege in Städten über 25.000 Einwohnern im Katastrophenfall blockiert sind. Neben der beabsichtigten Ausgabe von Kaliumjodid-Tabletten wird daher vorgeschlagen, nicht radioaktive Jodverbindungen im öffentlichen Wasserwerk vorzuhalten und sie dem Trinkwasser im Bedarfsfall ähnlich wie Chlor zuzudosieren. Dies ist eine wirksame Methode zum Schutz vor Jod-131, vorausgesetzt, die Rohrnetze sind noch intakt. Auch wenn alle amtlichen Vorsorgemaßnahmen versagen, kann eine betroffene Einzelperson immer noch mittels Filterung von radioaktivem Wasser durch Aktivkohle oder Sand und eine Mischung aus Torf und Sägespänen (O. JAAG, 1960) eine bedeutende Dekontamination des Trinkwassers erzielen.

Die eingetretene und absehbare zunehmende radioaktive Verseuchung unseres Wassers durch die mit der Kernbrennstoffkette verbundenen Aktivitäten zwingt neben anderen Risiken schließlich zum schrittweisen Abbau der Kernenergie. Längst ist den Einsichtigen bei mangelnder Auslastung der Kernkraftwerke und stagnierendem bis abnehmendem Energieverbrauch klargeworden, daß Energiegewinnung in Kernkraftwerken unnötig ist. Betrachtet man in Fig. 23 den Primärenergieverbrauch der letzten Jahre in der Bundesrepublik Deutschland (in Millionen Tonnen Steinkohleneinheiten), so fällt auf, daß trotz gewaltiger finanzieller Subventionen die Kernenergie einen relativ unbedeutenden Anteil daran hat. Nicht eine dem Wachstum des Energieverbrauches in den Jahren 1950 bis 1973 entsprechende Steigerung ist eingetreten, sondern Stagnation und in den letzten Jahren Rückgang (vorläufige Angaben für 1981 nach Ifo-Institut für Wirtschaftsforschung München). Dies ist in erster Linie ein Erfolg von Energiesparmaßnahmen, denen auch zukünftig ein bedeutendes Potential zukommt. Die Nutzung der Kraftwärmekopplung und anderer alternativer Energiequellen (Sonne, Wind, Gezeiten, Erd- und Ozeanwärme, organische Quellen) ist nicht nur besser in der Lage, in Zukunft einen nennenswerten Anteil am Primärenergiebedarf zu decken als Kernkraftwerke, sondern diese Energiequellen sind auch bedeutend weniger gesundheitsschädlich (BBU, 1981).

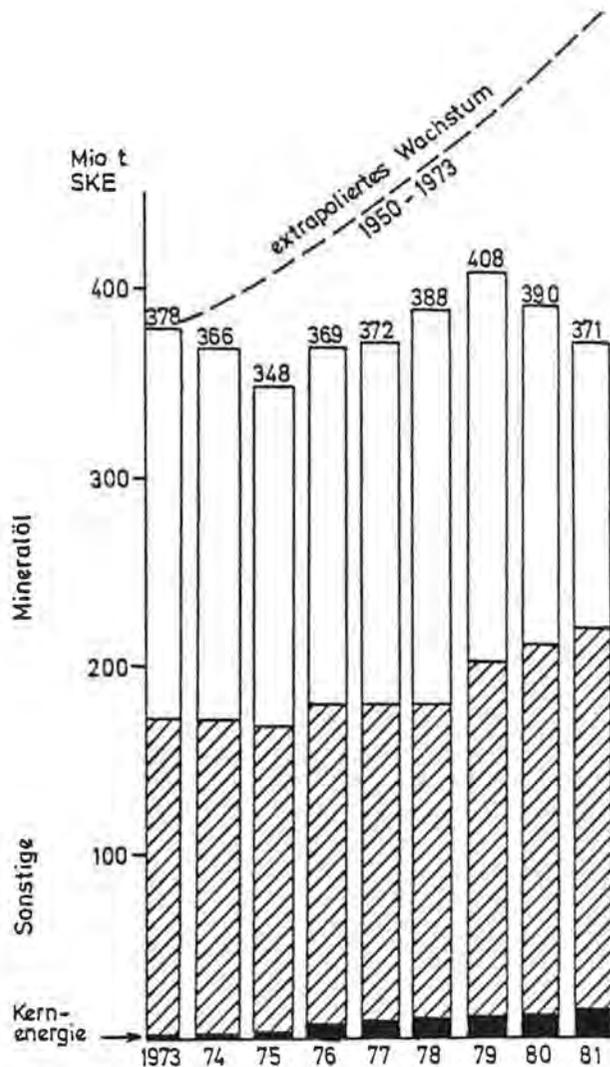


Fig. 23: Primärenergieverbrauch in der Bundesrepublik Deutschland.

Prospektion und Abbau der kleinen bundesdeutschen Uranerzvorkommen sind zu unterlassen, denn es hat angesichts der unentwickelten Brütertechnologie keinen Sinn, durch einen im Weltmaßstab unwirtschaftlichen Abbau und die Aufbereitung u. a. radioaktive Gewässerkontaminationen zu verursachen, nur um für wenige Jahrzehnte Atomstrom in Druck- und Siedewasserreaktoren mit ihrem niedrigen Wirkungsgrad zu erzeugen. Die bereits vorhandenen Halden aus Uranabbau und -aufbereitung sind sorgfältig mit inertem bindigem Material ausreichender Mächtigkeit abzudecken, um größere Auswaschungen von Radionukliden in Oberflächen- und Grundwässer zu unterbinden.

Bei den in Betrieb befindlichen Kernkraftwerken müssen Sicherheitsvorkehrungen und Kontrollen verbessert werden. Die Rücklaufkanäle sind mit einer Verriegelungseinrichtung zu versehen, denn es ist wenig sinnvoll, daß bei übergroßer Aktivitätsabgabe akustische und optische Warnsignale gegeben werden, während sich die Radionuklide in den Vorfluter ergießen. Die radioaktiven Emissionen sind dem Stand der Technik anzupassen und müssen drastisch reduziert werden. Vielfach werden hierzu wirksamere und größere Dekontaminationsanlagen erforderlich sein. Insbesondere ist für erhöhten Abwasseranfall eine Verdoppelung der Verdampferanlagen mit einem Dekontaminationsgrad von  $10^1$  im Hinblick auf die Reinhaltung der Gewässer zu fordern. Angesichts der schon heute durch Radioaktivitätseintrag aus bestehenden Kernkraftwerken vorhandenen Wasserbelastung und der ungelösten Endlagerungsprobleme für verbrauchte Brennstoffe ist auf Inbetriebnahme neuer Kernkraftwerke zu verzichten. Bestehende Anlagen werden nach den bisherigen Erfahrungen die vorgesehene Betriebszeit von ca. 40 Jahren ohnehin nur in Ausnahmefällen erreichen, so daß sie spätestens dann in Teile zerlegt zur Großkomponenten-Lagerung gebracht werden können.

