Naturwissenschaften
Medizin

DM 12,80

ISBN 3-437-30205-1

Weish/Gruber · Radioaktivität und Umwelt

nat · med

P. Weish
E. Gruber

# Radioaktivität und Umwelt

Gustav Fischer
Verlag Stuttgart

P. Weish · E. Gruber

Radioaktivität
und Umwelt

Für das Zentrum
für Umweltplanung
von den Verfassern
Peter Weish
Edward Gruber

gustav fischer
taschenbücher

# Radioaktivität und Umwelt

Von

Peter Weish und Eduard Gruber

56 Abbildungen und 15 Tabellen

GUSTAV FISCHER VERLAG · STUTTGART
1975

Die Verfasser:

Dr. Peter Weish ist 1936 in Wien geboren, Studium Chemie/Physik, dann Zoologie in Wien; 1966 Promotion in Zoologie und Physik. 1966 biologisch-medizinische Abteilung des Instituts für Strahlenschutz im Reaktorzentrum Seibersdorf, 1970 Assistent am Zoologischen Institut der Hochschule für Bodenkultur, 1974 stellv. Leiter des Ludwig Boltzmann-Instituts für Umweltwissenschaften und Naturschutz (Wien).

Dr. Eduard Gruber ist 1944 in Wien geboren. Studium Chemie und Physik an der Universität Wien, radiochemische und aktivierungsanalytische Arbeiten. 1971 Promotion, Assistent am Analytischen Institut der Universität Wien.

ISBN 3-437-30205-1

© Gustav Fischer Verlag · Stuttgart · 1975
Alle Rechte vorbehalten
Satz: A. Oelschlägersche Druckerei, Calw
Druck: Offsetdruckerei Karl Grammlich, Pliezhausen
Einband: Großbuchbinderei Sigloch, Stuttgart
Printed in Germany

Dieses Buch ist allen jenen Apologeten der Kernindustrie gewidmet, deren perfide Propaganda für den Atomstrom unser Interesse an dieser Materie wachgehalten hat.

# Vorwort

Dieses Buch entstand als Ergebnis mehrerer Seminare auf Anregung von Professoren und Studenten und ist ein Versuch, die vielschichtigen Wechselwirkungsbeziehungen zwischen Radioaktivität und Biosphäre instruktiv darzustellen.

Es ist als Studienbehelf zur Verwendung im Rahmen allgemeiner Umweltseminare konzipiert, soll aber darüber hinaus auch dem Einzelnen allgemeinverständliche Information über diesen speziellen Fragenkomplex bieten und ihm den Weg zu weiterführender wissenschaftlicher Literatur über Detailbereiche öffnen.

Unser besonderer Dank gilt all jenen, die in kritischen Diskussionen und mit bereichernden Anregungen am Entstehen dieses Buches Anteil genommen haben. Hinweise und Bemerkungen, die einer Verbesserung des Textes in fachlicher oder didaktischer Hinsicht dienen könnten, sind uns stets willkommen.

Wien, November 1974

*P. Weish*
*E. Gruber*

# Inhalt


| | | |
|---|---|---|
| 1. | Einleitung | 1 |
| 2. | Physikalische Grundlagen und Maßeinheiten | 2 |
| 3. | Ursprung der Radioaktivität | 14 |
| 3.1. | Natürliche Strahlenumwelt | 14 |
| 3.1.1. | Natürliche Radioaktivität | 14 |
| 3.1.2. | Kosmische Strahlung | 18 |
| 3.2. | Künstliche Strahlenumwelt | 24 |
| 3.2.1. | Militärische Anwendung der Kernspaltung | 24 |
| 3.2.2. | Friedliche Anwendung der Kernspaltung | 33 |
| 3.2.2.1. | Forschung | 34 |
| 3.2.2.2. | Medizin | 35 |
| 3.2.2.3. | Industrie | 39 |
| 3.2.2.4. | Landwirtschaft | 41 |
| 3.2.2.5. | Plowshare | 43 |
| 3.2.2.6. | Energieproduktion | 45 |
| 3.2.3. | Die Kerntechnik und ihre Abfälle | 61 |
| 4. | Strahlenwirkung auf die Biosphäre | 77 |
| 4.1. | Biomoleküle | 78 |
| 4.2. | Mikroorganismen | 80 |
| 4.3. | Vielzellige Organismen | 85 |
| 4.3.1. | Genetische Wirkung der Strahlung bei Vielzellern | 90 |
| 4.3.2. | Somatische Wirkung niedriger Strahlendosen | 96 |
| 4.4. | Radioökologie | 102 |
| 4.4.1. | Abiotische Verteilung von Radionukliden | 103 |
| 4.4.2. | Bioakkumulation und Nahrungsketten | 104 |
| 4.4.3. | Wirkung inkorporierter Radionuklide | 113 |
| 4.5. | Ionisierende Strahlung und Evolution | 119 |
| 4.5.1. | Auslese und Anpassung | 119 |
| 4.5.2. | Zivilisation und Selbstdomestikation | 124 |
| 5. | Strahlenschutz | 127 |
| 5.1. | Die Problematik der zulässigen Dosen | 127 |
| 5.2. | Möglichkeiten und Grenzen des Strahlenschutzes | 130 |
| 6. | Schlußfolgerungen | 132 |
| Anhänge 1–3 | | 136 |
| Literatur | | 142 |
| Sachregister | | 154 |




# 1. Einleitung

Analysen der Umweltkrise, die an ihren vielfältigen Symptomen wie Wasser- und Luftverschmutzung, Streßfaktoren usw., ansetzen, verstricken sich zumeist in dem komplizierten Netz der verschiedenen Bereiche. Als Instrument sind sie wenig geeignet, zu den Wurzeln der Probleme vorzudringen, und die aus solchen Analysen abgeleiteten Umweltschutzmaßnahmen gleichen kosmetischen Operationen.

Ein anderer – wie uns scheint, besserer – Weg besteht darin, als Beispiel auch für andere dysbiotische Einflüsse einen einzelnen Umweltfaktor von der molekularen bis in die wirtschaftliche und politische Ebene zu verfolgen, um so den Ursachen der krisenhaften Entwicklung näher zu kommen.

Die Auseinandersetzung mit dem Umweltfaktor Radioaktivität erweist sich aus folgenden Gründen als lohnend:

- Er ist beispielhaft für biologische Zusammenhänge, bzw. wirtschaftliche Wachstumsprozesse und die Wirksamkeit gesellschaftlicher Kontrollmechanismen.
- Seine Bedeutung ergibt sich aus der beabsichtigten Eskalation der Kernenergieproduktion und Nuklearindustrie.
- Den Langzeit- und Spätschäden aus der Kerntechnik kann in ihrem Anfangsstadium am wirksamsten vorgebeugt werden.

Die laufende Diskussion um die Kernenergie soll mit diesem Beitrag gefördert und sachlich bereichert werden.

## 2. Physikalische Grundlagen und Maßeinheiten

In diesem Abschnitt sollen jene physikalischen Begriffe und Vorgänge erklärt bzw. beschrieben werden, soweit sie für das Verständnis der folgenden Kapitel nützlich oder notwendig sind.

Den Ausgangspunkt bildet der Atombau. Das Atom besteht aus dem Kern und der ihn umgebenden Elektronenhülle, die für die chemischen Eigenschaften verantwortlich ist.

Der Atomkern setzt sich aus elektrisch positiv geladenen Kernbausteinen, den Protonen, und aus elektrisch neutralen Teilchen, den Neutronen, zusammen. Die Zahl der Protonen, sie wird auch als Kernladungs- oder Ordnungszahl (Z) bezeichnet, ist eine für jedes chemische Element charakteristische Größe. Durch sie ist die Stellung des Elements im Periodensystem fixiert. Jedes Element hat also eine genau festgelegte Anzahl von Protonen, die im elektrisch neutralen Zustand des Atoms mit der Anzahl der negativ geladenen Elektronen in der Elektronenhülle übereinstimmt. Im Gegensatz zur Protonenzahl kann bei ein und demselben Element die Zahl der Neutronen variieren. Da Protonen und Neutronen nahezu die gleiche Masse haben, ergeben sich aus diesen Unterschieden in der Neutronenzahl des Kerns verschieden schwere Atome eines Elements, die man Isotope nennt. Als Beispiele seien die drei Isotope des Wasserstoffs angeführt:

Wasserstoff (H-1): 1 Proton, kein Neutron
Deuterium (H-2): 1 Proton, 1 Neutron (schwerer Wasserstoff)
Tritium (H-3): 1 Proton, 2 Neutronen (überschwerer Wasserstoff)

Abgesehen von zwei Ausnahmen (Technetium, Promethium) hat jedes chemische Element bis einschließlich Ordnungszahl 83 (Wismut) mindestens ein stabiles und in der Regel mehrere instabile, radioaktive Isotope.

Ist die Zusammensetzung der Kerne einer Atomart durch die Anzahl der Protonen und Neutronen sowie ihren Energieinhalt definiert, spricht man von einem Nuklid; die Begriffe Isotop und Nuklid sind nicht synonym zu verwenden.

Heute sind etwa 275 stabile und 1400 instabile Nuklide bekannt. Die Materie wird im wesentlichen von stabilen Nukliden



aufgebaut. In geringerer Menge enthält sie jedoch auch radioaktive Nuklide (z. B. Kalium-40, Thorium-232 usw.), die die natürliche Radioaktivität verursachen. Die überwiegende Zahl der Radionuklide kann nur künstlich hergestellt werden; sie entstehen entweder bei der Spaltung schwerer Atomkerne oder bei bestimmten Kernreaktionen.

Die Radionuklide unterliegen dem radioaktiven Zerfall, der sich mit statistischen Gesetzen beschreiben läßt, von außen jedoch nicht zu beeinflussen ist. Dabei wandeln sie sich direkt, oder über radioaktive Zwischenprodukte (Tochternuklide) in stabile Nuklide um. Der radioaktive Zerfall erfolgt unter Aussendung von Teilchen, Photonen oder beidem, oder unter Emission von Röntgenstrahlung, nachdem ein Elektron der Elektronenhülle vom Atomkern eingefangen wurde.

Die Aktivität, das ist die Zerfallsgeschwindigkeit, wird entweder in Zerfällen pro Zeiteinheit (dps = disintegrations per second; dpm = disintegrations per minute) oder in Curie (Ci) angegeben. Die Einheit Curie leitet sich ursprünglich von der Radioaktivität von 1 g Radium-226 ab und ist heute mit 37,0 Milliarden Zerfällen pro Sekunde definiert.

In der Praxis werden häufig die folgenden Abstufungen verwendet:

1 Megacurie (MCi) = 1 Million Curie
1 Millicurie (mCi) = $3{,}7 \times 10^7$ Zerfälle/s*
1 Microcurie ($\mu$Ci) = $3{,}7 \times 10^4$ Zerfälle/s
1 Picocurie (pCi) = 2,22 Zerfälle/m

Nach Ablauf einer Halbwertszeit (T) sind sowohl die Menge als auch die Aktivität (A) eines radioaktiven Stoffes auf den halben Wert abgesunken, gemäß der Beziehung

$$A = A_0 \cdot 2^{-t/T}$$

t = Abklingzeit
$A_0$ = Anfangsaktivität

Wird die Aktivität eines Radionuklids auf die Masse seiner Verbindung, seines Elements oder seine eigene Masse bezogen, erhält man die spezifische Aktivität. Die gebräuchliche Einheit dafür ist Curie pro Gramm (Ci/g). Die spezifische Aktivität $A_{spez}$ trägerfreier Radionuklide, das sind solche, die frei von Beimengungen inaktiver Isotope des gleichen Elements sind, erhält man

* s = Sekunden, m = Minuten, h = Stunden, d = Tage, a = Jahre.

aus der relativen Atommasse («Atomgewicht») M und der Halbwertszeit T nach der Gleichung

$$A_{spez} = \frac{3.576 \cdot 10^5}{M \cdot T} \qquad (A_{spez} \text{ in Ci/g, T in Jahren})$$

Die beim radioaktiven Zerfall entstehende Strahlung ist energiereich genug, nicht nur um Moleküle anzuregen, sondern auch um Ionisationen auszulösen. Dabei werden Elektronen aus der Elektronenhülle herausgeschlagen. Man bezeichnet sie deshalb als ionisierende Strahlung. Ihre Energie wird in Elektronvolt und dezimalen Vielfachen davon angegeben:

1 Megaelektronvolt (MeV) =
= 1 000 Kiloelektronvolt (keV) =
= 1 000 000 Elektronvolt (eV)

Ein Elektronvolt (1 eV) ist jene Energie, die ein einfach positiv oder negativ geladenes Teilchen beim Durchlaufen einer Spannungsdifferenz von 1 Volt aufnimmt. Das Elektron erreicht dabei eine Geschwindigkeit von 600 km pro Sekunde.

$$1 \text{ MeV} = 1{,}602 \cdot 10^{-13} \text{J}^* = 3{,}8266 \cdot 10^{-14} \text{cal}$$

Zum Vergleich: die thermische Energie der Atome eines weißglühenden Körpers beträgt weniger als 0,5 eV.

Geladene Teilchen (Alpha-, Betateilchen, Protonen) treten entlang ihrer Bahn unmittelbar in Wechselwirkung mit der Materie (direkt ionisierende Strahlung). Bei diesen Prozessen werden Sekundärelektronen (Deltateilchen) losgeschlagen, die analog $\beta$-Teilchen wirksam sind.

Mit abnehmender Energie der Primär- und Sekundärteilchen, d. h. gegen Ende ihrer Bahn, steigen die Haufigkeit von Wechselwirkungen, die Energieabgabe und die Ionisationsdichte an. Die Weglänge des Teilchens ist von seiner Energie, Masse und Ladung, sowie von der Dichte des durchdrungenen Stoffes abhängig.

Alpha-aktive Radionuklide emittieren zweifach positiv geladene Heliumkerne (2 Protonen + 2 Neutronen) mit definierter einheitlicher Energie; dabei nimmt die Ordnungszahl des Mutterkerns um 2 Einheiten, seine Massenzahl um 4 Einheiten ab. Infolge ihrer hohen Ionisationsdichte werden $\delta$-Teilchen, trotz ihrer gegenüber $\beta$-Teilchen bis über 10fach größeren Energie, im

* Joule (J) = Wattsekunde (Ws).



biologischen Gewebe schon nach einer kurzen Wegstrecke von ~ 50 µm (ca. $^1/_{20}$ mm, dies entspricht einigen Zelldurchmessern) absorbiert. In Luft haben $\alpha$-Teilchen eine Reichweite in der Größenordnung von Zentimetern (Abb. 1). Die Energie der Alpha-

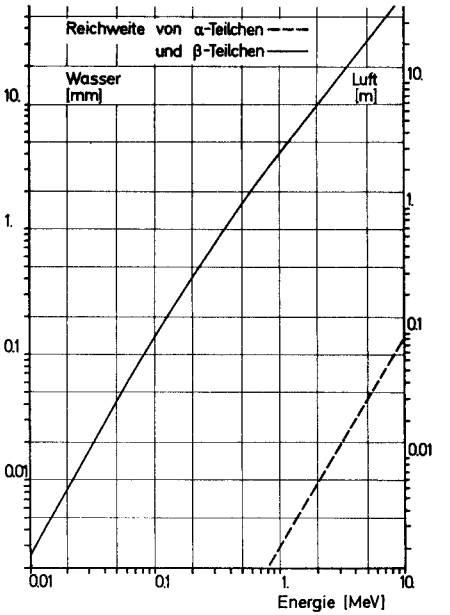



Abb. 1: Die Absorption energiereicher Elektronen und Heliumkerne in Luft und Wasser (nach Nelms 1956, Bacq & Alexander 1961).

teilchen liegt bei ca. 4–9 MeV, das entspricht einer Anfangsgeschwindigkeit von etwa 5–7 % der Lichtgeschwindigkeit (rund 20 000 km/sec).

Unter $\beta$-Strahlung versteht man die Emission von Elektronen ($e^-$) und im weiteren Sinne auch von Positronen ($e^+$) direkt aus dem Atomkern, wobei sich die Ordnungszahl des betreffenden Nuklids um eine Einheit erhöht bzw. erniedrigt, die Masse des Atomkerns aber unverändert bleibt. Die emittierten $\beta$-Teilchen haben jedoch keine einheitliche Energie, sondern zeigen ein kontinuierliches Energiespektrum (Abb. 2), da gleichzeitig mit dem Elektron (Positron) ein Antineutrino (Neutrino) mit der Diffe-

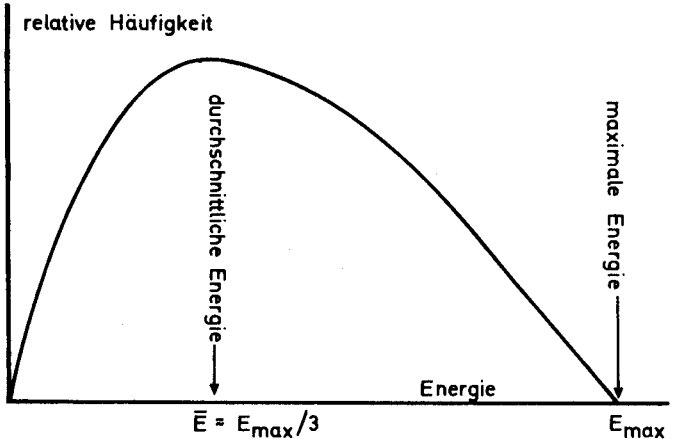



Abb. 2: Spektrum der Energie von β-Teilchen aus einem definierten Radionuklid (nach Page & Pulsford 1967).

renzenergie zur Maximalenergie (die für jedes Radionuklid einen charakteristischen Wert hat) emittiert wird; die mittlere Energie der $\beta$-Teilchen ($\bar{E}$) ist annähernd ein Drittel der maximalen $\beta$-Energie ($E_{max}$). Die maximale Energie von $\beta$-Teilchen liegt bei ca. 1–3 MeV entsprechend einer Anfangsgeschwindigkeit von rund 95 % der Lichtgeschwindigkeit. $\beta$-Teilchen geben ihre Energie außer durch Ionisation auch in Form von elektromagnetischer Wellenstrahlung ab, die bei der Ablenkung eines Elektrons aus der geradlinigen Bahn durch ein starkes elektrisches Feld (z. B. in der Nähe des Atomkerns) entsteht. Sie wird als Bremsstrahlung bezeichnet.

Die $\beta^+$-Teilchen reagieren sehr rasch mit Elektronen. Dabei wird die Materie direkt in Energie umgewandelt; es entsteht elektromagnetische Strahlung, und zwar zwei Photonen (Gamma-Quanten) von jeweils 0,511 MeV, die sogenannte Vernichtungsstrahlung.

Die Emission von Protonen, ebenfalls direkt ionisierende Teilchen, ist auf wenige kurzlebige (HWZ < 1 Minute) Radionuklide beschränkt und nur von geringem praktischen Interesse.

Nach der Emission von $\alpha$- oder $\beta$-Teilchen befindet sich der Kern sehr oft noch in einem angeregten, energiereichen Zustand. Diesen Energieüberschuß gibt er innerhalb von Sekundenbruchteilen in Form elektromagnetischer Wellenstrahlung, der $\gamma$-Strahlung ab. Diese Energieabgabe kann in einem ein- oder mehrstufigen Prozeß erfolgen, der für das jeweilige Radionuklid typisch ist.



Elektromagnetische Strahlung (Gamma- oder Röntgenstrahlung, Abb. 3) und ungeladene Teilchen (z. B. Neutronen), die imstande

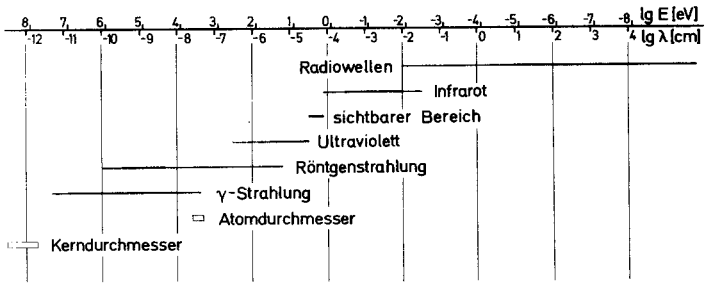



Abb. 3. Wellenlänge und Energie verschiedener Arten elektromagnetischer Strahlenarten.

sind, beim Durchgang durch Materie direkt ionisierende Teilchen freizusetzen oder Kernumwandlungen herbeizuführen, nennt man indirekt ionisierende Strahlung.

Ionisierende Strahlung wird von Materie absorbiert. Die Absorption von Gammastrahlung läßt sich bei Ausschaltung der Streustrahlung mit dem aus der Optik bekannten Absorptionsgesetz beschreiben:

$$I = I_0 \cdot e^{-k \cdot s}$$

$I_0$ = Intensität vor dem Absorber
$I$ = Intensität hinter dem Absorber
$s$ = Dicke der absorbierenden Schicht
$k$ = Absorptionskoeffizient des absorbierenden Materials

Der Absorptionskoeffizient k und die sich daraus ergebende Halbwertsdicke

$$s_{1/2} = \frac{\ln 2}{k} \qquad (\ln 2 = 0{,}69315)$$

sind von der Energie der $\gamma$-Quanten (Abb. 4) und dem Absorbermaterial, insbesondere von seinem spezifischen Gewicht, abhängig. Deshalb werden zur Strahlungsabschirmung sehr schwere Materialien verwendet. Eine alte Regel sagt jedoch, daß im

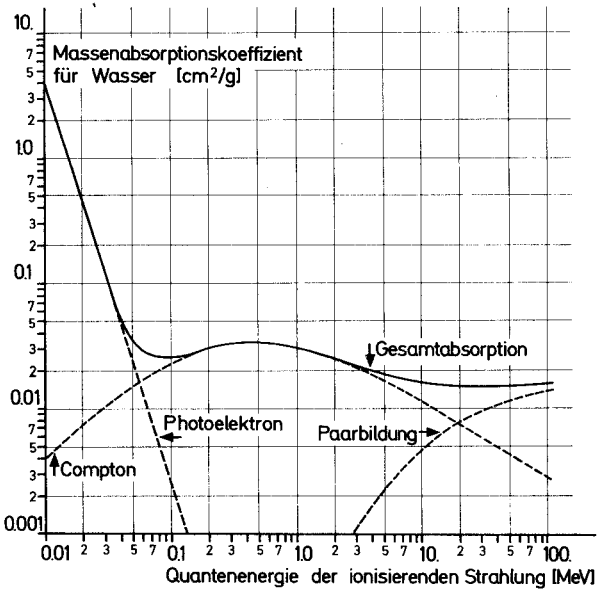



Abb. 4: Absorption von $\gamma$-Strahlen in Wasser (nach Heitler 1954).

Strahlenschutz ein Gramm Hirn weit besser ist als eine Tonne Blei (Seelentag 1973).

Bei der Absorption werden über drei Mechanismen der Wechselwirkung (Photo-, Compton-, Paarbildungseffekt) Sekundärelektronen (Delta-Teilchen) ausgelöst. Unter Photoeffekt versteht man das Losschlagen eines Elektrons durch das Gammaquant, wobei jenes die gesamte Photoenergie beinhaltet; wird hingegen nur ein Teil der Energie auf das Elektron übertragen während die Restenergie bei einem entsprechend energieärmeren Photon verbleibt, spricht man vom Compton-Effekt. Gammaquanten, deren Energie das doppelte Energieäquivalent der Ruhemasse von Elektronen übersteigt ($E > 1{,}022$ MeV), können im starken elektrischen Feld eines Atomkerns ein Elektron-Positron-Paar bilden.

Radionuklide mit einem Neutronenüberschuß, wie sie bei der Kernspaltung entstehen, stabilisieren sich im allgemeinen durch $\beta^-$-Strahlung. Liegt hingegen ein Protonenüberschuß vor, dann erfolgt die Stabilisierung entweder durch Emission von $\beta^+$-Teilchen oder durch sogenannten K-Einfang. Bei diesem wird ein



Elektron aus der innersten Bahn (K-Elektronenschale) vom Kern eingefangen und dort als Folge davon ein Proton in ein Neutron umgewandelt. Die freigewordene energiearme Elektronenbahn wird von einem Elektron aus einem energiereicheren Niveau aufgefüllt, und die Differenzenergie als von außen beobachtbare Röntgenstrahlung abgegeben. Auch sie ist, wie die Gammastrahlung, nicht direkt ionisierend, sondern wird durch Sekundärelektronen wirksam.

Einige wenige Radionuklide, die praktisch nur im Kernreaktor vorkommen, zerfallen unter Aussendung von Neutronen. Der Reaktor selbst ist die stärkste künstliche Neutronenquelle.

Von den vielen Möglichkeiten der Neutronen, mit Materie in Wechselwirkung zu treten, seien die wichtigsten kurz beschrieben:

Als ungeladenes Teilchen vermag ein Neutron, unbeeinflußt vom elektrischen Feld der Elektronenhülle und des Kernes die Materie zu durchdringen. Trifft es auf einen Atomkern, kann es die Energie an ihn abgeben und zwar um so mehr, je leichter der Kern ist – eine optimale Energieübertragung erfolgt an den Wasserstoffkern, was die biologische Wirkung von Neutronenstrahlung bedeutungsvoll macht. Das Neutron kann aber auch vom Kern eingefangen werden und dabei ein stabiles, in ein radioaktives Nuklid umwandeln (Neutronenaktivierung). Einige schwere Nuklide, wie z. B. Uran-235 oder Plutonium-239, unterliegen der Kernspaltung, wenn sie von Neutronen getroffen werden; es entstehen zwei (zuweilen auch drei) Spaltkerne und Spaltneutronen. In freier Form sind Neutronen jedoch nicht stabil, sondern zerfallen mit einer Halbwertszeit von 10,8 Minuten unter Aussendung eines $\beta^-$-Teilchens zu Wasserstoffkernen (Protonen).

Eine überaus seltene Form radioaktiven Zerfalls ist die spontane Spaltung von Atomkernen ohne äußeren Einfluß; in 1 Gramm Uran-238 zerfällt alle 2–3 Minuten ein Kern durch spontane Spaltung. In merklichem Umfang tritt Spontanspaltung jedoch nur bei einzelnen Isotopen schwerer Transuranelemente auf (Tab. 1). Dabei entstehen ebenfalls Spaltkerne und Neutronen.

Ionisierende Strahlung wird wirksam, sobald sie absorbiert wird. Zur quantitativen Erfassung der Strahlenmenge, der Dosis, wird entweder die Zahl der erzeugten Ionenpaare (Ionendosis) oder die absorbierte Energie (Energiedosis), jeweils bezogen auf die Masse des bestrahlten Materials, herangezogen.

Tab. 1: Radionuklide mit spontaner Spaltung (Lederer et al. 1967)

| Nuklid | Halbwertszeit | Kernumwandlung durch α-Zerfall | spontane Spaltung |
|---|---|---|---|
| Curium-248 | $4{,}7 \times 10^5$ a | 89 % | 11 % |
| Curium-250 | $1{,}7 \times 10^4$ a | — | 100 % |
| Californium-252 | 2,65 a | 96,9 % | 3,1 % |
| Californium-254 | 60,5 d | ~ 0,2 % | >99 % |
| Fermium-256 | 2,7 h | 3 % | 97 % |
| Nobelium-252 | 2,1 s | ~ 70 % | ~30 % |

Die Maßeinheit der Ionendosis ist das Röntgen (R):

$$1\ \mathrm{R} = 2{,}58 \times 10^{-4}\ \mathrm{C/kg}^*$$

In Luft sind unter Standardnormalbedingungen (760 Torr, 0° C) 33,7 eV zur Bildung eines Ionenpaares notwendig. Daraus ergibt sich für eine Dosis von 1 Röntgen die Auslösung von $2{,}082 \times 10^9$ Ionenpaaren pro Kubikzentimeter; das entspricht einer absorbierten Energie von ca. 87 erg/g.

Die Energiedosis wird in rad (radiation absorbed dose) gemessen. Es entspricht dabei

$$1\ \mathrm{rad} = 100\ \mathrm{erg/g} = 0{,}01\ \mathrm{J/g} = 2{,}388 \times 10^{-6}\ \mathrm{cal/g} = \\ = 6{,}242 \times 10^{13}\ \mathrm{eV/g} = 1{,}95 \times 10^{-8}\ \mathrm{MeV \cdot Ci \cdot d/g}$$

Die biologische Wirksamkeit ionisierender Strahlung hängt außer von der absorbierten Strahlungsenergie noch von der Ionisationsdichte der verschiedenen Strahlenarten und -energien ab. Die Energieabgabe pro Längeneinheit (linearer Energietransfer, LET) ist um so größer, je höher die Ladung und je geringer die Geschwindigkeit des ionisierenden Teilchens ist. Gegen Ende der Bahn eines Teilchens verringert sich seine Geschwindigkeit als Folge der Energieabgabe, seine Ionisationsfähigkeit bzw. die Ionisationsdichte nehmen deshalb zu.

Das Energieabgabevermögen schneller Elektronen ist nicht nur beim Betazerfall, sondern auch bei Röntgen- und Gammastrahlung von Interesse, deren Wirkung auf die Sekundärelektronen zurückzuführen ist (Abb. 5). Die Ionisationsdichte verschiedener

* Coulomb (C) = Amperesekunde (As).



Strahlenqualitäten in biologischem Gewebe kann mit derjenigen im Wasser weitgehend gleichgesetzt werden.

Die Äquivalenzdosis ist ein Maß, das die biologische Wirksamkeit verschiedener Strahlenarten berücksichtigt. Ihre Maßeinheit ist das rem (roentgen equivalent man). Man erhält sie, indem man die Energiedosis mit dem Qualitätsfaktor (QF) und eventu-

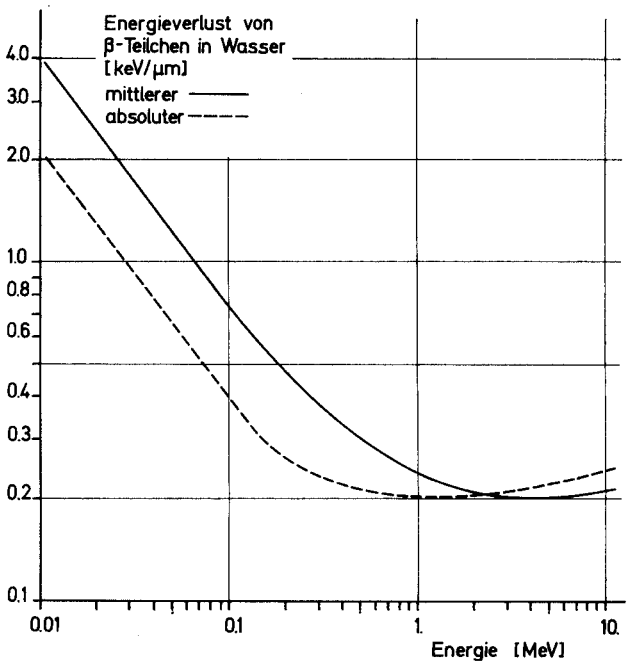



Abb. 5: Energieabgabe von Elektronen in Wasser in Abhängigkeit von ihrer Energie (absolut) bzw. über die gesamte von ihnen zurückgelegte Wegstrecke gemittelt (nach Nelms 1956, verändert).

ellen anderen modifizierenden Faktoren multipliziert. Der QF-Wert ist ein dimensionsloser Bewertungsfaktor, der die relative biologische Wirksamkeit der Strahlung normieren soll; zwischen ihm und der Ionisationsdichte bzw. dem linearen Energietransfer (LET-Wert) besteht ein Zusammenhang (Abb. 6).

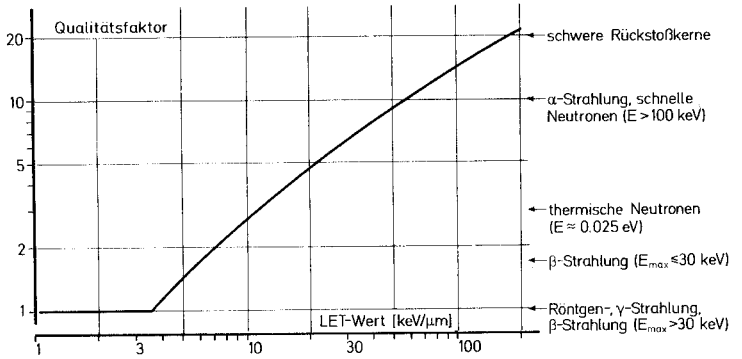



Abb. 6: Übereinkunft über den Qualitätsfaktor verschiedener Strahlenarten (nach RBE-Committee 1963).

Die Gesamtstrahlenbelastung von Bevölkerungsgruppen wird gelegentlich in man-rem angegeben. Sie wird entweder als Summe der Einzeldosen oder als Produkt aus Durchschnittsbelastung und Individuenzahl ermittelt.

Die Intensität der Strahlung, die Dosisleistung, ergibt sich aus der pro Zeiteinheit aufgenommenen Dosis. Die gebräuchlichsten Einheiten der Ionen-, Energie- bzw. Äquivalenzdosisleistung sind R/h, rad/h bzw. rem/h und ihre dezimalen Abstufungen. Die Gamma-Dosisleistung einer punktförmigen Strahlenquelle ist dem Quadrat des Abstandes umgekehrt proportional – Abstand ist demzufolge der billigste Strahlenschutz.