Die Wiederaufarbeitung verbrauchter Brennelemente als die mit Abstand gefährlichste Aktivität innerhalb der Kernbrennstoffkette mit einem unkalkulierbar hohen Risiko der radioaktiven Gewässerkontamination ist zu unterlassen. Dies gilt umso mehr, als die Technologie des Schnellen Brüters als des potentiellen Verwerfers des extrahierten Plutoniums bislang nicht beherrscht wird. Auch aus Gründen der Gefahr von Nuklearterrorismus und Kernwaffenproliferation verbietet sich die Wiederaufarbeitung. Schließlich wird die Menge des Atommülls durch die im übrigen unwirtschaftliche Wiederaufarbeitung unnötig vergrößert, was wiederum limitierend für bestimmte Endlagerungskonzepte sein kann.

Stattdessen ist eine direkte, möglichst sichere Endlagerung des bereits heute angefallenen Atommülls anzustreben. Diese Aufgabe ist wegen des über unvorstellbar lange Zeit anhaltenden Gefährdungspotentials der radioaktiven Substanzen mit größter Verantwortung gegenüber künftigen Generationen zu bearbeiten und durchzuführen. Die Zeiträume, um die es sich hierbei handelt, gehen aus Fig. 24 hervor, wobei die logarithmische Zeiteinteilung zu beachten ist. Wären zur Zeit des 30jährigen Krieges etwaige Kernkraftwerke endgültig außer Betrieb gegangen, so wäre die Beta- und Gamma-Aktivität von deren Atommüll noch heute nicht abgeklungen. Das Hauptproblem stellen aber die Zerfallskurven von Uran-235, Jod-129 und der alpha-strahlenden Transurane mit ihren z. T. enorm langen Halbwertszeiten dar. Einige Zerfallskurven sind in Fig. 24 dargestellt. Wäre eine fiktive Kernenergie-Gesellschaft unmittelbar vor Auftreten des ersten Menschen ausgestorben, so wäre heute die Strahlung von deren radioaktiver Hinterlassenschaft in Form von Neptunium-237, Jod-129 und Uran-235, welches auch beim Zerfall von Plutonium-239 nachentsteht, noch nicht einmal zur Hälfte abgeklungen. Besonders im Hinblick auf eine Vermeidung radioaktiver Wasserkontamination und auf Sicherheit des Atommülls gegen Kritikalität nach Wasserzutritt müssen daher möglichst sichere Endlagerungskonzepte erarbeitet werden. Nach derzeitiger Kenntnis sollte dabei auf die weitere Untersuchung von Salzstrukturen verzichtet werden. Stattdessen sollten alle Anstrengungen auf globale Lösungen sowie im nationalen Rahmen auf Kavernenlagerung in wasserarmen Kristallingesteinen wie z. B. Granit konzentriert werden.

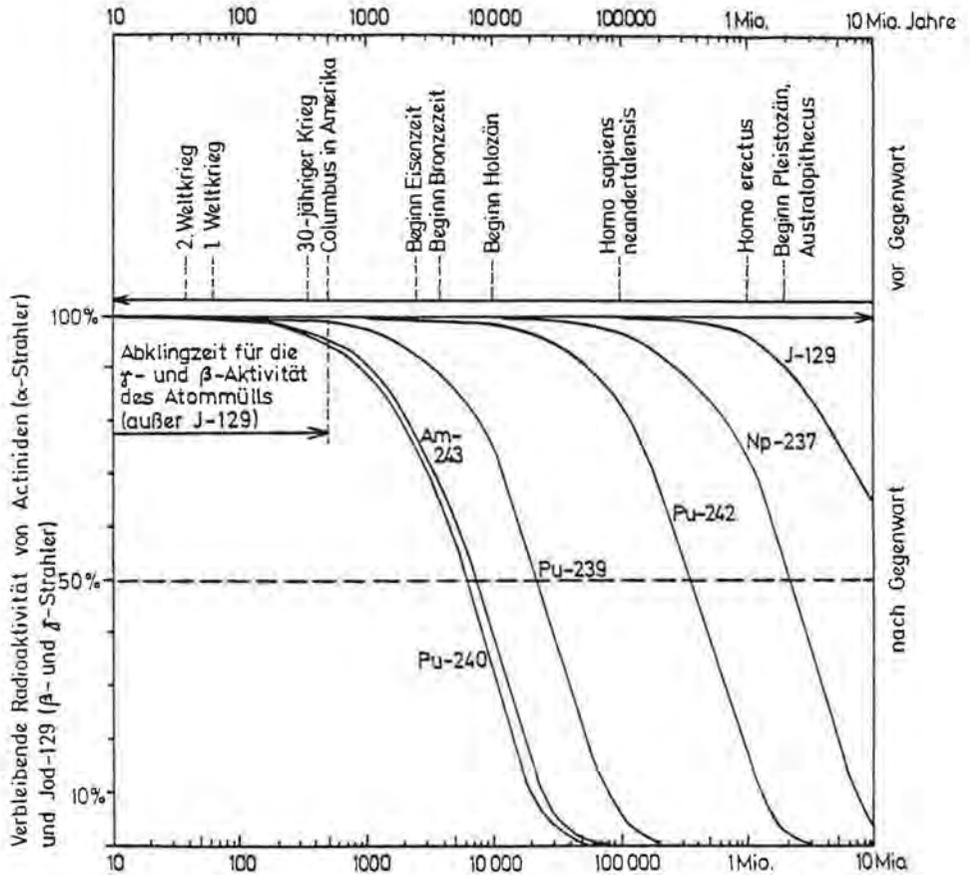


Fig. 24: Zeitliches Gefährdungspotential hochradioaktiver Substanzen aus Kernkraftwerken.