Eine charakteristische Größe der einzelnen $\gamma$-aktiven Radionuklide ist die spezifische Dosisleistungskonstante (Anhang 1). Sie ermöglicht die Berechnung der Dosisleistung in jeder beliebigen Entfernung von einer Strahlenquelle mit bekannter Aktivität.

$$\text{Dosisleistungskonstante} \times \frac{\text{Aktivität}}{(\text{Entfernung})^2} = \text{Dosisleistung}$$

Für eine Cobalt-60-Quelle von 3 Ci ergibt sich beispielsweise in 2 m Entfernung:

$$1{,}298 \left[\frac{\text{R} \times \text{m}^2}{\text{h} \times \text{Ci}}\right] \times \frac{3[\text{Ci}]}{4[\text{m}^2]} = 0{,}974 \left[\frac{\text{R}}{\text{h}}\right]$$

Bei der Ermittlung der Strahlenbelastung eines vielzelligen Organismus aus inkorporierten radioaktiven Stoffen komplizieren sich die Verhältnisse. So müssen außer der Zerfallsart der Radionuklide und aktiven Folgeprodukten (wenn Zerfallsreihen vorliegen), auch die chemische Form, ihre Funktion in den Stoffwechselkreisläufen, spezifische Anreicherung in einzelnen Organen, Retentions- und Ausscheidungsmechanismen usw. mit in die Betrachtung einbezogen werden. Unter der stark vereinfachenden Annahme einer Kinetik erster Ordnung kann verschiedenen Nukliden bzw. Stoffen eine biologische Halbwertzeit $T_b$ zugeschrieben werden. Man versteht darunter jenen Zeitraum, in dem der Organismus die Hälfte des aufgenommenen Stoffes ausscheidet. Aus der biologischen und physikalischen ($T_p$) Halbwertszeit errechnet sich die effektive Halbwertszeit:

$$T_{eff} = \frac{T_b \times T_p}{T_b + T_p}$$

Für einige ausgewählte Radionuklide sind die Zahlenwerte der biologischen und effektiven Halbwertszeit in Anhang 2 zusammengefaßt.

Gemessen an anderen Energieformen ist ionisierende Strahlung bereits in vergleichsweise kleinen Mengen imstande, biologische Effekte auszulösen: Eine akute Ganzkörperbestrahlung mit 800 rad ist für den Menschen tödlich – die gleiche Energiemenge in Form von Wärme (120–140 cal) reicht gerade aus, einen Kaffeelöffel Wasser um 5–10° C bzw. den bestrahlten Organismus um weniger als 0,002° C zu erwärmen.

# 3. Ursprung der Radioaktivität

## 3.1. Natürliche Strahlenumwelt

### 3.1.1. Natürliche Radioaktivität

Die natürliche Radioaktivität besteht aus zwei Komponenten. Die Primärnuklide sind infolge ihrer langen Halbwertszeiten seit Entstehung der Materie nicht vollständig zerfallen. Sekundäre Radionuklide mit kürzeren Halbwertszeiten werden von der Höhenstrahlung in der Atmosphäre laufend erzeugt (siehe Kapitel 3.1.2).

Die Elemente Thorium und Uran haben kein stabiles Isotop; Thorium-232, Uran-238 und Uran-235 sind die Mutternuklide der drei natürlichen Zerfallsreihen (Abb. 7). Zwischen dem Mutternuklid und den radioaktiven Tochterprodukten besteht unter ungestörten Bedingungen das radiochemische Gleichgewicht; d. h. die Menge jedes Tochternuklids ist seiner Halbwertszeit proportional, und jedes einzelne Folgeprodukt der Zerfallsreihe hat die gleiche Zerfallsgeschwindigkeit (Aktivität) wie das Mutternuklid.

Minerale mit einem hohen Gehalt an Uran und Thorium finden sich nur sehr selten direkt an der Erdoberfläche, z. B. in Guarapari in Brasilien und Travancore in Indien. In der indischen Provinz Kerala lagern Schätzungen zufolge sogar drei Viertel der gesamten Thoriumvorkommen der Erde (Hecht 1968). An der brasilianischen Küste finden sich Thorium und Uran neben den Elementen aus der Gruppe der Seltenen Erden in Monazitsanden gebunden (Roser et al. 1964).

Das Edelgas Radon, eines der Tochterprodukte, kann je nach den meteorologischen Verhältnissen zu einem Teil in die Atmosphäre entweichen. Radon-222 hat, verglichen mit den Radonisotopen der anderen Zerfallsreihen, die größte Halbwertszeit (3,8 Tage) und dementsprechend die relativ höchste Emissionsrate. In der Luft bindet es sich rasch an Aerosole (Halik 1971) und kann vom Wind weite Strecken transportiert werden.

In den beiden erwähnten Gebieten ist die Strahlung aus dem



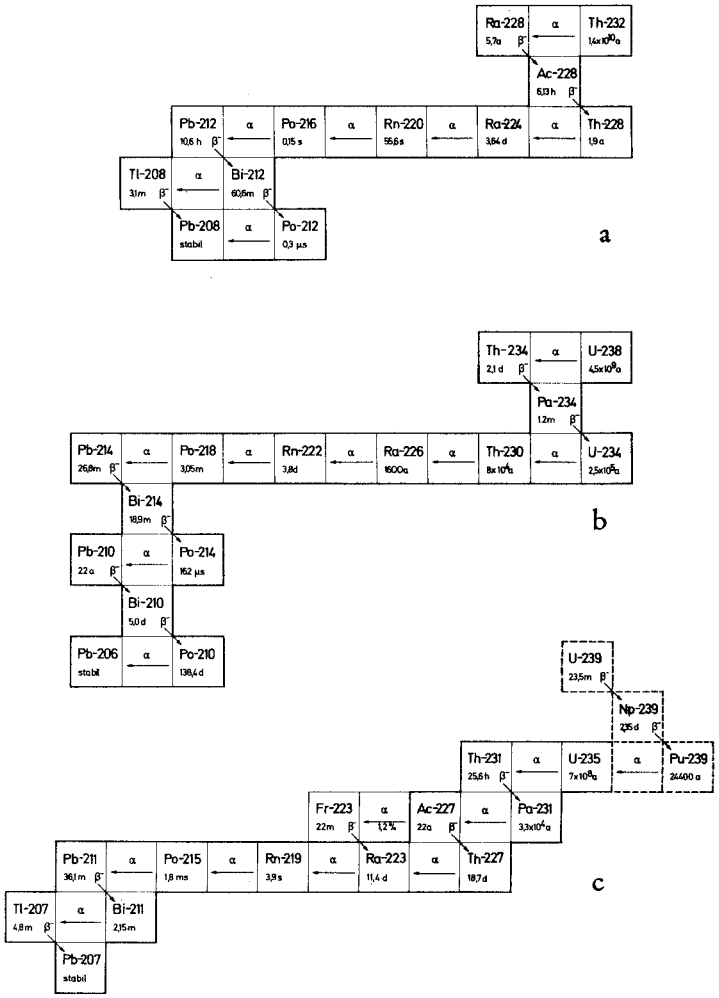



Abb. 7: Natürliche Zerfallsreihen. a. Thorium-Reihe (4 n Serie); b. Uran-Radium-Reihe (4 n + 2 Serie); c. Uran-Actinium-Reihe (4 n + 3 Serie); das bei der Aktivierung von Uran-238 mit Neutronen (z. B. im Kernreaktor) entstehende Uran-239 zerfällt über Neptunium-239 zu Plutonium-239, das mit einer Halbwertszeit von 24 400 Jahren in die natürliche Uran-235-Zerfallsreihe einmündet (strichlierter Bereich). (Daten aus Seelmann-Eggebert et al. 1968).

Untergrund extrem hoch. Von Eisenbud et al. (1964) wurde in der Umgebung von Guarapari 1 m über dem Erdboden eine Strahlungsintensität von 8–10 Röntgen pro Jahr gemessen.

Zahlenangaben über die Strahlenbelastung aus natürlichen Quellen bedürfen jedoch stets einer kritischen Prüfung, da es bereits vorkam, daß Meßwerte, die an unzugänglichen oder entlegenen Stellen gewonnen wurden, als für die nächstgelegene Ortschaft oder das gesamte Landschaftsgebiet allgemeingültig hingestellt wurden. So wird verschiedentlich die Gonadendosis bei Menzenschwand (Schwarzwald) mit 1800 mrem pro Jahr angegeben. Diese Strahlenbelastung ist jedoch nicht, wie man irrigerweise meinen könnte, in dieser kleinen Fremdenverkehrsgemeinde zu verzeichnen. Man müßte sich vielmehr während des ganzen Jahres auf dem Schutt vor zwei entfernt gelegenen Stollen eines längst aufgelassenen Uranbergwerkes aufhalten, das weder in neueren topographischen Spezialkarten verzeichnet ist, noch eine freie Zufahrt hat.

In den tiefen Bodenschichten und geologischen Formationen finden sich uran- und thoriumhaltige Gesteine häufiger als an der Erdoberfläche. Die $\alpha$- und $\beta$-Strahlung vermag jedoch das Gestein nicht zu verlassen bzw. das darüberliegende Erdreich zu durchdringen. Die Gammastrahlung einzelner Folgeprodukte, etwa des Polonium, kann bei einem genügend oberflächennahen Uranerzlager auch auf der Erdoberfläche nachgewiesen werden. Man nutzt diese Strahlung deshalb bei der Suche nach Uranlagerstätten. Das Gestein unterliegt nicht nur in Oberflächennähe, sondern auch in der Tiefe der Erosion, und zwar durch das Grundwasser. In geringem Umfang gehen dabei die Radionuklide in Lösung und werden vom Wasser solange weitertransportiert, bis sie an einer austauschfähigen Gesteinsformation adsorbiert werden. Auch Kohleflöze sind in der Lage, aus dem Grundwasser Uranspuren aufzunehmen. Ein solcher seltener Fall wurde von einer Kohlengrube in den Appalachen bekannt, wo in der Kohle Radiumspuren nachgewiesen wurden (Eisenbud & Petrow 1964).

Der erhöhte Radium- bzw. Radongehalt mancher Quellen ist ebenfalls auf die Erosion unterirdischer Lagerstätten zurückzuführen; in unterirdischen Stollen kommt es zu einer Anreicherung von Radongas. Auf solche Gegebenheiten gründen sich Kurbetriebe wie z. B. Gastein und Marienbad (siehe auch Punkt 3.2.2.2).

Neben den Radionukliden der Zerfallsreihen sind noch weitere



chemische Elemente mit radioaktiven Isotopen bekannt, z. B. das Element Kalium mit dem radioaktiven Isotop Kalium-40 und einer spezifischen Aktivität von 830 pCi/g. Mit zunehmender Halbwertszeit wird es immer schwieriger, den radioaktiven Zerfall nachzuweisen.

Kalium-40 hat unter den Primärnukliden besondere biologische Bedeutung. In natürlichem Kalium sind 0,0118 % Kalium-40 enthalten. Das Kalium-40 im menschlichen Körper trägt zur jährlichen Strahlenbelastung ca. 20 mrem bei. Für die meisten Vielzeller gelten Werte von 15–30 mrem/a, bei Mikroorganismen liegt die Strahlenbelastung wesentlich tiefer, da nur größere Organismen die Strahlung des Kalium-40 quantitativ absorbieren. Im Mikroorganismus legen die $\beta$-Teilchen nur eine Weglänge von rund 10 $\mu$m zurück. Der weitaus größere Teil der Strahlungsenergie nach einem radioaktiven Zerfall im Organismus wird nicht innerhalb, sondern außerhalb der Zelle absorbiert.

Das Kalium in den Mineralen und Gesteinen kann die äußere Strahlenbelastung erhöhen, sofern die Vorkommen der Erdoberfläche genügend nahe sind. Besonders hohen Kaliumgehalt haben

Tab. 2: Natürlich radioaktive Inhaltsstoffe im Meerwasser

| Nuklid | Massenkonzentration** [g/l] | Aktivitätskonzentration** [pCi/l] | Gesamtmenge im Ozean [Tonnen] | Gesamtaktivität [Curie] |
|---|---|---|---|---|
| H-3 | $8{,}0\times10^{-17}$* | 0,77 | $1{,}5\times10^{-3}$ | $1{,}4\times10^{7}$ |
| C-14 | $3{,}8\times10^{-14}$ | 0,17 | $5{,}4\times10$ | $2{,}4\times10^{8}$ |
| K-40 | $4{,}5\times10^{-5}$ | 315, | $6{,}4\times10^{10}$ | $4{,}5\times10^{11}$ |
| Rb-87 | $5{,}6\times10^{-5}$ | 4,9 | $8{,}0\times10^{10}$ | $7{,}0\times10^{9}$ |
| Ra-226 | $1{,}0\times10^{-13}$*** | 0,1 | $1{,}4\times10^{2}$ | $1{,}4\times10^{8}$ |
| Th-230 | $5{,}6\times10^{-12}$ | 0,11 | $8{,}0\times10^{3}$ | $1{,}6\times10^{8}$ |
| Th-232 | $1{,}0\times10^{-8}$ | 0,001 | $1{,}4\times10^{7}$ | $1{,}6\times10^{6}$ |
| U-238 | $1{,}7\times10^{-6}$ | 0,57 | $2{,}4\times10^{9}$ | $8{,}0\times10^{8}$ |

* Nur bis 50–100 m Tiefe.

** Durchschnittswerte. Je nach geographischer Lage und Meerestiefe zeigen die Werte mehr oder minder starke Abweichungen.

*** Im radiochemischen Gleichgewicht müßten $5{,}7\times10^{-13}$ g Ra/l vorliegen. Die beobachtete Abreicherung ist noch nicht restlos geklärt.

unter anderem der Feldspat mit 14 % und der Kaliglimmer (Muskovit) mit 20 %. Die Dosisleistung an Granitgestein beträgt deshalb bis zu 90 mrem/a, auf Sedimentgestein hingegen nur rund 20–25 mrem/a (Polikarpov 1966 a). Die Strahlung aus dem bzw. im Meer, dessen Aktivität zu rund 98 % vom Kalium-40 stammt, ist mit 0,5–1 mrem/a noch wesentlich geringer (Tab. 2).

Die weiteren Primärnuklide, darunter auch Rubidium-87 sind biologisch nur von untergeordneter Bedeutung, ihre Häufigkeit auf der Erde ist in den meisten Fällen sehr gering.

### 3.1.2. Kosmische Strahlung

Die Höhenstrahlung oder kosmische Strahlung hat ihren Ursprung – sieht man von gelegentlichen Sonneneruptionen ab – größtenteils außerhalb unseres Milchstraßensystems. Die kosmische Primärstrahlung besteht zu ca. 80 % aus Protonen, zu ca. 20 % aus Heliumkernen und zu ungefähr 2 % aus Kernen schwerer Elemente wie z. B. Eisen oder Zink. Die Energie der Teilchen erstreckt sich über einen weiten Bereich von $10^3$–$10^{11}$ MeV. Bei der Wechselwirkung der Höhenstrahlung mit Materie laufen vielfältige Kernreaktionen ab, die in der Kernteilchenphysik große Bedeutung erlangt haben.

Die energiereichen Neutronen der Sekundärstrahlung reagieren in den obersten Schichten der Atmosphäre mit dem Stickstoff (N-14) der Luft, wobei radioaktiver Kohlenstoff (C-14) und Wasserstoff (H-3, Tritium) entstehen. Daneben werden von der Höhenstrahlung noch einige andere Radionuklide mit geringerer biologischer Bedeutung induziert.

Stickstoff-14 + energiereiches Neutron → Kohlenstoff-12 + Tritium
Stickstoff-14 + energiereiches Neutron → Kohlenstoff-14 + Proton (Radiokohlenstoff)

Unter ungestörten Bedingungen besteht zwischen der Bildung dieser Radionuklide und ihrem Zerfall ein Gleichgewicht. So waren z. B. vor Beginn der Kernwaffenversuche auf der ganzen Erde 60 000 kg Radiokohlenstoff vorhanden (Tab. 3). Die exakte Abschätzung der Kohlenstoff-14-Menge in den einzelnen Vorkommen wird durch mangelhafte Alterskenntnisse oder durch ungleichmäßige Verteilung erschwert.

Über ihren Stoffwechsel sind alle Lebewesen in dieses Gleichgewicht mit einbezogen. Der Kohlenstoff in den tierischen Orga-



Tab. 3: Verteilung des Radiokohlenstoffs vor Beginn der Kernwaffenversuche

| Vorkommen | Verteilung (Prozent) nach Fairhall & Young 1970 | nach Ludwieg 1962 |
|---|---|---|
| Atmosphäre (Kohlendioxyd) | 1,90 | 2 |
| Terrestrische Organismen | 0,83 | 4 |
| Humus* | <2,96 | |
| Marine Organismen** | 0,01 | 7 |
| Detritus im Meer | 0,05 | |
| Gelöste organische Stoffe im Meer*** | 1,95 | |
| Anorganischer Kohlenstoff im Meer: | | |
| 0—100 m Tiefe | 2,68 | 2 |
| >100 m Tiefe | 90,0 | 85 |
| Alle Vorkommen | 100,0 | 100 |

nismen hat nahezu die gleiche spezifische Aktivität wie der in den Pflanzen und im Kohlendioxyd der Luft. Trotz der vergleichsweise geringen Zerfallsenergie des Kohlenstoff-14 ($E_{max}$ = 0,157 MeV), ist er wegen seiner langen Halbwertszeit und nicht zuletzt der transmutativen Wirkung (siehe Kapitel 4.4.3.) biologisch besonders bedeutsam. Stirbt das Lebewesen ab, dann ist es an diesem Stoffaustausch nicht mehr beteiligt. Die Aktivität des eingebauten Kohlenstoff-14 sinkt mit einer Halbwertszeit von 5730 Jahren ab, wodurch eine Altersbestimmung möglich ist (Radiokarbonmethode). Mehrere Einflüsse haben in der jüngsten Vergangenheit das Verhältnis zwischen inaktivem und aktivem Kohlenstoff gestört. Im Zuge der Industrialisierung wurden große Mengen fossiler Brennstoffe verheizt. Da sie rund 250 Millionen Jahre alt sind, enthalten sie keinen Radiokohlenstoff mehr und mit den Verbrennungsgasen wurde ausschließlich inaktives Kohlendioxyd in die Atmosphäre abgegeben. Dadurch wurde die spezifische Kohlenstoff-14-Aktivität verringert (Suess-Effekt); in der nördlichen Hemisphäre hat der Gehalt um 4 %, in der südli-

* Das mittlere Alter von Humus ist unbekannt.
** Der Abschätzung wird zugrundegelegt, daß die Biomasse zum weitaus größten Teil aus Plankton besteht.
*** Der Berechnung wurde ein Alter von 800 Jahren zugrundegelegt.

chen um 2,7 % abgenommen, mit ein Zeichen für den unvollständigen Stoffaustausch in der Atmosphäre (Abb. 8, siehe auch Abb. 14 und 16 auf Seite 28 und 30).

Diese Verbrennung ist wahrscheinlich nur geringfügig an der Erhöhung des Kohlendioxydgehaltes der Luft von 0,030 % auf 0,033 % beteiligt. Als Hauptursachen dafür sind die abnehmende Bruttoproduktion der Pflanzen (Verödung der Landschaft, Verölung der Meere usw.) und der Humusverlust auf landwirtschaftlich intensiv bewirtschafteten Böden anzunehmen.

Für die starke Zunahme des Radiokohlenstoffgehalts in pflanzlichen Produkten seit 1953 sind die atmosphärischen Kernwaffenversuche im Verlauf des atomaren Wettrüstens verantwortlich. Ein Maximalwert wurde 1963 verzeichnet – er lag um rund 100 % über dem natürlichen Gleichgewicht (Abb. 8).

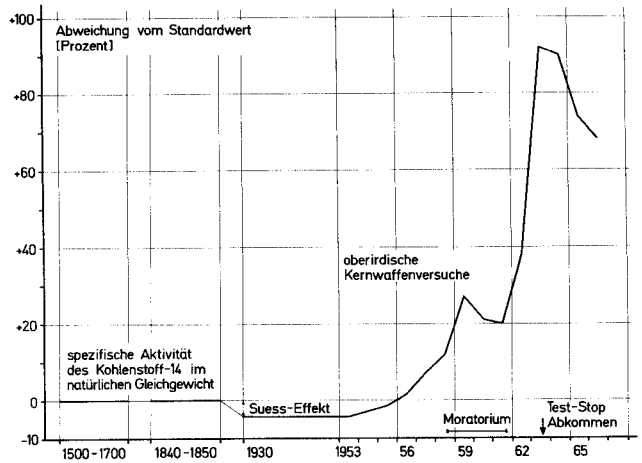



Abb. 8: Veränderung des Radiokohlenstoffgehaltes in biologischem Material durch industrielles Verheizen fossiler Brennstoffe bzw. die oberirdischen Kernwaffenversuchsserien (nach Münnich & Vogel 1958, Willis 1960, L'Orange & Zimen 1969).

Das Tritiuminventar der Erde lag vor den Versuchsserien mit thermonuklearen Waffen bei etlichen Kilogramm. Die Atombombentests haben es auf das Zwanzigfache erhöht – die Tritiumkonzentration in den Oberflächengewässern hat noch eine weit-



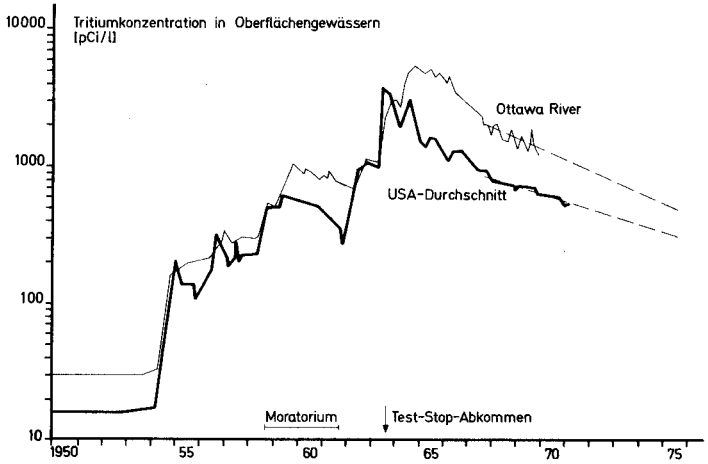



Abb. 9: Erhöhung des Tritiumgehaltes amerikanischer Oberflächengewässer unter dem Einfluß der Kernwaffen-Versuchsserien (nach Hardy 1973).

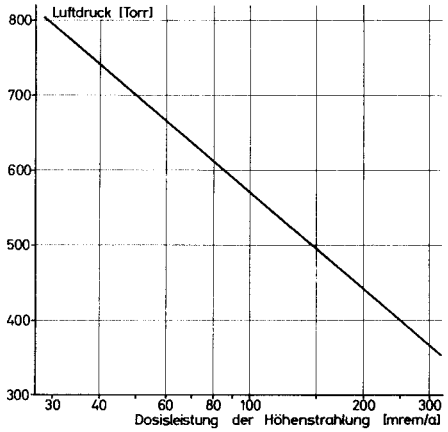



Abb. 10: Die Abschirmung der Höhenstrahlung in der Atmosphäre in Abhängigkeit vom Luftdruck (aus Claus 1958).

aus größere Steigerung erfahren (Abb. 9). Seit dem Test-Stop-Abkommen geht die Tritiumaktivität langsam zurück.

Zur mittelbaren Einwirkung der Höhenstrahlung auf die Lebewesen in Form induzierter Radionuklide kommt noch die unmittelbare als elektromagnetische Wellenstrahlung. Sie verursacht auf Meeresniveau eine Dosis von rund 30 mrem pro Jahr; dieser Wert ist nicht konstant sondern schwankt, unter anderem mit dem Luftdruck (Abb. 10). Die Abschirmung der Höhenstrahlung durch die Luft ist beträchtlich. Daraus erklärt sich auch die Zunahme der Strahlungsintensität mit steigender Seehöhe, und zwar um annähernd 1 mrem pro Jahr je 50 m Höhendifferenz, da in diesem Fall die Dicke (Masse) der schützenden Lufthülle abnimmt (Abb. 11).

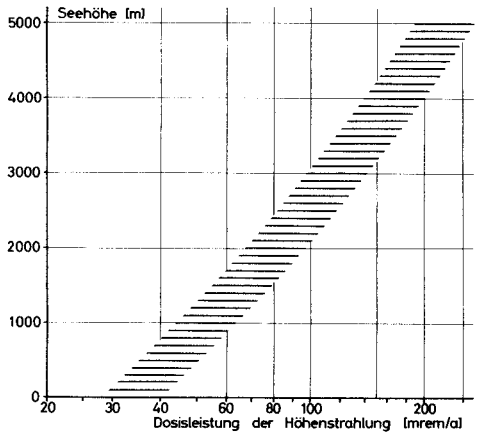



Abb. 11: Zunahme der Höhenstrahlungsintensität mit der Seehöhe (aus Claus 1958).

Stärker noch als Luft schirmt Wasser die Höhenstrahlung ab; bereits 10 m unter dem Wasserspiegel hat sie nur mehr ein Drittel der Anfangsintensität. In den größeren Wassertiefen, speziell im Meer, sind die aquatischen Lebewesen kaum mehr einer Belastung durch die Höhenstrahlung ausgesetzt (Abb. 12). Wenn sie schwimmen, schirmt sie das Wasser auch von der Untergrundstrahlung ab.

Auch boden- oder höhlenbewohnende Organismen haben, infolge ihrer Lebensweise, einen wirksamen Schutz vor der Höhen-



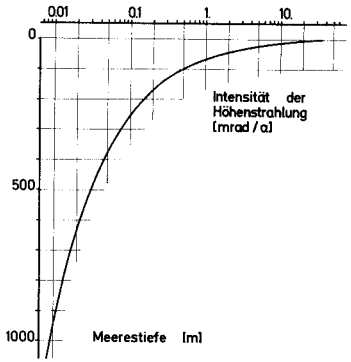



Abb. 12: Abnahme der Dosisleistung der Höhenstrahlung mit der Meerestiefe (nach Folsom & Harley 1957).

strahlung. Für den Menschen ist die Abschirmung durch die Gebäude von Interesse. Dieser Effekt wird unter Umständen durch die Gammastrahlung des Kalium-40 im verwendeten Baustoff wieder aufgehoben; Häuser aus granit- oder feldspatreichem Ma-

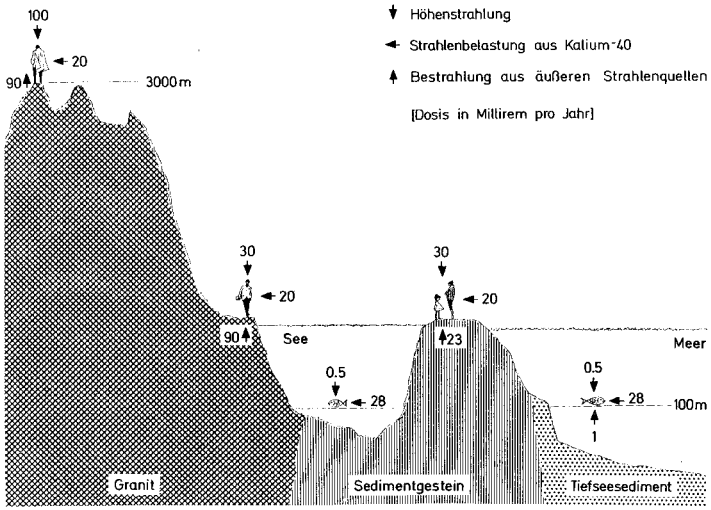



Abb. 13: Quellen der natürlichen Strahlenbelastung (schematisiert).

terial («Ritterburgen») zählen jedoch zu den eher seltenen Ausnahmen. In Abhängigkeit von der Seehöhe, der Architektur, dem Untergrund usw. läßt sich von Fall zu Fall für das Mauerwerk ein Gehalt an Kalium ermitteln, das durch seine Gammastrahlung die Gebäudeabschirmung gerade aufwiegt – d. h., daß die Strahlenbelastung innerhalb und außerhalb des Gebäudes gleich groß ist. In der Regel dürfte diese Konzentration bei 5–10 % Kalium im Mauerwerk liegen.

In Tab. 4 bzw. Abb. 13 sind die verschiedenen Komponenten der natürlichen Strahlenbelastung des Menschen und anderer Lebewesen zusammengefaßt.

Tab. 4: Strahlenbelastung des Menschen aus natürlichen Quellen in Millirem pro Jahr (nach Focke 1959, Libby 1957 und anderen)

| Strahlenquelle | Gesamtkörper | Knochen | Gonaden |
|---|---|---|---|
| äußere Bestrahlung: | | | |
| Höhenstrahlung | 30 | 30 | 30 |
| $\gamma$-Strahlung aus der Erde | ~45 | ~45 | ~45 |
| innere Bestrahlung: | | | |
| Kalium-40 | 20 | 12 | 20 |
| Kohlenstoff-14 | 1,5 | 1,5 | 1,5 |
| Radium-226 | 3 | 40 | 0,2 |
| Radon und Zerfallsprodukte | 1,5 | 7 | 1 |

## 3.2. Künstliche Strahlenumwelt

### 3.2.1. Militärische Anwendung der Kernspaltung

Zu Beginn des zweiten Weltkrieges wurde von einigen Forschern die Kriegswichtigkeit der Kernspaltung klar erkannt. Der Versuch, der ein Übereinkommen unter den Wissenschaflern anstrebte, um die Ausweitung der Forschung und die Weiterverbreitung der Erkenntnisse zu verhindern, ist an den herrschenden Machtstrukturen, Entscheidungskonstellationen und nicht zuletzt an menschlichen Schwächen gescheitert. Vor allem, um einer deutschen Atombombe zuvorzukommen, wurde in den Vereinigten Staaten von Amerika unter ungeheurem Einsatz wissenschaftlich-technischer Kräfte und finanzieller Mittel das «Manhattan-Projekt» in Angriff genommen.



Unter militärischer Leitung wurde konsequent auf die Erzeugung von Atombomben unter gleichzeitiger Förderung aller Möglichkeiten, die zielführend zu sein schienen, hingearbeitet. Es wurden verschiedene Methoden zur Anreicherung des spaltbaren Uran-235 entwickelt. Zur Trennung der Uranisotope 235 und 238 in großem Maßstab hat sich schließlich das Diffussionsverfahren durchgesetzt. Eine solche Anlage mit einer Kaskade von vielen tausend Diffusionszellen wurde in Oak Ridge, Tennessee, errichtet und verbrauchte bei ihrem Betrieb mehr elektrischen Strom als die Stadt Boston. Eigens dafür wurde ein Kraftwerk gebaut mit der für damalige Verhältnisse beispiellosen Leistung von 240 000 Kilowatt (Groueff 1968). Gleichzeitig wurde Plutonium für Bomben in einer Reaktoranlage in Hanford produziert.

Die erste Atombombe enthielt Plutonium-239 und wurde am 16. Juli 1945 in Alamagordo, New Mexico, erfolgreich getestet. Etwa vier Wochen vor diesem Versuch hatten sieben verantwortungsbewußte Forscher (J. Franck, D. Hughes, L. Szilard, T. Hogness, E. Rabinowitch, G. Seaborg und C. J. Nickson) an den Kriegsminister eine Eingabe gerichtet, in der sie vorschlugen, die Atombomben nicht über Städten abzuwerfen, sondern in unbewohntem Gebiet zu demonstrieren. In diesem Schreiben, bekannt als «Frank Report», warnten sie mit erstaunlich genauen Voraussagen vor dem zu erwartenden Rüstungswettrennen. Außerdem wird darin hervorgehoben, daß ein Abwurf von Atombomben auf Städte das für eine wirksame Rüstungskontrolle notwendige Vertrauen der Weltöffentlichkeit in die Vereinigten Staaten erschüttern müßte. Am 6. August 1945 wurde über Hiroshima eine Uran-235-Bombe, drei Tage später über Nagasaki eine Plutonium-239-Bombe abgeworfen. In den folgenden Jahren kam es zu der vorausgesagten Eskalation der Rüstungsindustrie.

Die Anlagen zur Plutoniumerzeugung und -verarbeitung wurden weiter ausgebaut und eine Reihe von Unfällen, die ausgedehnte radioaktive Verseuchungen zur Folge hatten, zeigten deutlich, daß auch in diesem komplexen Bereich nur aus der Erfahrung gelernt werden kann. Die schwierige Plutoniumtechnologie hatte – nicht nur in ihren Anfangsstadien – mit einer Reihe überraschender Eigenschaften dieses neuen Materials zu kämpfen. So erschwert z. B. seine Selbstentzündlichkeit die mechanische Verarbeitung, da die Späne sich an der Luft mit einer Oxydhaut überziehen, sich erhitzen und, wie die Praxis häufig gezeigt hat,

in Brand geraten können. Dabei entstehen weiße rauchförmige Plutoniumoxydaerosole, die sich in der Atmosphäre verbreiten und wegen der hohen Radiotoxizität biologisch besonders bedenklich sind (siehe Kapitel 4.4.3).

Da die Abtrennung des spaltbaren Plutoniums aus bestrahlten Brennelementen weitaus geringeren technischen Aufwand benötigt als die Trennung der Uran-Isotope, wurde die Plutoniumerzeugung stark ausgebaut. Von der Anlage in Rocky Flats, Colorado, in der Plutoniumteile für Atombomben hergestellt wurden, sind wiederholt Plutoniumbrände bekanntgeworden. Das Großfeuer vom 11. Mai 1969 entstand in einem Lagerraum, wo Plutoniumbriketts und loses Abfallmaterial in offenen Kästen aufbewahrt wurden. Der Brand verursachte in der Anlage einen Schaden von ca. 45 Millionen Dollar. Während die AEC behauptet hatte, es wäre kein Plutonium aus den Kontrollbereichen in Freiheit gelangt, hat eine Forschergruppe eine beträchtliche Plutoniumkontamination der Pflanzen und des Bodens, auch in der weiteren Umgebung, festgestellt (Gofman 1972).