Draußen regnet es nach einer längeren Schönwetterperiode. Aus der benachbarten Wetterwarte wird berichtet, daß wieder besonders hohe Aktivitätskonzentrationen im Niederschlag gemessen wurden. Bald werden sie auch aus dem Wasserhahn austreten, denn in den flachen Trinkwasserstollen unseres Wasserwerkes fließt radioaktiv kontaminiertes Oberflächen- und Sickerwasser. Meine schwangere Frau wird dem Ungeborenen die ersten Radionuklide zuführen. Was werden unsere Nachkommen über die Atompolitik der achtziger Jahre sagen? Werden sie dann überhaupt noch etwas sagen können? **Noch ist es nicht zu spät: Wehren Sie sich gegen die radioaktive Versuchung unseres Wassers!**

## Zusammenfassung

Seit Erstarrung der Erdkruste ist jedes natürliche Wasser radioaktiv. Gesundheitsschädliche Aktivitätskonzentrationen werden jedoch nur von höher Ra-226-haltigen Thermal- und Mineralwässern erreicht, weshalb diese nicht als Trinkwasser genutzt werden sollen.

Für die Allgemeinheit weitaus gesundheitsgefährlicher ist die aus Kernwaffenversuchen seit 1945 resultierende Fallout-Radioaktivität im Wasser, die zwar durch Zerfall abnimmt, unverantwortlicherweise aber durch fortgesetzte Kernwaffenversuche nachentsteht. Am meisten sind Oberflächengewässer gefährdet, aber auch in das Grundwasser gelangen hohe Aktivitätskonzentrationen durch Washout und Uferfiltrat. Jede Uferfiltratanlage und erst recht jede Oberflächenwasser-Trinkwasserfabrik sind daher extrem radioaktivitätsgefährdet.

Eine weitere radioaktive Kontamination unseres unersetzlichen Wassers ist seit etwa 20 Jahren durch die Kernkraftindustrie eingeleitet worden. Schon beim Uranbergbau und der Uranerzaufbereitung gelangen bisher von der Biosphäre abgeschlossene Strahler an die Oberfläche und treten auch in den Wasserkreislauf ein. Am Beispiel der Uranlagerstätte Baden-Baden/Gernsbach wird gezeigt, daß Prospektion und Versuchsbergbau zur mehrfachen Überschreitung der nach § 45 der Strahlenschutzverordnung maximal zulässigen Strahlungsdosen geführt haben. Außerdem sind gravierende Beeinträchtigungen der weltbekannten Baden-Badener Thermalmineralquellen zu erwarten. Angesichts der kleinen und geringkonzentrierten deutschen Uranvorkommen hat deren Abbau bei der unentwickelten und risikoreichen Brütertechnologie keinen Sinn und ist daher zu unterlassen.

Aus Kernkraftwerken treten großenteils energiereiche und langlebige Strahler über den Abwasserpfad, daneben über den Abluftpfad, in den Wasserkreislauf ein. Gesetzgebung, Sicherheitsvorkehrungen und technische Kontrollen sind so unvollkommen, daß eine Überschreitung der Dosisgrenzwerte der Strahlenschutzverordnung jederzeit zu befürchten ist, und zwar nicht nur bei Verwendung von Flußwasser, sondern auch von Grundwasser mit Uferfiltratanteilen, was am Beispiel des Kernkraftwerkes Grohnde gezeigt wird. Die radioaktiven Emissionen der in Betrieb befindlichen Kernkraftwerke sind daher dem Stand der Technik anzupassen und durch wirksamere Dekontaminationsanlagen drastisch zu reduzieren.

Die Wiederaufarbeitung von Kernbrennstoffen als die mit Abstand gefährlichste Aktivität der Kernkraftindustrie mit einem unkalkulierbar hohen Risiko der radioaktiven Gewässerkontamination über Abwasser- und Abluftpfad ist zu unterlassen. Dies gilt um so mehr, als die Technologie des Schnellen Brüters als des potentiellen Verwerfers des extrahierten Plutoniums bislang nicht beherrscht wird. Schließlich wird die Menge des Atommülls durch die Wiederaufarbeitung unnötig vergrößert, was wiederum limitierend für bestimmte Endlagerungskonzepte sein kann.

Statt dessen ist eine direkte, möglichst sichere Endlagerung des bereits heute angefallenen Atommülls anzustreben. Besonders im Hinblick auf eine Vermeidung radioaktiver Wasserkontamination und auf Sicherheit des Atommülls gegen Kritikalität nach Wasserzutritt sollte auf die weitere Untersuchung von Salzstrukturen wie Gorleben verzichtet und alle Anstrengungen auf globale Lösungen sowie im nationalen Rahmen auf Kavernenlagerung in wasserarmen Kristallingesteinen konzentriert werden.

Zur Reduzierung der bereits im Wasser vorhandenen Radioaktivität wird empfohlen, die Strahlenschutzverordnung wieder von unkontrollierbaren maximal zulässigen

jährlichen Strahlungsdosen auf maximal zulässige Aktivitätskonzentrationen in Übereinstimmung mit den WHO-Trinkwassernormen umzustellen und bessere nuklid-spezifische Meßprogramme durchzuführen. Hierbei sind auch die öffentlichen Wasserwerke zur Radioaktivitätsmessung zu verpflichten und im Bedarfsfall zur Durchführung spezieller Vorsorge- und Dekontaminationsverfahren.

Der zunehmenden radioaktiven Kontamination unseres Wassers ist durch schrittweisen Abbau der Kernkraftindustrie entgegenzuwirken. Neue Kernkraftwerke sollten im Hinblick auf überquellende Lagerbecken mit verbrauchten Kernbrennstoffen und auf die ungelöste Frage der Endlagerung nicht mehr in Betrieb gesetzt werden. Jeder Trinkwasserverbraucher hat das Recht und gegenüber kommenden Generationen die Pflicht, sich gegen die radioaktive Verseuchung unseres Wassers zu wehren.

## Literatur

- AGRICOLA (1556): *De re metallica*. – Basel.
- ALTMANN, H. J. (1978): Uranexploration im Ufgau. – Ertlingen.
- ALTMANN, H. J. (1979): Uranexploration im Schwarzwald. – Der Schwarzwald 1979, H. 1, Schwarzwaldverein e. V., Freiburg i. Br.
- AURAND, K. (1976): Die natürliche und künstliche Strahlenexposition des Menschen. – In: AURAND, K. (Hrsg.): *Kernenergie und Umwelt*, Berlin (Erich Schmidt).
- BAITSCH, B. (1976): Gutachten über den Einfluß des Baukörpers auf das Grundwasser für das geplante Kernkraftwerk Wyhl. – Bonn.
- BEGEMANN, F. (1958): New Measurements on the World-wide Distribution of Natural and Artificially Produced Tritium. – P/1963 Proc. 2<sup>nd</sup> UN Int. Conf. PUAE Geneva 1958, Vol. 18, 545–550, Genf.
- Bezirksregierung Hannover (1981): Wasserrechtliche Erlaubnis für das Kernkraftwerk Grohnde. – Hannover.
- BRAUN, E. v. (1965): Die mit Bundesmitteln unterstützte Uranprospektion der Jahre 1956–1962. – Schriftenreihe des Bundesministers für wissenschaftliche Forschung, H. 5, München.
- Der Bundesminister des Innern (1979): Allgemeine Berechnungsgrundlage für die Strahlenexposition bei radioaktiven Ableitungen mit der Abluft oder in Oberflächengewässer. – Gemeinsames Min. Bl., 30. Jhg., Nr. 21, Bonn.
- Der Bundesminister des Innern (1980): Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung. Jahresbericht 1977. – Bonn.
- Bundesverband Bürgerinitiativen Umweltschutz e. V. (BBU, 1978): Informationen zur Kernenergie Nr. K 13: Uranbergbau. – Karlsruhe.
- Bundesverband Bürgerinitiativen Umweltschutz e. V. (BBU, 1981): Risikovergleich verschiedener Energiequellen. – Informationen zu Energie-Alternativen Nr. A 9, Karlsruhe.
- Bundesverband Bürgerinitiativen Umweltschutz e. V. (BBU, 1982): Informationen zur Kernenergie Nr. K 7: Die geplante Wiederaufarbeitungsanlage – der fliegende Holländer der Atomindustrie. – Karlsruhe.
- Bund Naturschutz in Bayern e. V. (1981): Kernenergie. Wiederaufarbeitung – Teil der Entsorgung. – Eine Kritik. – München.
- CARLE, W. (1975): Die Mineral- und Thermalwässer von Mitteleuropa. – Stuttgart (Wiss. Vlgsges.).
- DELISLE, G. (1980): Berechnungen zur raumzeitlichen Entwicklung des Temperaturfeldes um ein Endlager für mittel- und hochaktive Abfälle in einer Salzformation. – Z. dt. geol. Ges., 131, 461–482, Hannover.
- Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e. V. (1982): DVGW-Regelwerk, Arbeitsblatt W 253: Trinkwasserversorgung und Radioaktivität. – Frankfurt (ZfGW-Vlg.).
- Deutscher Verein von Gas- und Wasserfachmännern e. V. (1975): Richtlinien für Trinkwasserschutzgebiete, I. Teil: Schutzgebiete für Grundwasser. – Technische Regeln, Arbeitsblatt W 101, Frankfurt (ZfGW-Vlg.).

- DIN 4049, Blatt 1 (1954): Gewässerkunde: Fachausdrücke und Begriffsbestimmungen, Teil I: quantitativ. - Berlin (Beuth).
- ERTLE, H. J., G. KNEUPER & H. MÜLLER (1976): Prospektion einer sedimentären Uranerzlagerstätte im Oberkarbon des Nordschwarzwaldes. - Glückauf, 112, Essen.
- FINGER, G. & H. SCHULZ-UTERMOHL (1958): Möglichkeiten der Beseitigung der Radioaktivität im Trinkwasser. - Österr. Wasserwirtschaft, 10, Wien.
- GRIMMEL, E. (1979): Warum der Salzstock Gorleben als Atommülldeponie ungeeignet ist. - Institut für Angewandte Ökologie Freiburg/Br., Öko-Bericht Nr. 4, Freiburg i. Br.
- GRIMMEL, E. (1980): Zur Endlagerung radioaktiver Abfälle in Salzstöcken. - In: Atom-Müll. - Institut für Angewandte Ökologie Freiburg/Br., Fellbach (Bonz).
- HABERER, K. (1969): Radionuklide im Wasser. - München (Karl Thiemig KG).
- HABERER, K., P. SPINDLER & J. HOLLUTA (1961): Untersuchungen über die Entfernung radioaktiver Stoffe bei der Trinkwasseraufbereitung. - Vom Wasser, 28.
- HABERER, K. & U. STDRZER (1974): Schnellmethoden zur Abschätzung der Radioaktivität im Wasserwerksbetrieb. - Hydrochemische und hydrobiologische Mitt. des Inst. für Wasserchemie und Balneologie der Univ. München.
- HAHNE, St. (1978): Bericht über den Stand der Begutachtung einer Kontamination von chemisch-pharmazeutischen Produkten der Firmen Lohmann und Lohmapharm durch Radioaktivitätsabgaben des geplanten Kernkraftwerks Grohnde und der Strahlenbelastung von Patienten, die mit den Produkten behandelt werden. - Unveröff. Ber., Karlsruhe.
- HALLDEN, N. A., I. M. FISENNE, L. D. Y. ONG & J. H. HARLEY (1961): Radioactive Decay of Weapons Debris. - In: USAEC-Report HASL, 117, 194-199.
- HEINTZ, W. (1980): Endlagerfähige radioaktive Abfälle. - Z. dt. geol. Ges., 131, 343-355, Hannover.
- HERRMANN, A. G. (1980): Geochemische Prozesse in marinen Salzablagerungen: Bedeutung und Konsequenzen für die Endlagerung radioaktiver Substanzen in Salzdiapiren. - Z. dt. geol. Ges., 131, 433-459, Hannover.
- HIRSCH, H. (1980): Wie abgebrannte Brennelemente zwischengelagert - dauergelagert - langzeitgelagert - endgelagert werden sollen oder Etikettenschwindel und ungelöste Probleme. - In: Atom-Müll, Institut für Angewandte Ökologie Freiburg/Br., Fellbach (Bonz).
- HÖLL, K. (1977): Die Wahrheit über die Atomkraftwerke. - München (Udo Pfiemer).
- HÖLL, K. (1979): Wasser. - Berlin - New York (de Gruyter).
- HÜNERBERG, K. (1971): Der Schutz des Wassers vor radioaktiven Verunreinigungen und ihre Beseitigung. - In: PRESS, H. et al.: Taschenbuch der Wasserwirtschaft. - 5. Aufl., Hamburg (Wasser und Boden Axel Lindow & Co.).
- HURSH, J. B. (1954): Radium Content of Public Water Supplies. - Journ. AWWA, 46, 43-54, New York.
- IAEA (1961): Radioactive Waste Disposal into Sea. - Safety Series No. 5, International Atomic Energy Agency, Wien.
- Institut für Angewandte Ökologie Freiburg/Br. (1980): Atom-Müll. - Fellbach (Bonz).
- Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg e. V. (1978): Radioökologische Studie zum Uranbergbau. - Heidelberg.
- International Commission on Radiological Protection (1959): Report of ICRP Committee II on Permissible Dose for Internal Radiation. - ICRP-Publication, 2, London (Pergamon Press).
- JAAG, O. (1960): Zukünftige Probleme der Wasserversorgung. - Monatsbulletin SVGW, 40.
- JARITZ, W. (1980): Einige Aspekte der Entwicklungsgeschichte der nordwestdeutschen Salzstöcke. - Z. dt. geol. Ges., 131, 387-408, Hannover.
- KEENY, S. M. et al. (1977): Das Veto: Der Atombericht der Ford-Foundation. - Frankfurt (Umschau).
- Kernforschungszentrum Karlsruhe (1977): Jahresbericht des Kernforschungszentrums Karlsruhe 1977, S. 91, KfK-Bericht 2620.
- KIEFER, H. (1978): Strahlenbelastung durch die Abraumhalden bei Müllbach. - Aktennotiz des Kernforschungszentrums Karlsruhe vom 31. 8. 1978.
- KIEFER, H. & R. MAUSHART (1958): Die natürliche Radioaktivität im Wasser. - Nukleonik, 1, 22-27.
- KOTHE, P. & H. MUNDSCHEK (1978): Die Wahrheit über die Atomkraftwerke? - Dt. Gewässerkd. Mitt., 22, Koblenz.
- KRAUSPE, A. (1980): Zur Ermittlung der aus Kernkraftwerken resultierenden Strahlenexposition über den Abwasserpfad unter Verwendung des Zentralwertes der Abflüsse ZQ. - gwf-wasser/abwasser, 121, H. 7, München.
- KRAUSPE, A. (1981): Stadt Hameln ./.. Niedersächsischer Sozialminister wegen Bau und Betrieb des