Nicht nur im Zusammenhang mit der Erzeugung von Atombomben, sondern auch bei deren Transport während strategischer Missionen kam es zu unkontrollierter Verbreitung von Plutonium. Das meiste Aufsehen erregte der Unfall bei Palomares an der spanischen Ostküste. Am 17. Januar 1966 sind während des Wiederauftankens in 10 000 m Höhe zwei Flugzeuge der US-Airforce zusammengestoßen, wobei vier thermonukleare Sprengkörper verlorengegangen sind. Der Aufprall hat bei zwei Bomben die Explosion eines Teils der konventionellen Sprengsätze ausgelöst, das fein verteilt freigesetzte Plutoniummetall verbrannte sofort. Dadurch sind rund 2,3 Millionen Quadratmeter Kulturland radioaktiv verseucht worden. Nach oberflächlicher Dekontamination wurde die verbleibende radioaktive Verseuchung stellenweise durch Tiefpflügen (35 cm) «beseitigt» (Iranzo et al. 1973). Die dritte Bombe konnte ebenfalls an Land gefunden werden. Achtzig Tage lang haben 2000 Mann Spezialpersonal des «Joint Nuclear Accident Coordinating Center» mit erheblichem technischen Aufwand das Meer nach der vierten Bombe abgesucht. Sie wurde schließlich nach mehreren Zwischenfällen aus 840 m Tiefe geborgen. Um die Erregung der Öffentlichkeit während dieser Suchaktion zu dämpfen, haben der amerikanische Botschafter in Spanien und spanische Politiker an der Küste des Unfallgebietes ein «Schaubaden» veranstaltet (Lerider 1968, Lewis 1967).



Bei der Explosion einer Atombombe läuft in dem spaltbaren Material eine ungesteuerte Kettenreaktion ab. Durch den Einfang eines Neutrons wird u. a. bei Uran-235 und Plutonium-239 der Spaltvorgang ausgelöst. Dabei entstehen zwei Kerne mit etwa der halben Masse, die Elementen in der Mitte des Periodensystems zuzuordnen sind. Außerdem werden zwei bis drei Neutronen freigesetzt, die ihrerseits in der Lage sind, weitere Kernspaltungen auszulösen und so die Kettenreaktion aufrechtzuerhalten. Damit eine sich selbst erhaltende Kettenreaktion eintritt, ist eine Mindestmenge spaltbaren Materials, die kritische Masse, notwendig. Diese Mindestmenge ist von der geometrischen Anordnung und dem Zusammenwirken mit anderen Materialien, z. B. Neutronenreflektoren, abhängig. Die kritische Masse von reinem Uran-235 liegt bei rund 50 kg (das entspricht einer Kugel mit einem Radius von ca. 8,4 cm), diejenige von Plutonium-239 bei etwa 5–10 kg (Kugelradius 4–5 cm).

Die Endprodukte der Kernspaltung haben gegenüber den Anfangsprodukten eine um ca. 0,1 % geringere Masse; der Differenzbetrag wurde in Energie umgewandelt und findet sich primär als Bewegungsenergie der Spaltproduktkerne, nach ihrem Abbremsen als Wärme (Tab. 5).

Tab. 5: Aufgliederung der Spaltenergie nach ihren Komponenten

| | |
|---|---|
| Kinetische Energie der Spaltprodukte | 167 MeV |
| Kinetische Energie der Spaltneutronen | 5 MeV |
| Prompte Gammastrahlung | 6 MeV |
| Betastrahlung aus Spaltprodukten | 8 MeV |
| Gammastrahlung aus Spaltprodukten | 6 MeV |
| Neutrinos | 12 MeV |
| Summe | 204 MeV |

Uran-235 entwickelt bei der Spaltung eine Sprengkraft wie eine 20-millionenfache Menge von Trinitrotoluol (1 kg TNT hat ein Energieäquivalent von 1000 Kilokalorien). Die Spaltprodukte sind stark radioaktiv; eine Stunde nach der Explosion einer 10 Megatonnen Spaltungsbombe ist die Radioaktivität der Spaltprodukte $4{,}5 \times 10^{12}$ Ci und klingt im Laufe des ersten Tages auf $1{,}6 \times 10^{11}$ Ci ab (Hunter & Ballou 1951). Ein Großteil der Spaltprodukte liegt in Form radioaktiver Aerosole vor, die von den Luftströmungen weltweit verbreitet werden. Abb. 14 zeigt, daß zwi-

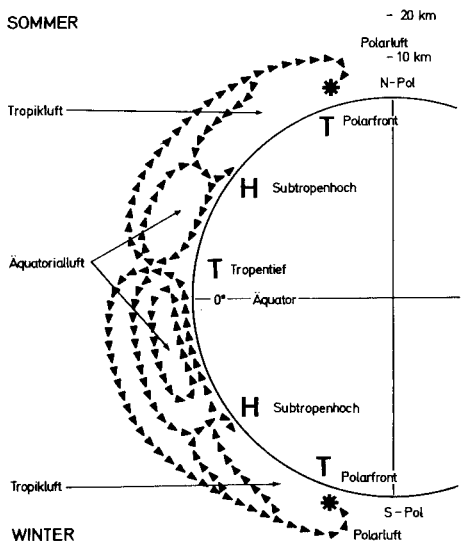



Abb. 14: Atmosphärische Strömungsverhältnisse auf der nördlichen und südlichen Hemisphäre.

schen den Luftströmungen der nördlichen und südlichen Hemisphäre keine direkte Verbindung besteht. Die Spaltprodukte verweilen in der Stratosphäre mit einer Halbwertszeit von bis zu 15 Jahren. In den tieferen Luftschichten bilden die aktiven Teilchen Kondensationskeime und werden so bevorzugt mit den Niederschlägen ausgewaschen (rainout). Die pro Flächeneinheit abgelagerte Aktivität der langlebigen Falloutnuklide Strontium-90 bzw. Caesium-137 und die Niederschlagsmenge über solchen Gebieten sind weitgehend proportional (Abb. 15). Zwischen der Fallout-Aktivität und der geographischen Breite besteht ebenfalls eine starke Abhängigkeit (Abb. 16). Die geographische Breite des Fallout-Maximums stimmt mit der Lage der größeren Testgelände und den Luftströmungen überein.

Nach den Bomben auf Spaltungsbasis wurden thermonukleare Sprengkörper entwickelt und getestet. Die Kernverschmelzung in dem aus Lithium-6-Deuterid bestehenden Teil der Wasserstoffbomben wird mit konventionellen Uran-235- bzw. Plutonium-Sprengsätzen ausgelöst. Bei der Kernverschmelzung entstehen



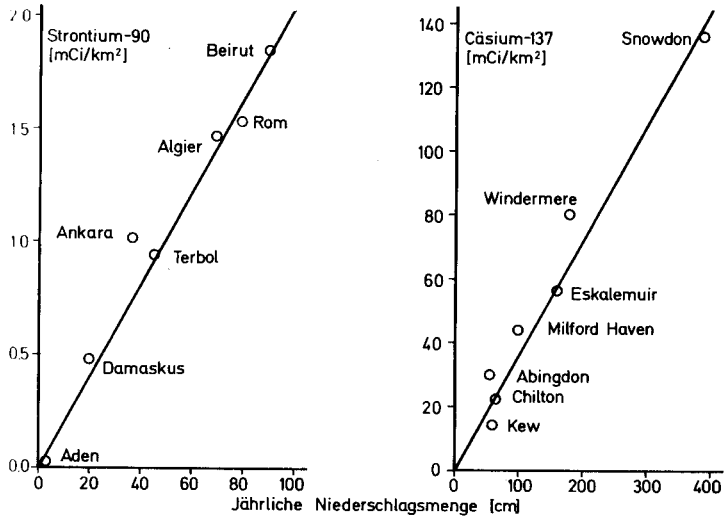



Abb. 15: Kontamination der Erdoberfläche durch Fallout-Radionuklide in Abhängigkeit von der Niederschlagsmenge (nach Libby 1957, Peirson & Salmon 1959).

zwar keine Spaltprodukte, die schnellen Neutronen der Fusionsreaktion erzeugen jedoch aus dem atmosphärischen Stickstoff große Mengen Radiokohlenstoff und Tritium.

Die Weiterentwicklung auf dem Rüstungssektor hat zum Bau der sogenannten Superbomben geführt. Das nur mit schnellen Neutronen spaltbare Uran-238 umgibt als Mantel eine Wasserstoffbombe und vervielfacht sowohl ihre Sprengkraft als auch den Ausstoß an radioaktiven Stoffen (Abb. 17).

Bis 1962 wurden Atombomben von insgesamt 511 Megatonnen TNT-Sprengäquivalent getestet; da rund 200 Megatonnen Sprengäquivalent auf Spaltung zurückzuführen sind, ergibt das eine Freisetzung von 10 000 kg Spaltprodukten. Zu diesen Spaltprodukten kommen noch Tritium und Kohlenstoff-14. Die schnellen Neutronen sowohl der Atom- und auch der Wasserstoffbomben erzeugen pro Megatonne Sprengkraft etwa 7,2 kg bzw. 32 000 Ci Radiokohlenstoff. Seine Schadwirkung erstreckt sich über viele Generationen. Nach Pauling (1958) verursachen Bombenversuche im Umfang von 30 Megatonnen insgesamt die Geburt von 230 000 Kindern mit schweren körperlichen Gebrechen und gei-

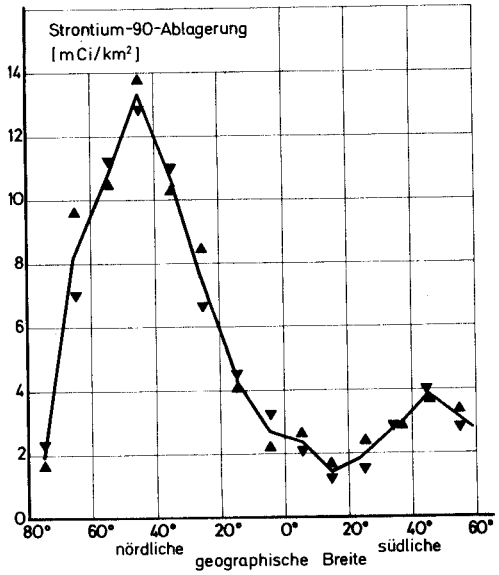



Abb. 16: Strontium-90-Kontamination in verschiedenen geographischen Breitelagen (▲ Langham & Anderson 1959, ▼ Machta 1959).

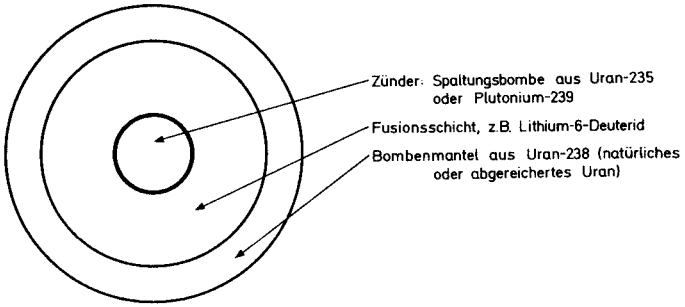



Abb. 17: Schematischer Aufbau einer Dreiphasenbombe («Superbombe»). (Nach Ginsburg 1965).

stigen Defekten (einschließlich Totgeburten und Todesfälle im Kindesalter) und außerdem 420 000 Todesfälle von Embryonen und Neugeborenen. Im Hinblick auf die Folgen für Leben und Gesundheit nicht nur der heute lebenden Menschen, sondern auch



der kommenden Generationen wurde die Einstellung der Atombombenversuche gefordert.

Im Jahr 1958 wurde dem damaligen UNO-Generalsekretär Dag Hammarskjöld ein Memorandum überreicht, das Linus Pauling verfaßt hatte und das 9235 Naturwissenschaftler (darunter 36 Nobelpreisträger) aus 44 Ländern unterzeichnet hatten. Der weite Widerhall nicht nur unter den Wissenschaftlern, sondern auch bei der betroffenen Weltbevölkerung hat maßgeblich zur Verwirklichung des 1962 unterzeichneten Atombomben-Test-Stop-Abkommens beigetragen, dem sich bedauerlicherweise noch immer nicht alle Atomwaffen besitzenden Staaten angeschlossen haben. In Anerkennung seiner Leistung wurde Linus Pauling 1962 mit dem Friedensnobelpreis ausgezeichnet.

Seither ist die Umweltradioaktivität aus den Bombentests im gesamten gesehen im Abnehmen begriffen. Trotzdem dringen noch immer aus der Stratosphäre Falloutnuklide in die Biosphäre ein und kontaminieren einesteils die terrestrischen, zum größeren Teil jedoch die marinen Lebensräume.

Nicht zu vernachlässigen ist die radioaktive Verseuchung der Weltmeere durch die wachsende Flotte der atomgetriebenen Unterseeboote und Kriegsschiffe. Schätzungen zufolge entlassen sie jährlich mit dem Kühlwasser folgende Aktivitäten ins Meer:

| | |
|---|---|
| flüssige Abfälle | ~ 5 000 Ci |
| Leckagen | ~ 3 400 Ci |
| aus Ionenaustauschern | ~ 1 000 000 Ci |

Die Brennelemente eines 60 MW Schiffsreaktors haben nach einer einjährigen Betriebszeit eine Aktivität von 10 Milliarden Curie. Die Folgen eines Schiffsunglücks können nicht leicht überschätzt werden: nach dem Sinken korrodieren im Salzwasser die Reaktorhüllen und die gesamten Spaltprodukte werden in das Meer abgegeben. 1963 versank im Atlantik das damals größte Atomunterseeboot *Tresher*, und alle Anstrengungen, es wieder zu finden, blieben erfolglos. Im nuklearen Antriebssystem war eine Aktivität in der Größenordnung von 1 Million Curie eingeschlossen. Um diese Aktivität auf $10^{-12}$ bis $10^{-10}$ Curie pro Liter zu verdünnen, sind $10^{15}$ bzw. $10^{13}$ Kubikmeter Wasser erforderlich, das entspricht dem zweifachen Volumen des Schwarzen Meeres bzw. der Irischen See (Polikarpov 1966 a). Seither sind wiederholt auch größere Atomunterseeboote gesunken. Ihre nuklearen Raketenwaffen bedrohen die Weltmeere auf zweifache

Weise: entweder durch die Explosion der Sprengköpfe oder langfristig durch die Freisetzung des darin befindlichen Spaltstoffes – in der Regel Plutonium.

Das Meer ist aber auch von unterirdischen und marinen Kernwaffentests gefährdet. Sie wurden seit 1962 weiter ausgeführt – trotz diplomatischer Proteste und Konsequenzen und entgegen der Entscheidung internationaler Gerichte.

Viele Untersuchungsergebnisse und technische Entwicklungen nuklearer Art wurden und werden wegen ihrer Kriegswichtigkeit geheimgehalten. Die gleichen Methoden der Geheimhaltung wurden aber auch angewendet, um drohende oder bestehende Gefahren nicht öffentlich bekannt werden zu lassen. So hat es sieben Jahre gedauert, bis die Daten über die 1951 von Paas & Thomas auf Pflanzen gefundenen «hot particles» (heiße Teilchen) veröffentlicht wurden, nachdem sie – unabhängig davon – auch in anderen Ländern festgestellt worden waren. Die «hot particles» sind Spaltproduktteilchen mit intensiver $\beta$-Aktivität. Sie sind bei den atmosphärischen Atombombentests in großer Menge entstanden und werden – ähnlich wie die erwähnten Plutoniumoxyd-Aerosole – in der Lunge zurückgehalten (Rajewsky et al. 1962).

Die von Larson und Mitarbeitern 1951 in Bodenproben, Pflanzen und Nagetieren als Folgen des ersten Atombombentests (1945 in Alamagordo) bis in 100 km Entfernung nachgewiesene Plutoniumverseuchung wurde erst nach acht Jahren Geheimhaltung veröffentlicht.

Aus einem Bericht, der 1960 von H. Knapp, einem Angestellten der Abteilung Biologie und Medizin der USAEC verfaßt wurde, geht hervor, daß Fallout in Utah erhebliche Schilddrüsenbelastungen durch Jod-131 zur Folge hatte (bei Kindern bis 120–440 rad). Diese alarmierende Meldung kam der AEC in ihrer Absicht, die Gesundheitsschäden durch die Bombentests zu leugnen, äußerst ungelegen. Sie wurde deshalb solange zurückgehalten, bis während des 1963 abgehaltenen Joint Committee Hearings offenkundig wurde, daß bereits andere, unabhängige Wissenschaftler ähnliche Ergebnisse erhalten hatten (Sternglass 1972 b).

Die starke Anreicherung von Radionukliden aus der Hanfordanlage in Biozönosen des Columbia River wurde bis 1957 fünf Jahre lang geheimgehalten. Nachdem in der Oak Ridge Anlage bei einem Rohrbruch Spaltproduktlösungen im Boden versickerten, waren an dieser Stelle, die man oberflächlich mit Sand bedeckt hatte, im Jahre darauf Strontium-90-kontaminierte Disteln



gewachsen. Die Untersuchung dieser Folgen wurde ebenfalls erst fünf Jahre später freigegeben (Ludwieg 1962).