- Kernkraftwerkes Grohnde: Stellungnahme zur Wasserrechtlichen Erlaubnis für das Kernkraftwerk Grohnde der Bezirksregierung Hannover vom 16. 6. 1981. – Aachen.
- KRAUSPE, A. (1981): Ermittlung der aktuellen Uferfiltratsanteile in den Brunnenförderwässern der Firma Lohmann und Konsequenzen hinsichtlich der Strahlenexposition von Konsumenten der Firmenprodukte. – Aachen.
- KREMLING, K. (1966): Radiojod-Entnahme aus Talsperrenwässern unter Anwendung von Silbersalzen in Schnellfilteranlagen großer Leistungsfähigkeit. – Diss. TH Braunschweig.
- KÜHN, K. (1976): Abgabe radioaktiver Stoffe aus Kernkraftwerken – Feste Abfälle. – In: AURAND, K. (Hrsg.): Kernenergie und Umwelt, Berlin (Erich Schmidt).
- LACY, W. J. (1965): Decontamination of radioactively contaminated water by slurring with clay. – Ind. Eng. Chem., 46, 1061.
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Arbeitsgruppe „Radioaktivitätsbelastung der Gewässer“ (1979): Wasserwirtschaft und Kernenergie mit Richtlinien für das Einleiten von Abwasser aus Kernkraftwerken mit Leichtwasserreaktoren in die Gewässer sowie Sicherheitstechnische Regel Messung flüssiger radioaktiver Stoffe zur Überwachung der radioaktiven Ableitungen (KTA-1504). – Mainz.
- MC CAULEY, R. F. & R. ELIASSEN (1955): Radioactive-Strontium Removal by Lime-Soda Softening. – Journ. AWWA, 47, New York.
- MC GRATH (1974): Potentials and Hazards from a Risk Point of View. – Kernforschungszentrum Karlsruhe.
- MILNES, A. G., M. BUSER & W. WILDI (1980): Endlagerungskonzepte für radioaktive Abfälle im Überblick. – Z. dt. geol. Ges., 131, 359–385, Hannover.
- MITCHELL, K. A. (1970): Management of Low- and Intermediate Level Radioactive Wastes. – IAEA, Wien.
- MOSE, H. & W. RAUERT (1980): Isotopenmethoden in der Hydrologie. – Lehrbuch der Hydrogeologie, Bd.8, Berlin – Stuttgart (Gebr. Borntraeger).
- MUNDSCHENK, H. (1976): Zur Selektivität und Empfindlichkeit von NaJ(Tl)- und Ge(Li)-Meßsonden in der radioökologischen und radiometrischen Wasseranalytik – Teil I. – Dt. Gewässerkd. Mitt., 20, H. 1, 13–20, Koblenz.
- MUTH, H., B. RAJEWSKY, H.-J. HANTKE & K. AURAND (1960): The Normal Radium Content and the Ra<sup>226</sup>/Ca Ratio of Various Foods, Drinking Water and Different Organs and Tissues of the Human Body. – Health Phys., 2, 239–245.
- NARROG, J. (1976): Notfallplanung. – In: AURAND, K. (Hrsg.): Kernenergie und Umwelt, Berlin (Erich Schmidt).
- NEA (1978): Management, stabilization and environmental impact of uranium mill tailings. – Proc. of the NEA Seminar, Albuquerque.
- Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (Sachbearb. M. KLEEFELDT) (1981): Beweissicherung Kernkraftwerk Grohnde. Untersuchungen über eine mögliche Grundwasserkontamination wesernaher Versorgungsbrunnen als Folge der Einleitung radioaktiv belasteter Kühlwässer durch das Kernkraftwerk Grohnde. – Hannover.
- Niedersächsisches Wasseruntersuchungsamt (1979): Kernkraftwerk Grohnde. – Stellungnahme AZ: 3057/79, Hildesheim 16. 8. 1979.
- Niedersächsisches Wasseruntersuchungsamt (1980): Untersuchungen zur Kurzzeitverteilung langlebiger Radionuklide im Abwasser von Kernkraftwerken mit Druckwasserreaktoren und maximale Tritium-Konzentration im Rücklaufkanal von Kernkraftwerken mit Druckwasserreaktoren. – Hildesheim.
- Oberverswaltungsgericht Lüneburg (1979): Beschluß vom 22. 2. 1979 in der Verwaltungsrechtssache Firmen Dr. Paul Lohmann und Lomapharm in Emmerthal ./.. Niedersächsischer Sozialminister in Hannover wegen Erster Teilgenehmigung zur Errichtung des Kernkraftwerkes Grohnde. – Lüneburg.
- PICKEL, H.-J. (1977): Geologisches und Ingenieurbüro Dr. PICKEL: Hydrogeologisches Gutachten Kernkraftwerk Grohnde, Teil 1. – Fulda.
- POHL, R. (1976): Health Effects of Radon 222 from Uranium Mining. – Search, 7, Nr. 8, 345–354.
- PÜRSCHEL, W. (1965): Wassergüte und Wasseraufbereitung. – Bauing.-Praxis, 91, Berlin – München (W. Ernst & Sohn).
- RAJEWSKY, B. (1939): 2. Krebsforschung, 49, 315–340.
- RATKA, R. (1980): Wiederaufarbeitung in La Hague (Frankreich) – eine Papierlösung! – Auswirkung

- eines technischen Fiaskos auf die Bundesrepublik Deutschland. – In: Atom-Müll, Institut für Angewandte Ökologie Freiburg/Br., Fellbach (Bonz).
- Richtlinien für Heilquellenschutzgebiete (1966). – Der Naturbrunnen, 16. Jhg., H. 4, Bad Godesberg.
- RINGWOOD, A. E. (1978): Safe disposal of high level nuclear reactor wastes: A new strategy. – Australian National University Press, Canberra, Australia and Norwalk, Conn., USA.
- RÜHLE, H. (1976): Radioaktive Stoffe – Ionisierende Strahlen – Dosisseinheiten. – In: AURAND, K. (Hrsg.): Kernenergie und Umwelt, Berlin (Erich Schmidt).
- SCHNEIDER, H. (1973): Die Wassererschließung. – Essen (Vulkan).
- SCHÜTTELKOPF, H. & H. KIEFER (1980): Die Dosisbelastung der Umgebungsbevölkerung durch natürliches und aus einer Uranuntersuchungsgrube emittiertes Ra-226 – Radioökologische Untersuchungen im Raum Baden-Baden. – KfK-Bericht 2994, Kernforschungszentrum Karlsruhe.
- SCHÜTZ, W. (1978): Uran- und Radiumgehalte in den Gesteinen und Grundwässern der Bundesrepublik Deutschland. – Inst. f. Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes, Berlin.
- SEITZ, L. R. & H. H. RUSSELL (1958): Chemical Coagulation Studies on Removal of Radioactivity in Waters. – Journ. AWWA, 50, New York.
- Tutorium Umweltschutz an der Universität Heidelberg (1978): Radioökologisches Gutachten zum Kernkraftwerk Wyhl. – Heidelberg.
- United Nations Scientific Committee (1958): Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. – New York.
- Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen (Strahlenschutzverordnung – StrlSchV) vom 13. Oktober 1976. – Bundesgesetzblatt Teil I, S. 2905.
- Verordnung über Trinkwasser und über Brauchwasser für Lebensmittelbetriebe (Trinkwasser-Verordnung) vom 31. Januar 1975. – Bundesgesetzblatt Teil I, Z 1997A, Nr. 16, 1975, 453–461. Ausgegeben zu Bonn am 15. Februar 1975.
- WEISH, P. & E. GRUBER (1979): Radioaktivität und Umwelt. – Stuttgart (G. Fischer).
- WHO (1971): International Standards for Drinking-Water, 3. ed. – World Health Organization, Genf.
- WOLTER, R. (1976): Abgabe radioaktiver Stoffe aus Kernkraftwerken – Abwasser. – In: AURAND, K. (Hrsg.): Kernenergie und Umwelt, Berlin (Erich Schmidt).
- Zweite Verordnung zur Änderung und Ergänzung der Ersten Strahlenschutzverordnung vom 12. August 1965. – Bundesgesetzblatt Teil I, S. 759.

## Verzeichnis der verwendeten Maßeinheiten und Abkürzungen

### Maßeinheiten für

Äquivalenzdosis	rem	Rem = $10^{-2}$ J/kg
Celsiustemperatur	° C	Grad Celsius
Druck	bar	Bar = $0,1$ MN/m <sup>2</sup>
Energie	J	Joule
	eV	Elektronenvolt = $1,60 \cdot 10^{-19}$ J
Energiedosis	rd	Rad = $10^{-2}$ J/kg
Fläche	m <sup>2</sup>	Quadratmeter
Kraft	N	Newton = $1$ kg m s <sup>-2</sup>
Länge	m	Meter
Masse	g	Gramm
	t	Tonne = $1000$ kg
Radioaktivität	Bq	Becquerel
	Ci	Curie = $3,7 \cdot 10^{10}$ Bq
elektrische Spannung	V	Volt
Volumen	m <sup>3</sup>	Kubikmeter
	l	Liter = $10^{-3}$ m <sup>3</sup>
Wärmemenge	cal	Kalorie = $4,1897$ J
Wärmestrom	W	Watt = $1$ J s <sup>-1</sup> = $1$ kg m <sup>2</sup> s <sup>-3</sup>

Zeit	a	Jahr
	d	Tag
	h	Stunde
	min	Minute
	s	Sekunde

### Vorsätze zur Bezeichnung von Vielfachen oder Teilen einer Einheit

P	Peta	$= 10^{15}$	d	Dezi	$= 10^{-1}$
T	Tera	$= 10^{12}$	c	Zenti	$= 10^{-2}$
G	Giga	$= 10^9$	m	Milli	$= 10^{-3}$
M	Mega	$= 10^6$	$\mu$	Mikro	$= 10^{-6}$
k	Kilo	$= 10^3$	n	Nano	$= 10^{-9}$
h	Hekto	$= 10^2$	p	Pico	$= 10^{-12}$