Diese Praktiken der militärischen Geheimhaltung wurden von der USAEC in den Bereich der friedlichen Anwendung der Kernspaltung übernommen.

Das nukleare Wettrüsten der Supermächte hat zu einem Arsenal von Atomwaffen geführt, die ausreichen, die Erde in einen menschenleeren Planeten zu verwandeln. Gemessen an den Schäden der unbeteiligten Weltbevölkerung nach einer nuklearen Auseinandersetzung wird es unbedeutend sein, welche der beteiligten Mächte mehr und welche weniger verloren haben wird. Dieses «Gleichgewicht des Schreckens» wird durch das Hinzukommen weiterer Nuklearmächte keineswegs stabilisiert.

Die biologischen Folgen einer weltweiten radioaktiven Verseuchung lassen eine moralische Rechtfertigung selbst eines Krieges zur Verteidigung – welchen Systems auch immer – nicht zu. Trotzdem wird das Wettrüsten offen und versteckt, teils zur Ablenkung von inneren Schwierigkeiten, fortgesetzt. Diejenigen Interessensgruppen aus Industrie, Wirtschaft und Politik, die schon bisher im Hintergrund maßgeblich an der Vorbereitung und Führung von Kriegen beteiligt waren, halten sich heute an der Eskalation einer kostspieligen Nuklearrüstung schadlos.

Dieser militärische Anachronismus wird durch gezielte Manipulation zum zentralen Thema erhoben und damit die Bevölkerung von den sozialen und ökologischen Menschheitsproblemen abgelenkt.

### 3.2.2. Friedliche Anwendung der Kernspaltung

1955 wurde vom damaligen Präsidenten der Vereinigten Staaten, Eisenhower, die erste internationale Atomkonferenz zur friedlichen Nutzung der Kernenergie angeregt. Durch die programmatische Zielsetzung «atoms for peace» wurde die Genfer Atomkonferenz zu einer vordergründigen Friedenskundgebung gemacht – ausgerichtet auf die breite Anwendung der Kerntechnik in Industrie, Forschung und anderen Bereichen – ohne jedoch die nukleare Konfrontation zu entschärfen. Die Interessenten an dieser Entwicklung waren von Anfang an bestrebt, jede kritische Auseinandersetzung zu paralysieren, die die Ausweitung der Kerntechnik in Frage stellen könnte. So wurde zum Beispiel der Nobelpreisträger H. J. Muller, Wegbereiter der Strahlengenetik und prominentester Vertreter der amerikanischen Abord-

nung in Genf, daran gehindert, sein Referat über die genetische Wirkung ionisierender Strahlung vorzutragen. Die Beibehaltung dieser Grundeinstellung ermöglichte – zunächst reibungsfrei – Anwendung und Ausweitung der Kernindustrie.

In der Folge wurden unter Verweis auf eine mögliche Kommerzialisierung vielfältige nukleare Techniken entwickelt und ausgebaut. Im Prinzip werden die nachstehenden Verfahren angewandt:

- die ungesteuerte Kettenreaktion der nuklearen Sprengungen für friedliche Zwecke (siehe Plowshare-Programm),
- die gesteuerte Kettenreaktion in Reaktoren zur Wärmeerzeugung und als Neutronenquelle,
- die Anwendung der Strahlung aus geschlossenen Quellen mit künstlichen Radionukliden,
- direkte Verwendung künstlich radioaktiver Substanzen, zum Beispiel zur Markierung inaktiver Stoffe («offene Strahlenquellen»).

Diese Methoden werden verschiedentlich in einzelnen Wirtschaftssparten und Forschungszweigen angewandt. Die im folgenden gegebene Übersicht kann naturgemäß keinen Anspruch auf Vollständigkeit erheben, sondern soll paradigmatisch die häufigeren oder interessanten Einsatzfälle anführen, die nicht selten mit Fragen der Umwelthygiene in enger Wechselbeziehung stehen. Die relevante Radioaktivitätsproblematik erwächst – direkt oder indirekt – aus der Kernenergieproduktion und dem Brennstoffzyklus, der in Kapitel 3.2.3 behandelt wird.

### *3.2.2.1. Forschung*

Zur Untersuchung von Kernprozessen werden außer Teilchenbeschleunigern noch Forschungsreaktoren eingesetzt. In den Beschleunigern wird die kinetische Energie geladener Teilchen, z. B. Kernen oder Kernbausteinen, so stark erhöht, daß sie zu mannigfaltigen Kernreaktionen befähigt sind. Daraus können Erkenntnisse über den Aufbau und die Eigenschaften der Materie gewonnen werden. Bei diesen Kernreaktionen entstehen unter Umständen auch radioaktive Nuklide.

Zur Produktion von Neutronen war man am Anfang der Kernforschung auf Quellen mit natürlichen Radionukliden angewiesen, z. B. Radium-226/Beryllium-Quellen mit einer Stärke von rund $10^8$ Neutronen pro Sekunde. Die Kernreaktoren sind heute weit intensivere Neutronenquellen; der Neutronenfluß im Reaktorcore kann $10^{15}$ Neutronen pro Quadratzentimeter und



Sekunde erreichen und überschreiten. Sie waren die Voraussetzung für neutronenphysikalische Untersuchungen großen Umfangs. Außerdem werden in vielen stabilen Elementen durch die Bestrahlung mit Reaktorneutronen radioaktive Isotope induziert (Neutronenaktivierung). Durch sie und eine entsprechende Nachweis- und Meßtechnik wird die Klärung einzelner Fragen in der chemischen und biologischen Forschung erleichtert oder überhaupt erst möglich.

Zur Spurenanalyse beispielsweise wird das Probenmaterial im Reaktor bestrahlt und von der Energie und der Intensität der dabei induzierten Gammastrahlung auf die Anwesenheit und Menge gewisser Elemente geschlossen. Neutronenaktivierte Stoffe werden auch als Tracer verwendet, um in abiotischen und biologischen Systemen Verteilungsprozesse zu erkunden. Da mit adäquaten Instrumenten auch geringe Mengen radioaktiver Stoffe nachweisbar sind, können im biologischen und chemischen Bereich Einblicke in die Reaktionsmechanismen und Stoffwechselkreisläufe gewonnen werden, und es ist sogar möglich, den Einbau einzelner aktiver Atome (z. B. von Kohlenstoff-14, Tritium, Phosphor-32 usw.) bis in die Bestandteile der Zellen zu verfolgen.

Das Studium der Anreicherung künstlicher Radionuklide speziell von Spaltprodukten in den Organismen und ihre Verteilung in den Nahrungsnetzen (näheres Kapitel 4.4.2) steht mit den Traceruntersuchungen in enger Beziehung.

So bedeutend Forschungsreaktoren und künstliche Radionuklide in der Wissenschaft auch sind, wegen ihrer vergleichsweise geringen Aktivitätsmengen sind sie als Umweltfaktor für die weiteren Betrachtungen in der Regel von sekundärer Bedeutung.

### *3.2.2.2. Medizin*

In der menschlichen Zivilisation ist die medizinische Strahlenbelastung in Diagnostik und Therapie ein nicht vernachlässigbarer Faktor, die genetisch wirksame Komponente wird auf durchschnittlich 10–50 Millirem pro Jahr geschätzt. Auch im medizinischen Bereich ist zwischen Strahlen- und Isotopenanwendung zu unterscheiden. Die Diagnostik bedient sich in erster Linie der Röntgenstrahlung, je nach dem untersuchten Organ und der gewählten Methode ist die Strahlenbelastung stark unterschiedlich; die jeweiligen Gonadendosen sind in Tabelle 6 zusammengefaßt. Die Streustrahlung im Organismus bzw. von der Bestrahlungsan-

Tab. 6: Mittlere Strahlendosis an den Keimdrüsen bei Röntgen-Untersuchungen (Seelentag 1973)

| Untersuchte Körperregionen | Mittlere Gonadendosen in mrad | | | |
|---|---|---|---|---|
| | Männer | | Frauen | |
| | Median | Bereich* | Median | Bereich* |
| Magen-Breipassage | 30 | (5— 230) | 340 | (60— 830) |
| i.v. Nieren-Untersuchungen | 430 | (15—2090) | 590 | (270—1160) |
| retrograde Nieren-Untersuchung | 580 | (150—2090) | 520 | (85—1390) |
| Abdomen | 250 | (12— 480) | 210 | (57— 790) |
| Dickdarm-Kontrasteinlauf | 300 | (95—1590) | 870 | (460—1750) |
| Becken | 300 | (100—1020) | 230 | (40— 710) |
| Lendenwirbelsäule | 210 | (26—2270) | 410 | (230—1190) |
| Kreuzbein | 300 | (65—2019) | 340 | (73—1780) |
| oberes Oberschenkel-Drittel | 900 | (230—1710) | 240 | (58— 680) |
| Pelvimetrie (Beckenmessung) | — | — | 620 | (230—1600) |
| Eileiter-Untersuchung | — | — | 1270 | (275—2700) |
| Gallenblase | 8 | (1,3— 39) | 120 | (14— 380) |
| unterer + mittlerer Oberschenkel | 92 | (1,1— 290) | 1 | (1— 13) |
| Thorax-Reihenuntersuchungen | 0,4 | (0,2— 1,3) | 3 | (0,9— 11) |
| Herz, Lunge, Thorax | 0,7 | (0,1— 13) | 2 | (0,2— 8) |
| Kopf | <10 | | <10 | |
| Zähne | 0,6 | (0,5— 0,7) | 0,06 | (0,03— 0,1) |
| Extremitäten | <10 | | <10 | |
| Mammographie (Brustdrüse) | — | — | <10 | |

lage trägt insbesondere bei alten Apparaturen zu einer unerwünschten Zusatzbelastung bei.

In der Röntgen- und Strahlentherapie werden an den Krankheitsherden örtlich sehr hohe Dosen appliziert. Viele von der Strahlung hervorgerufene Zellschäden wirken sich erst während des Zellteilungsvorganges aus (siehe Kapitel 4.3 und folgende). Krebsgeschwülste als teilungsaktive Gewebe sind deshalb besonders strahlenempfindlich und werden bei einer Strahlenbehandlung nachhaltiger geschädigt als das gesunde Gewebe, dessen Belastung durch Bestrahlung des Geschwürs aus verschiedenen Richtungen möglichst niedrig gehalten wird. Selbstverständlich wirkt auch die therapeutische Bestrahlung karzinogen, die Erhöhung des Krebsrisikos nach Ablauf einer mehrjährigen Latenzzeit ist jedoch in diesen speziellen Fällen zu verantworten, wenn mit der Behandlung die bestehende Krebsgeschwulst in ihrem Wachstum gehemmt und damit eine lebensverlängernde Wirkung erzielt wird.

Einen interessanten Zusammenhang zwischen Tuberkulose und Lungenkrebs beschreibt Steinitz (1965). Während aus der älteren medizinischen Literatur hervorgeht, daß Tuberkulose und Lungenkrebs einander in der Regel ausschließen, hat diese Erhebung gezeigt, daß das Risiko von Tuberkulosepatienten, später an Lungenkrebs zu erkranken, 5–10mal höher als im Durchschnitt ist. Parallel dazu ist eine Veränderung in der Therapie festzustellen, in der – im Gegensatz zu früher – die Patienten zur Untersuchung zahlreichen Durchleuchtungen unterworfen werden. Die damit verbundene Strahlenbelastung erklärt das erhöhte Krebsrisiko (Gofman 1970 a). Zur therapeutischen Behandlung werden außerdem Gamma-Strahlung von Cobalt-60-Quellen und energiereiche Elektronen aus dem Betatron angewandt.

Neben der Bestrahlung von Geschwülsten wurde ionisierende Strahlung früher in großem Umfang zur Therapie verschiedenster Krankheiten angewendet. Beispielsweise war es üblich, ankylosierende Spondilitis (Morbus Bechterew), eine Form der Arthritis in der Wirbelsäule, mit Röntgenstrahlung zu behandeln. Zusätzlich wurden bei Arthritis und Tuberkulose Radiumpräparate verabreicht.

Jahrzehntelang war in der Röntgendiagnostik das radioaktive Kontrastmittel «Thorotrast» (kolloidales Thoriumdioxyd) in Verwendung. Einige Jahre danach waren vor allem Leukämie und verschiedene andere Krebsformen als somatische Spätfolgen der Strahlenbelastung zu verzeichnen. Die Statistiken über Krebserkrankungen bei bestrahlten Morbus Bechterew-Patienten sind heute eine der wichtigsten Grundlagen zur Abschätzung des Strahlenrisikos (Court Brown & Doll 1957). Spiess & Mays (1970)

* der in der Literatur angegebenen Mittelwerte. Der in Klammern angegebene Bereich gilt für Mittelwerte aus mehr oder weniger zahlreichen Messungen; einzelne Meßwerte streuen noch wesentlich mehr; so sind z. B. bei Lungenuntersuchungen Einzel-Meßwerte von 0,01—13 mrad festgestellt worden.

haben an Personen, die von dem deutschen Arzt Troch von 1944–1951 mit Radium-224 behandelt wurden, eine lineare Abhängigkeit der Anzahl der Knochenkrebsfälle von der Dosis klargelegt. Diese und viele andere Beispiele zeigen, daß die Schäden der medizinischen Applikation ionisierender Strahlung meistens stark unterschätzt werden.

Eine drastische Reduktion der medizinisch-diagnostischen Strahlenbehandlung ist dringend erforderlich. Dies ist zu erreichen, indem einerseits Röntgenapparaturen und Bestrahlungstechnik verbessert werden, andererseits indem auf die vielfach unnötigen – und teilweise auch diagnostisch wertlosen – periodischen Röntgenreihenuntersuchungen verzichtet wird. Da Reihenuntersuchungen nur in einem geringen Ausmaß an der medizinischen Gesamtbelastung beteiligt sind, darf von der Herabsetzung der Untersuchungsfrequenzen keine allzu große Verminderung der Gonadendosis der Bevölkerung – wohl aber der betroffenen Bevölkerungsgruppen – erwartet werden. Technisch-apparative Maßnahmen hingegen, z. B. Erhöhung der Filmempfindlichkeit, können wesentlich wirksamer sein und die Dosis bis auf ein Zehntel und weniger reduzieren. Die Höhe der Gonadendosis wird entscheidend davon beeinflußt, ob die Keimdrüsen direkt im «bestrahlten Feld» liegen, oder nur von dessen Streustrahlung getroffen werden; ihre Intensität ist außerhalb des Strahlenkegels rund $^1/_{20}$ der Primärstrahlung und nimmt mit der Entfernung alle 2–3 cm jeweils um die Hälfte ab. Aus scheinbar geringen Unterschieden in der Feldeinblendung ergeben sich Gonadendosen, die um mehr als einen Faktor 100 variieren können. Die männlichen Keimdrüsen werden bei einem Gebißröntgen (Zahnstatus) ohne Bleiblende im Zahntubus des Geräts mit 220 mrad belastet, bei vorschriftsmäßiger Bleiblende mit 6,5 mrad und bei zusätzlicher Abschirmung der Gonaden mittels einer Bleigummischürze mit 0,01 mrad. An diesem Beispiel ist zu erkennen, daß es unmöglich ist, eine exakte Gonadendosis pro Untersuchung anzugeben. Eine einzige technisch schlechte Untersuchung ergibt in diesem Fall die gleiche genetische Belastung wie 22 000 gute. Das bedeutet, daß bereits eine relativ geringe Anzahl fahrlässig ausgeführter Untersuchungen ausreicht, die Bemühung der Mehrzahl der Ärzte um eine Verringerung der Strahlenbelastung weitgehend zu paralysieren (Seelentag 1973).

Auch nach Ansicht von Morgan (1971) läßt sich die medizinische Strahlenbelastung drastisch (etwa auf ein Zehntel) reduzieren, ohne daß mit einer Einbuße an diagnostischer Aussagekraft zu rechnen ist.



Niedrigen Dosen ionisierender Strahlung wurde und wird bisweilen noch heute eine stimulierende «biopositive» Wirkung zugeschrieben. Mit dieser Begründung werden radonhaltige Wässer als «Heilwässer» bezeichnet und in Radonbädern verwendet (z. B. Gastein, Marienbad, Joachimstal). Eine kritische Betrachtung dieses Problemkreises (Broda 1973) hat ergeben, daß stichhaltige Beweise der behaupteten biopositiven Strahlenwirkung bis heute nicht erbracht wurden. Die diesbezügliche balneologische Literatur steht im Widerspruch mit der Erkenntnis, daß selbst niedrige Dosen ionisierender Strahlen gefährlich sind.

Es scheint hoch an der Zeit, auch diesen Bereich der medizinischen Strahlenanwendung einer nüchternen Prüfung zu unterziehen.