### Abkürzungen

A	Aktivität
AZJ	jährliche Aktivitätszufuhr
BBU	Bundesverband Bürgerinitiativen Umweltschutz
BMI	Bundesminister des Innern
BNB	Bund Naturschutz in Bayern
c	Konzentration
D	Strahlendosis
DBE	Deutsche Gesellschaft zum Bau und Betrieb von Endlagern
Df	Dosisfaktor
DIN	ursprünglich Abkürzung für Deutsche Industrie-Norm
DNS	Desoxyribonukleinsäure
DRR	Druckröhrenreaktor
DVGW	Deutscher Verein von Gas- und Wasserfachmännern
DWK	Deutsche Gesellschaft für Wiederaufarbeitung von Kernbrennstoffen
DWR	Druckwasserreaktor
E	Energie
e	Basis der natürlichen Logarithmen; $e = 2,71828 \dots$ ; e ist eine transzendente Zahl
EBR	Experimental Breeder Reactor (Schneller Brutreaktor, natriumgekühlt)
HDR	Heißdampfreaktor
HTR	Hochtemperaturreaktor
i	hydraulisches Gefälle
IAEA	International Atomic Energy Agency (Internationale Atomenergie-Behörde)
ICRP	International Commission on Radiological Protection (Internationale Strahlenschutz-Kommission)
Jd	Jahresdosierung
$k_f$	Durchlässigkeitsbeiwert
KfK	Kernforschungszentrum Karlsruhe
KKW	Kernkraftwerk
KTA	Kerntechnischer Ausschuß
l	Fließstrecke
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
ln	natürlicher Logarithmus
MQ	arithmetisches Mittel der Abflüsse
MSK-Skala	Medvedev-Sponheuer-Karnik-Erdbeben-Skala
MWe	Megawatt elektrisch
n	Anzahl
$n_{\text{eff}}$	nutzbares Porenvolumen
NN	Normal-Null-Niveau
NWA	Niedersächsisches Wasseruntersuchungsamt

pH	pH-Wert (negativer dekadischer Logarithmus der Wasserstoffionenkonzentration)
ppm	parts per million ( $1 \cdot 10^{-6}$ )
Q	Abfluß, Wassermenge
SDWR	Schwerwassergekühlter Druckwasserreaktor
SI	Système International (Internationales Maßeinheitensystem)
SKE	Steinkohleneinheit (1 Mio. t SKE = 29,3 Petajoule)
SM	Schwermetall
SNBR	Schneller natriumgekühlter Brutreaktor
SWR	Siedewasserreaktor
$T_{1/2}$	Halbwertszeit
$\tau$	Zeit
THTR	Thorium-Hochtemperaturreaktor
TNT	Trinitrotoluol
V	Volumen
WAA	Wiederaufarbeitungsanlage
WHO	World Health Organization (Weltgesundheitsorganisation)
ZQ	Zentralwert der Abflüsse (Überschreitungszahl – Unterschreitungszahl)
$\alpha$	Alphastrahlung
$\beta$	Betastrahlung
$\gamma$	Gammastrahlung
$\kappa$	K-Strahlung (Elektroneneinfang durch den Kern aus der innersten [K-]Schale der Elektronenhülle)
$\lambda$	Zerfallskonstante

## Stichwortverzeichnis

- |                                   |   |
|-----------------------------------|---|
| Absorption 7                      | Dekontamination 67                            |
| Äquivalenzdosis 8                 | Deuterium 16                                  |
| Aktivierungsprodukte 19           | Dosifiktor 8 f.                               |
| Aktivität 77                      | Druckwasserreaktor 38 f.                      |
| Aktivitätskonzentration 8 ff., 66 | Eisen-55 19                                   |
| Alphastrahlen 6 ff.               | Eisen-59 19                                   |
| Americium-241 55                  | Elektronenmasse 6                             |
| Atom Müll 59 ff., 71              | Elektronenvolt 6                              |
| Autunit 24                        | Endlagerung 59 ff., 71                        |
| Barium-140 19                     | Fallout 16 ff.                                |
| Becquerel 8                       | Gammastrahlen 6                               |
| Betastrahlen 6                    | Gasdiffusionsverfahren 27                     |
| Blasen kammer 7                   | Gaszentrifugenverfahren 27                    |
| Blei-210 12, 14, 15               | Größe, kritische 37, 54                       |
| Blei-212 12, 15                   | Halbleiterdetektoren 7                        |
| Blei-214 12                       | Halbwertszeit 6, 33, 40, 53 f., 57, 59, 71    |
| Borosilikatglas 54                | Helium-3 48                                   |
| Borsäure 51                       | Isotope 5                                     |
| Brutreaktor, Schneller 57, 70 f.  | Jod-129 54, 59, 71                            |
| Caesium-134 20, 45 ff.,           | Jod-131 18 f., 20 ff., 41, 45 ff., 65, 67 ff. |
| Caesium-137 19 f., 45 ff., 54     |   |
| Carnotit 24                       |   |
| Coffinit 24, 30                   |   |
| Curie 8                           |   |

- Kalium-40 10 f., 14, 67
- Katastrophenfall 68 f.
- Kernbrennstoffkette 23, 69, 71
- Kernkraftwerke 37 ff., 69, 71
- Kernladungszahl 6
- Kernwaffen 16, 68
- Kerosin 52 f.
- Kerosinbrand 55
- Knallgasexplosion 54
- Kobalt-57 19
- Kobalt-58 19, 45 ff.
- Kobalt-60 19, 45 ff., 67
- Kohlenstoff-14 13 f., 19, 52
- Kompaktlager 57
- Kontamination, radioaktive 9 f.
- Krypton-85 52 ff.
  
- Lanthan-140 18 f.
- Laserverfahren 27
  
- Mangan-54 19
- Massenzahl 6
- Moderator 37
- Monazit 13
- MSK-Skala 63, 65
  
- Nebelkammer 7
- Neodym-147 18 f.
- Neptunium-237 71 f.
- Neptunium-239 38
- Neutrino 13
- Neutronenabsorber 51
- Neutroneneinfang 16, 38
- Neutronen, langsame 13
- Neutronen, schnelle 37
- Niob-95 18 f.
- Notwasserversorgung 69
- Nuklidgemisch 42 f.
  
- Oxidgemisch 53
  
- Pechblende 24, 30
- Phosphor-32 67
- Plutonium-238 57
- Plutonium-239 16, 19, 38, 54, 57, 71 f.
- Plutonium-240 57
- Plutonium-241 57
- Plutoniumdioxid 53
- Polonium-210 10, 12, 15
- Polonium-218 10, 12, 28
- Praseodym-143 18 f.
- Protaktinium-234 29
- Purex-Prozeß 53
  
- Radioaktivität 5
- Radioaktivität, natürliche 10, 13 ff.
- Radiokolloide 67 f.
  
- Radiolyse 54
- Radium-226 14 ff., 27, 29, 35 f., 68
- Radon-220 12
- Radon-222 12, 14 ff., 28 ff.
- Radon-224 14
- Rem 8
- Rhutenium-103 18 f.
- Rhutenium-106 18 f.
- Rubidium-87 14
  
- Siedewasserreaktor 38
- SI-Einheiten 8
- Sol-Gel-Prozeß 53
- Solventextraktionsverfahren 52
- Spaltnuklidgemisch 18 f.
- Stickstoff-14 13, 53
- Strahlendosis 8 f.
- Strahlenschutzverordnung 8 f., 15, 34 f., 36, 51, 66
- Strahlung, kosmische 13
- Strahlungsenergie 6
- Strahlungsreichweite 6
- Stratosphäre 20
- Strontium-89 19
- Strontium-90 19, 20 f., 45 f., 49 f., 54 f.
- Subrosion 60, 63
- SYNROC 54, 62
- Szintillationszähler 7
  
- Thorex-Prozeß 53
- Thorium-230 12, 29, 33
- Thorium-232 10, 14 ff.
- Thorium-234 29
- Torbernit 24
- Transferfaktor 9
- Transurane 54, 55, 71
- Trenndüsenverfahren 27
- Tributylphosphat 52 f.
- Trinitrotoluol 16
- Trinkwasser-Verordnung 8
- Tritium 13 ff., 16, 20 ff., 39, 42, 19, 45 ff., 64, 67
- Troposphäre 20
  
- Uferfiltration 43 ff., 49
- Uran-234 33
- Uran-235 10 f., 11, 16, 19, 25, 27, 33, 37, 54, 59, 71 f.
- Uran-238 10 f., 14 f., 19, 25, 27, 33, 37, 54
- Uran-239 37
- Uranbergbau 23 ff., 70
- Uranhexafluorid 27, 53
- Uraninit 25
- Uranophan 24
- Uranoxid 27, 51
- Uranylkomplex 33
  
- Verdampferanlage 71

WHO-Trinkwassernormen 22, 47, 66  
Wiederaufarbeitung 51 ff, 71  
Wismut-212 12, 15  
Wismut-214 10 f  
Yellowcake 27  
Yttrium-90 19, 51

Zählrohr 7  
Zerfall, dualer 11  
Zerfall, radioaktiver 5, 10 f., 48  
Zerfallskonstante 5, 40  
Zeunerit 24  
Zink-65 19  
Zirkon-95 19

## Summary

Since solidification of the lithosphere all natural water is radioactive. Yet noxious concentrations of activity are only reached by thermal and mineral waters with higher Ra-226 concentration, which therefore shall not be used as drinking water.

Much more harmful for general health is fallout-radioactivity of water resulting from nuclear weapons tests since 1945. Although this activity decreases by decay, it is renewed by continued weapons tests in an irresponsible manner. Surface water is most endangered, but high activity concentrations enter groundwater, too, via washout and percolation from streams. Every streamwater infiltration plant and even more every surface water drinking water plant are therefore extremely endangered by radioactivity.

About 20 years ago further radioactive contamination of our unreplaceable water was commenced by nuclear power industry. Beginning with uranium mining and uranium mineral dressing, radiation formerly separated from biosphere gets to the surface and enters the hydrologic cycle. It is shown for the uranium deposit at Baden-Baden/Gernsbach that prospecting and test mining resulted in a multiple excess of maximum permissible radiation doses according to § 45 of the Radiation Protection Order. Moreover, serious hazards for the world-famous Baden-Baden hot mineral springs are to be expected. Mining of the small and poorly concentrated German uranium deposits makes no sense with respect to the undeveloped and risky breeder technology.

Mostly high energy and longterm radiation gets out of nuclear power plants with the effluent sewage as well as via chimney and enters the hydrologic cycle. Legislation, security precautions and technical controls are insufficient. Therefore exceeding of the radiation dose limits according to the Radiation Protection Order must be feared any time using streamwater or groundwater with streamwater infiltration. This is demonstrated for the location of the nuclear power plant at Grohnde. Radioactive emissions of operating nuclear power plants have to be adjusted to the level of modern technology and to be reduced drastically by more efficient decontamination systems.

Reconditioning of nuclear fuel is the most hazardous activity of nuclear power industry with an uncalculable risk of radioactive water contamination via effluent sewage and chimney, and shall therefore be cancelled. This is to be demanded all the more since technology of breeder reactors as potential utilizers of extracted plutonium has not been properly mastered until now. Finally, quantity of nuclear waste is unnecessarily enlarged which can limit certain concepts of final storage.

As to nuclear waste already existing a direct final storage of utmost security is to be aimed at. In order to avoid radioactive water contamination and criticality of the nuclear waste because of contact with water, no further investigations of salt structures like Gorleben should be executed. All efforts should be concentrated on global solutions and within national scope on cavern storage in crystalline rocks with low permeability.

In order to reduce already existing water radioactivity, it is recommended to reconvert the Radiation Protection Order from uncontrollable maximum permissible radiation doses per year to maximum permissible concentrations of radioactivity according to WHO drinking water standards and to develop better nuclear-specific measurement programmes. Public water works, too, shall be obliged to measure radioactivity and to execute special precaution and decontamination procedures.

The increasing radioactive contamination of our water is to be counteracted by stepwise dismantling of nuclear power industry. New nuclear power plants should not be put into operation with respect to overcharged storage tanks for worn-out nuclear fuel and to the unsolved task of final storage. Every consumer of drinking water has the right and the duty towards future generations to oppose against radioactive contamination of our water.

Anschrift des Verfassers: Dr. Albrecht KRAUSPE, Beratender Ingenieur für Wasserwirtschaft, Monheimsallee 51, D-5100 Aachen.