### *3.2.2.3. Industrie*

Die friedliche Anwendung der Kernspaltung ließ ihre größte Ausweitung in der Industrie erwarten. Bei der 1. Genfer Konferenz zur friedlichen Nutzung der Atomenergie interpretierte Rabinowitch das Schlagwort «atoms for peace» kennzeichnend – und weitblickend – als «atoms for industry».

Die Verwendung der Radionuklide aus dem Abfall der Kernspaltung in geschlossenen Strahlenquellen oder als radioaktive Verbindungen entsprang dem Wunsch, auch die Nebenprodukte einer nützlichen Aufgabe zuzuführen. Die damit verbundenen Kosten sind allerdings sehr hoch, da die einzelnen Radioisotope mit komplizierten chemischen Verfahren aus dem hochaktiven Spaltproduktgemisch, das Isotope nahezu aller Elemente vom Atomgewicht 72 bis 160 enthält, abgetrennt werden müssen. Heute wird deshalb nur ein verschwindender Bruchteil der Spaltproduktnuklide zu industriellen Strahlenquellen verarbeitet; dazu gehören Strontium-90, Caesium-137 und Promethium-Isotope. Eine andere Gruppe industriell genutzter Radionuklide, die bei der Kernspaltung nicht entstehen oder für deren Isolierung ein unverhältnismäßig großer Aufwand erforderlich ist, wird durch Neutronenaktivierung hergestellt (z. B. Kobalt-60, Iridium-192 usw.).

Der Effekt der Strahlenabsorption in dichter Materie wird in mehrfacher Weise verwendet. Bekannte Beispiele sind die industrielle Radiographie von Gußstücken, Schweißnähten usw., mit

deren Hilfe bestimmte Fehler aufgespürt werden können, und die Schichtdicken- und Mengenmessung zur laufenden Produktionskontrolle von Folien, Papier, Blechen und Schnittgut. Die Messung der Strahlenabsorption kann auch herangezogen werden um die Tabakmenge in Zigaretten oder die Füllhöhe in Tankanlagen konstant zu halten oder zu überprüfen. Auf dem gleichen Prinzip beruht die Wirkungsweise von Brandwarnanlagen, die bei Rauchentwicklung Alarm geben.

Die absorbierte Strahlenenergie löst aber auch chemische Vorgänge aus. Unter dem Einfluß ionisierender Strahlung werden reaktionsfähige Zwischenprodukte gebildet, die die Polymerisation von Kunststoffen auslösen oder ihre Polymerenstruktur verändern, wodurch härtere Produkte entstehen.

Bei Strahlendosen von 1–5 Megarad werden Mikroorganismen abgetötet. So können chirurgische Geräte und medizinische Massenartikel, z. B. Einweg-Injektionsspritzen, Verbandmaterial usw., in der Verpackung sterilisiert werden.

In den SNAP-Isotopenbatterien, die im Weltraum Satelliten mit Energie versorgen, dient die Zerfallswärme von einigen tausend Curie Plutonium-238 zur Stromerzeugung mittels Thermoelementen. Gegenwärtig laufen Untersuchungen, Batterien dieses Typs in Herzschrittmacher einzubauen.

Bei Verschleißprüfungen wurden die Testkörper z. B. Kolbenringe oder Autoreifen, radioaktiv markiert und die Strahlung des Abriebs gemessen. Die Nachweisbarkeit der Strahlung auch durch dichte Materialien erlaubt es, Rohrleitungen auf Leckstellen zu überprüfen und diese zu lokalisieren. Ferner ist es möglich, in explosionsgefährdeten Räumen statische Aufladungen mit ionisierender Strahlung abzubauen.

Die Leuchtfarben für Skalen u. dgl., sie bestehen heute vorwiegend aus einem phosphorisierenden, tritiumhaltigen Kunststoffmaterial, enthielten früher Radium-226 als aktiven Stoff. Die Arbeiterinnen in der Uhrenindustrie, die Zifferblätter mit radiumhaltigen Leuchtfarben bemalten, haben sie beim Befeuchten des Pinsels mit den Lippen auch inkorporiert. Damit haben sie – unfreiwillig – zur Kenntnis der starken Schädlichkeit inkorporierter Radionuklide beigetragen. Noch Jahre und Jahrzehnte später konnten an ihnen die Langzeit- und Spätschäden der Strahlung – bis zum letalen Ausgang – studiert werden.

Eisenbud (1967) ist der Ansicht, daß radioaktive Stoffe in der Industrie weitere Verbreitung finden sollten. «Auch wenn ihre Verwendung zu einer merklichen radioaktiven Verseuchung der



Umwelt und unseres Körpers führt, sollte die Anwendung der zu erwartenden Vorteile wegen gefördert werden. Wir werden dann selbstverständlich mit vielfältigen Strahlenquellen umzugehen lernen müssen und möglicherweise einsehen, daß das Zusammenwirken vieler Radionuklide additive und in mancher Kombination synergistische Effekte zeigen wird.» Dieser maßgebliche Promotor der Kerntechnik erwartet, daß eine besser aufgeklärte Bevölkerung in voller Kenntnis der Umstände eine kontrollierte radioaktive Verseuchung der Umwelt freudig in Kauf nehmen wird, wenn greifbare Vorteile damit in Verbindung stehen.

### *3.2.2.4. Landwirtschaft*

In der landwirtschaftlichen Forschung werden Radioisotope beim Studium der Stoffwechselvorgänge in Nutzpflanzen und Haustieren, bei Boden- und Düngemitteluntersuchungen sowie zur Klärung der Wirkungsmechanismen von Insektiziden eingesetzt. Es fehlt nicht an Versuchen, die Strahlenanwendung auch in die Lebensmitteltechnologie einzuführen. Als Vorteil der Strahlenkonservierung von Lebensmitteln wird neben niedrigen Kosten angegeben, daß auf Hitzesterilisierung und chemische Konservierungsmittel verzichtet und die Behandlung an fertig verpackten Waren vorgenommen werden kann.

Die Lagerfähigkeit von Lebensmitteln kann – je nach der Dosis – durch Sterilisieren, Pasteurisieren, Stoffwechsel- und Keimhemmung erhöht werden.

Die zur ausreichenden Sterilisierung bzw. Stoffwechselhemmung notwendigen Dosen von etwa 1000 bis 100 000 krad verursachen meist eine erhebliche Qualitätsminderung. Wird mit niedrigeren Dosen gearbeitet, ist die konservierende Wirkung stark eingeschränkt, obwohl immer noch Geschmackseinbußen festzustellen sind. Mit Hitzebehandlung und dem Zusatz von unter Umständen bedenklichen Chemikalien wird versucht, die Strahlenempfindlichkeit von Bakterien und Geweben zu erhöhen bzw. lebensmittel-kosmetische Effekte zu erzielen. Als Folgeprodukte der strahlenchemischen Reaktionen entstehen im Lebensmittel vielfältige, zum Teil toxische Stoffe (bei Fleisch mehr als 100), deren chemischer Bau – und mehr noch deren Wirkung – weitgehend unbekannt sind.

Die beim Verzehr bestrahlter Lebensmittel zu erwartenden Gesundheitsschäden sind nicht abzuschätzen (Herbst 1968). Daraus ergeben sich Genehmigungsschwierigkeiten seitens der Behörden,

wodurch die Fortsetzung bisher großzügig geförderter Forschungsprojekte zweifelhaft wird. So steht z. B. in Frage, ob die 18 Jahre lang betriebene Entwicklungsarbeit der US-Army auf dem Gebiet der Strahlensterilisation von Lebensmitteln fortgesetzt wird, da nicht abzusehen ist, wann bestrahlte Lebensmittel von der Food and Drug Administration zum Verzehr freigegeben werden.

Zur wirksamen Insektenbekämpfung wurden künstlich gezüchtete Männchen strahlensterilisiert und – meist vom Flugzeug aus – in den befallenen Gebieten freigelassen. Die wildlebenden Weibchen produzieren nach der Kopulation mit diesen Männchen sterile Gelege. Von Vorteil ist vor allem die selektive Wirkung auf das bekämpfte Insekt. Mit dieser Methode (es können zur Sterilisation auch chemische Stoffe verwendet werden) sind besonders an abgeschlossenen Inselpopulationen von Schädlingen, z. B. Schraubenwurmfliege, Melonenfliege, Mittelmeerfruchtfliege usw., in Mittelamerika erstaunliche Erfolge erzielt worden. Auch eine Reihe anderer neuer Bekämpfungsmethoden, die nicht mit ionisierender Strahlung arbeiten, sind selektiv wirksam z. B. durch das Anlocken der Insekten mit Sexualduftstoffen.

Die Schädlingsbekämpfung auf genetischer Basis eröffnet vielversprechende Möglichkeiten. So wurde bei der Stechmücke Culex pipiens entdeckt, daß Tiere verschiedener geographischer Herkunft plasmatisch inkompatibel (unverträglich) sind, d. h. Männchen und Weibchen können sich zwar paaren, eine Befruchtung der Keimzellen ist wegen der Unverträglichkeit des Plasmas jedoch nicht möglich. Zur Bekämpfung der Stechmückenplage wurden in einem burmesischen Bezirk Culex pipiens-Männchen, die aus einem französisch-kalifornischen Stamm in Massen gezüchtet worden waren ausgesetzt. Im Verlauf von 5–6 Generationen (12 Wochen) ist die ursprüngliche Stechmükkenpopulation auf einen verschwindenden Bruchteil zurückgegangen (Laven 1967).

In Weiterentwicklung des Verfahrens werden jetzt Zuchtstämme mit künstlichen Chromosomenaberrationen (z. B. Bruchstückverlagerungen, Translokationen) untersucht. Trotz methodischer Parallelen bringen diese Stämme erhebliche Vorzüge gegenüber der «sterilen Männchen-Technik» mit: die gezüchteten Männchen werden bei der Strahlensterilisation stark geschwächt, sie sind gegenüber den wildlebenden Tieren nur beschränkt konkurrenzfähig und müssen deshalb in einer 10–100fachen Überzahl freigelassen werden; durch geeignete Wahl der Zuchtbedingungen ist es bei der genetischen Bekämpfungsmethode hingegen möglich, die Labortiere im Wettkampf um die Kopula leistungsfähiger zu machen, als es die wildlebenden Stechmückenmännchen sind. Dazu kommt, daß die gezüchteten Tiere untereinander fruchtbar sind und sich somit die geschädigten Erbanlagen innerhalb der Population vermehren, wodurch sich der Aufwand für die Bekämpfung weiter verringert (Laven 1971).

Die mutationsauslösende Wirkung ionisierender Strahlung wird in der Mutationszüchtung von Tieren und Pflanzen angewandt. In der Tierzucht hat sie sich jedoch wegen der großen Verluste und dem im Vergleich zur Pflanzenzucht wesentlich höheren zeitlichen und finanziellen Aufwand nicht durchsetzen können (siehe auch S. 123).

Zur Zucht neuer Pflanzensorten wird aus praktischen Erwägungen Saatgut bestrahlt, um dann aus der Vielzahl der Einzelpflanzen die auszuwählen, die den angestrebten Zuchtzielen (Ertragssteigerung, Klimafestigkeit usw.) am nächsten kommen – allerdings haben die Sorten öfters auch negative Eigenschaften. So wurden z. B. vor einigen Jahren auf den Philippinen die bodenständigen Reissorten von einer in Amerika gezüchteten ersetzt, die bei intensiver Düngung den dreifachen Ertrag erbrachte. Im Sommer 1973 wurden die Neupflanzungen von einem unbekannten Virus befallen, gefolgt von einer beispiellosen Mißernte und Notlage der Bevölkerung.

Um in trockenen Gebieten, z. B. in der Sahara, Landwirtschaft betreiben zu können, wurden Verfahren zur Seewasser-Entsalzung in Planung genommen. Während die Elektrodialyse auf dem indirekten Weg über die Stromerzeugung arbeitet, nützt die Destillation die bei der Kernspaltung entstehende Wärme direkt aus. Ob solche Versuche über das Stadium von Demonstrationsanlagen hinausgelangen werden, ist mehr als fraglich.

### *3.2.2.5. Plowshare*

An Versuchen, Atombomben auch für nicht-militärische Zwekke einzusetzen (Plowshare), hat es nicht gemangelt – die Motive dafür reichen von der Selbstentlastung einzelner Forscher bis zu Wachstumsbestrebungen der Bombenindustrie.

Das Plowshare-Programm erstreckt sich über einen weiten Bereich. Im Rahmen des «geographical engineering» wird erwogen, in Gebirgszüge Pässe zu sprengen, oder Häfen (z. B. das Cha-

riot-Projekt in Alaska) und Kanäle anzulegen. Die Projekte Sassardi und Truando und andere untersuchen die Möglichkeit, mit nuklearen Sprengsätzen einen schleusenlosen Panamakanal zu bauen. Dazu sind, je nach der vorgesehenen Trasse, etwa 15–35 Megatonnen Kernsprengstoff nötig, und Gebiete von einigen hundert Quadratkilometern würden radioaktiv verseucht (Abb. 18). Die Größe und Lage der vom lokalen Fallout betroffenen Gebiete ist von Windstärke und Windrichtungen abhängig und kann erst *nach* den Sprengungen angegeben werden. Dazu kommt, daß durch diese schleusenlose Wasserstraße vielfältige

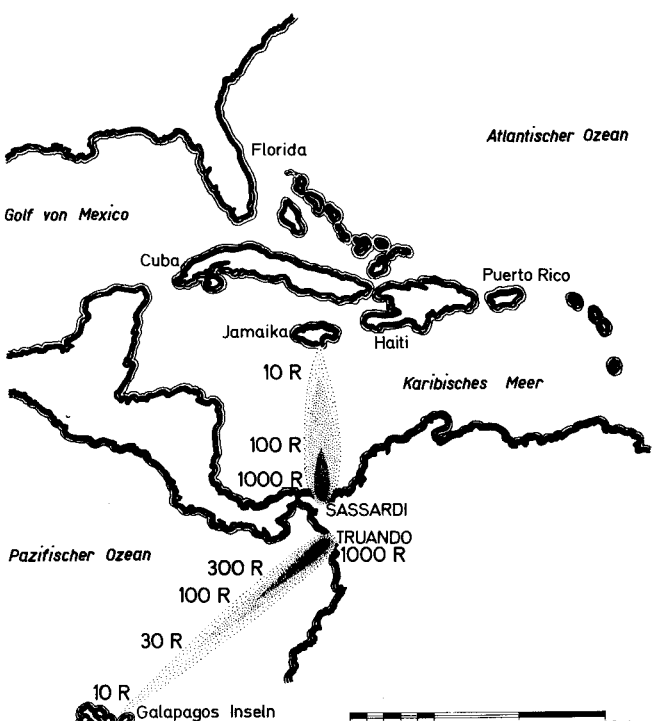



Abb. 18: Geschätzte Strahlenbelastung aus radioaktivem Fallout, wenn ein schleusenloser Kanal in Mittelamerika unter günstigen Windverhältnissen (Windgeschwindigkeit etwa 20 bzw. 55 km/h) gesprengt wird (nach Ginsburg 1965).



Faunenelemente, darunter Räuber, Parasiten usw., unkontrollierbar und irreversibel zwischen dem Atlantischen und Pazifischen Ozean verschleppt werden – mit all ihren negativen ökologischen Konsequenzen, z. B. Verringerung der Artenvielfalt.

Neben solchen großräumigen Projekten umfaßt das Plowshare-Programm auch die Sprengung unterirdischen Kavernen, die z. B. das Abpumpen von Erdgas erleichtern sollen[1]. Ähnliche Explosionen waren geplant, um die Erdölgewinnung zu verbessern.

Die Rulison-Sprengung, die in 2500 m Tiefe ausgelöst wurde um Erdgas zu gewinnen, verursachte bis in eine Entfernung von über 120 km vom Explosionsort Schäden an Gebäuden und Industrieanlagen. Derartig tiefe Sprengungen sind auch in geodynamischer Hinsicht riskant, da sie in weiten Regionen latente Erdbeben auslösen («triggern») bzw. unabsehbare Flutwellen hervorrufen können.

Aber selbst bei tiefen unterirdischen Explosionen sind unerwartet Spaltprodukte an der Erdoberfläche ausgetreten. Rohstoffe wie Erdöl, Erdgas, Erze usw., deren Förderung mit nuklearen Sprengungen erleichtert oder ermöglicht werden soll, sind selbstverständlich ebenfalls radioaktiv kontaminiert.

Wegen der Schädigung des Menschen durch die Fallout-Spaltprodukte wurde zwischen den Großmächten das Teststop-Abkommen abgeschlossen. Von diesem Übereinkommen sind auch die friedlichen Atombombenexplosionen für das «geographical engineering» betroffen, da unvermeidlich Spaltprodukte in die Atmosphäre freigesetzt werden. Auch dürfte es nicht immer leicht sein, festzustellen, ob eine Atombomben-Explosion ausschließlich friedlichen oder auch paramilitärischen Zwecken gedient hat, wie das Beispiel Indien mit aller Eindringlichkeit zeigt.

1971 wurde die finanzielle Förderung des Plowshare-Programms stark eingeschränkt.

### *3.2.2.6. Energieproduktion*

Seit der erste Kernreaktor unter der Leitung von Enrico Fermi am 2. Dezember 1942 kritisch wurde, d. h. die erste sich selbst erhaltende Kettenreaktion ablief, wurde eine Vielfalt verschiede-

[1] Zur Sprengung von Kavernen für die Nutzung der Erdwärme sind nukleare Sprengsätze nicht geeignet, da die große Hitzeentwicklung die Gesteinsoberfläche glasartig verschmilzt und dadurch der Wärmeaustausch verschlechtert wird.

ner Reaktortypen entworfen und in Erprobung gestellt. Einige Unterscheidungskriterien sollen helfen, die verwirrende Fülle unterschiedlicher technischer Konzepte zu systematisieren:

1. Brennstoff
   a) Natururan
   b) angereichertes Uran:
      nieder angereichert = 2–4 % Uran 235[3]
      hoch angereichert = 50–99 % Uran 235[1]
   c) Plutonium[2]
   d) Mischungen spaltbaren Materials
2. Moderator
   a) Graphit[2,3]
   b) Wasser (schweres oder leichtes Wasser)[1,3]
   c) keiner[2]
3. Kühlmittel
   a) Wasser (bei hohem oder niedrigem Druck)[1,3]
   b) Gas (Helium, Kohlendioxyd)[2]
   c) Flüssigmetall (Natrium, rein oder legiert)[2]
4. Funktion
   a) Plutoniumerzeugung[2,3]
   b) Wärmeproduktion (mit[2] oder ohne[3] Brutgewinn)
   c) Neutronengenerator (Isotopenproduktion)[1]

Darüber hinaus können noch mehr oder minder große Unterschiede bestehen in der Reaktorleistung, Neutronenfluß und -energie, chemischer und geometrischer Form des Brennstoffs, der Abfallwärmeableitung usw. Allen Typen gemeinsam ist die Entstehung radioaktiver Spaltprodukte aus dem Brennstoff; ihre Menge ist von der Reaktorleistung und der Betriebsdauer abhängig. Wegen ihres Neutronenüberschusses sind die einzelnen Spaltproduktnuklide in der Regel betaaktiv.

Einige Spaltnuklide, im speziellen schwere Brom- und Jodisotope, unterliegen nicht nur dem Beta-Zerfall, sondern emittieren mit einer gewissen Verzögerung Neutronen (Tab. 7). Erst diese verzögerten Neutronen schaffen den für die Technik notwendi-

[1] Forschungsreaktoren.
[2] Entwicklungslinien im Experimentierstadium.
[3] Entwicklungslinien im Großversuch (kommerzielle Kernkraftwerke von 600 MWe und mehr). Wegen der Konstruktionsvielfalt verzichten wir auf eine Schemazeichnung und verweisen auf die farbenreichen Selbstdarstellungen der Kernkraftwerksgesellschaften.



Tab. 7: Nuklide, bei deren Zerfall die verzögerten Neutronen emittiert werden

| Gruppe | Mutterkern | Halbwertszeit | Häufigkeit je $10^5$ prompte Neutronen |
|---|---|---|---|
| 1 | Br-87 | 55,7 s | 21,1 |
| 2 | J-137 | 22,7 s | 140,2 |
| 3 | (Br-89, -90)? | 6,2 s | 125,4 |
| 4 | (J-139, Sb-135)? | 2,3 s | 252,8 |
| 5 | (As-85)? | 0,61 s | 73,6 |
| 6 | (Li-9)?? | 0,23 s | 26,9 |

gen zeitlichen Spielraum zur Kontrolle der Kettenreaktion im Reaktor. Sie sind am Neutronenfluß, je nach Reaktortyp und Spaltstoff, verschieden hoch beteiligt:

| | |
|---|---|
| thermischer Reaktor (Uran-235) | 0,64 % verzögerte Neutronen |
| schneller Reaktor (Plutonium-239) | 0,30 % verzögerte Neutronen |

Mehr als 99 % der insgesamt entstehenden Neutronen werden innerhalb von $10^{-14}$ Sekunden frei – sie werden als prompte Neutronen bezeichnet.

In einem kritischen Kernreaktor läuft die Kettenreaktion mit zeitlich annähernd konstanter Geschwindigkeit ab. Erhöht sich der Neutronenfluß, da mehr Neutronen produziert als absorbiert werden oder nach außen diffundieren, ist der Reaktor überkritisch. Während ein «verzögert überkritischer» Reaktor steuerbar bleibt, steigt die Leistung eines «prompt überkritischen» Reaktors innerhalb einer Sekunde unkontrollierbar auf den 20 000fachen Wert und höher – man spricht vom «Durchgehen» des Reaktors bzw. einem Kritikalitätsunfall.

Unter regulären Betriebsbedingungen kommt im Reaktor mit den Abschaltoperationen zwar die Kettenreaktion zum Erliegen, durch die Absorption der Beta- und Gammastrahlung der Spaltprodukte bleibt die Wärmeproduktion jedoch – in vermindertem Umfang – aufrecht (Abb. 19). Die Wärmeerzeugung knapp nach dem Abschalten entspricht rund 8 % der thermischen Reaktorleistung bzw. 25 % der elektrischen Kraftwerksleistung.

Um eine Freisetzung der Spaltprodukte hintanzuhalten, wird der Brennstoff in Hüllen (cladding), z. B. aus Zirkon- oder Eisenlegierungen, eingeschlossen. Die gasförmigen und die flüchtigen Spaltprodukte bauen bei der Betriebstemperatur des Reak-

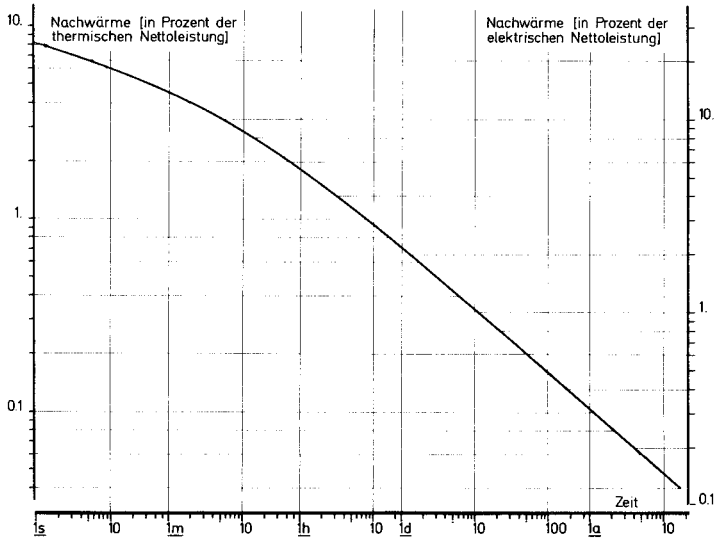



Abb. 19: Nachwärmeproduktion im Kernbrennstoff (nach Stehn & Clancy 1958).

tors einen Überdruck von bis zu 100 Atmosphären und mehr auf. Nicht selten führt dies zu einer Deformation des Hüllenmaterials. Diese Auftreibungen der Brennstäbe können sowohl den Kühlmitteldurchfluß behindern, als auch zu Schwierigkeiten beim Wechseln der Brennelemente führen.

Der Austausch der Brennelemente gegen neue wird wegen des Abbrandes und der wachsenden Leckrate als Folge von Fabrikationsmängeln, Temperaturdauerbelastung und Strahlenkorrosion (das Kristallgefüge der meisten Materialien wird unter der Einwirkung starker Beta-, Gamma- und Neutronenstrahlung verändert und dementsprechend die mechanischen Eigenschaften verschlechtert) erforderlich. Im Verlauf des Reaktorbetriebes wächst die Zahl undichter Stellen in den Brennstabhüllen («pinholes», Haarrisse usw.) und zunehmend werden flüchtige Spaltprodukte in den Primärkreislauf freigesetzt, aus dem sie von der Kreislaufentgasung laufend entfernt werden müssen; die Verfahren dazu



hängen jeweils von den spezifischen technischen Gegebenheiten ab. Die Hauptmenge der radioaktiven Abgase besteht aus den in Tab. 8 angeführten Edelgasen.

Tab. 8: Aktivität der Spaltprodukt-Edelgase am Kamin nach 30 Minuten Verzögerungs-(Abkling-)zeit (Kernkraftwerk Gundremmingen; Betriebsgutachten TÜV-Bayern, 1966)

| Isotop | Quellstärke mCi/s | Halbwertszeit | radioaktive Tochterprodukte | |
|---|---|---|---|---|
| Kr-89 | 0,3 | 3,2 m | Rb-89 | 15,4 m |
| | | | Sr-89 | 52 d |
| Xe-137 | 0,9 | 3,9 m | Ba-137m | 2,55 m |
| | | | Cs-137 | 30,23 a |
| Xe-135m | 8,0 | 15,6 m | Xe-135 | 9,2 h |
| | | | Cs-135 | $2{,}5 \times 10^6$ a |
| Xe-138m | 26,7 | 17,0 m | Cs-138 | 32,2 m |
| Kr-87 | 15,7 | 1,27 h | Rb-87 | $4{,}7 \times 10^{10}$ a |
| Kr-83m | 2,4 | 1,86 h | Kr-83 | |
| Kr-88 | 17,4 | 2,80 h | Rb-88 | 17,8 m |
| Kr-85m | 5,8 | 4,39 h | Kr-85 | 10,76 a |
| Xe-135 | 17,6 | 9,2 h | Cs-135 | $2{,}5 \times 10^6$ a |
| Xe-133m | 0,2 | 2,26 d | Xe-133 | 5,27 d |
| Xe-133 | 5,0 | 5,27 d | — | |
| Edelgase | 100,0 | | | |

Das aus dem Kühlwasser unter Strahleneinfluß entstandene Knallgas wird nicht abgeleitet, sondern einem katalytischen Rekombinationsprozeß zugeführt. In einem 1000 MWe-Kraftwerk ergibt die radiolytische Spaltung pro Minute rund 1000 Kubikmeter Knallgas (nach Glasstone 1956).

Die Abgabemenge radioaktiver Gase und Aerosole über den Kraftwerksschlot bzw. radioaktiver Stoffe von radiochemischen Prozeduren und undichten Leitungen mit dem Abwasser (Tab. 9) werden in einem Bescheid der Genehmigungsbehörde limitiert. Der Berechnung höchstzulässiger Abgaberaten werden Jahres-Dosiswerte in der näheren und weiteren Umgebung des Werkes zugrunde gelegt. Den Betreibern des bayerischen Kernkraftwerks Gundremmingen wurden dabei Emissionsraten bewilligt, die außerhalb des Werkes zu einer maximalen Strahlenbelastung von

Tab. 9: Verteilung radioaktiver Nuklide* im Kühlwasserauslauf des Kernkraftwerks Gundremmingen (KRB) an der Donau nach Untersuchungen der Bayerischen Biologischen Versuchsanstalt

| Nuklid | relativer Anteil (Prozent) | Halbwertszeit | radioaktive Folgeprodukte Nuklid | Halbwertszeit |
|---|---|---|---|---|
| Co-58** | 6,3 | 71,3 d | — | — |
| Co-60** | 3,8 | 5,26 a | — | — |
| Sr-89 | 30,3 | 52 d | — | — |
| Sr-90 | 4,0 | 28,1 a | Y-90 | 64 h |
| Zr-95 | 0,1 | 65 d | Nb-95 | 35,15 d |
| Ru-103 | 0,2 | 39,6 d | Rh-103m | 57 m |
| Ru-106 | 0,7 | 367 d | Rh-106 | 30 s |
| J-131 | 20,6 | 8,07 d | Xe-131m*** | 11,8 d |
| Cs-137 | 29,1 | 30,23 a | Ba-137m | 2,55 m |
| Ba-140 | 4,1 | 12,8 d | La-140 | 40,22 h |
| Ce-144 | 0,8 | 284,9 d | Pr-144 | 17,3 m |

150 mrem pro Jahr führen würden; in der gegenwärtigen Genehmigungspraxis bleiben die Behörden unterhalb dieses Wertes. Gemäß dem Bescheid des Bayerischen Staatsministeriums des Inneren vom 28. 10. 1966 dürfen mit der Abluft im Stundenmittel bis zu 225 Ci radioaktive Gase, 325 mCi feste radioaktive Schwebstoffe und 2,5 mCi Jod-131 freigesetzt werden. Wenn das Monatsmittel nicht überschritten wird, darf die Quellstärke am Schornstein vorübergehend bis auf das Zehnfache der vorigen Werte gesteigert werden. In der Praxis liegt die Emission gelegentlich um bis zu zwei Größenordnungen unter den genehmigten Raten. Dieser überaus weite Spielraum zwischen technisch Möglichem und behördlich Zugelassenem ist auffällig. Vollends unverständlich erscheint der Passus, wonach kurzfristig sogar die 10fache Abgaberate zugelassen wird. In einem Gutachten nimmt der TÜV-Bayern zu diesem Problem folgendermaßen Stellung: «Trotz sorgfältiger Konstruktion, Fertigung und Prüfung der

* Diese Angaben enthalten kein Tritium; man rechnet bei einem Leichtwasserreaktor mit einer jährlichen Abgabe von rund 1 Ci Tritium pro Megawatt elektrischer Nettoleistung (MWe).

** Durch Neutronenbestrahlung aktiviertes Kobalt aus Konstruktionsbestandteilen.

*** Zerfallsausbeute $< 0{,}01$ %.



Brennelemente kann nicht ausgeschlossen werden, daß insbesondere an hochbelasteten Brennelementen im Verlaufe des Betriebes Undichtigkeiten entstehen. Damit werden ständig Spaltprodukte an das Kühlmittel freigesetzt. Aus wirtschaftlichen Gründen wird man versuchen, ohne Auswechseln dieser Brennelemente weiterzufahren, solange einerseits die Aktivität in den Kreisläufen keine unzumutbare Strahlenbelastung für das Betriebspersonal zur Folge hat und andererseits die Quellstärke radioaktiver Abgase aus dem Kamin nicht einen Wert erreicht, der eine unzulässige Strahlenbelastung für die in der Umgebung lebende Bevölkerung bedeutet» (TÜV-Bayern 1966). Somit kann – aus ausschließlich ökonomischen Erwägungen – der gewährte Spielraum voll ausgeschöpft werden.

Aus den Vereinigten Staaten liegen diesbezügliche Erfahrungen bereits vor. In Eureka, Californien, wurde 1963 das Humboldt Bay-Kernkraftwerk mit einem 68,5 MWe Siedewasserreaktor in Betrieb genommen. Nach kurzer Zeit erhöhten sich die radioaktiven Emissionen infolge von Korrosionsschäden an den Brennelementen, und im September 1965 stieg die Abgaberate auf über 300 Ci pro Stunde an. Damit war der auf der Basis des Jahresdurchschnitts festgesetzte höchstzulässige Wert von 180 Ci pro Stunde kurzfristig weit überschritten (Novick 1969).

In Kernkraftwerken fallen neben radioaktiven auch chemisch-toxische Abwässer an. In die Oberflächengewässer werden zusätzlich zu den radioaktiven Stoffen auch größere Mengen gelöster Mineralsalze eingeleitet. Ihr Beitrag zur Umweltbeeinflussung mag – über eine längere Zeitspanne ermittelt – geringfügig erscheinen, da die chemischen Abwässer jedoch nicht kontinuierlich, sondern stoßweise abgegeben werden, kommt es in der Praxis zu starken Aufsalzungen, die nicht vernachlässigt werden können (Höll 1971).

Wird zur Reaktorkühlung direkt das Flußwasser herangezogen, so werden ihm nicht nur die aus den Brennstäben austretenden Spaltprodukte quantitativ zugeführt, sondern es werden auch die im Fluß enthaltenen Mineralsalze durch die Neutroneneinwirkung im Reaktor radioaktiv (z. B. in der Reaktoranlage von Hanford nahe Richland, Washington). In Verzögerungsbekken konnten die kurzlebigen Radionuklide einigermaßen abklingen, die längerlebigen, wie Phosphor-32, Schwefel-35 usw., wurden mit dem Wasser wieder dem Fluß zugeführt und traten mit den Organismen in Wechselwirkung (siehe Kapitel 4.4.2). In der gleichen Anlage ließ man größere Mengen mittelaktiver Abfall-

lösungen (unter Hinweis auf eine günstige geologische Situation) im Erdboden versickern.

Scharfe Kritik an den Praktiken der Atomenergiekommission und die Darstellung der Konsequenzen der zugelassenen Strahlenbelastung auf große Bevölkerungsgruppen (z. B. Tamplin & Gofman 1970) löste weitreichende Diskussionen aus, die nicht ohne Folgen blieben. Unter dem Druck der öffentlichen Meinung wurden in den USA die höchstzulässigen Abgaberaten radioaktiver Stoffe aus Kernkraftwerken um zwei Größenordnungen herabgesetzt (WASH-1258, 1973).

Innerhalb einer Zone von 50 Meilen (80 km) um ein Kernkraftwerk darf die Dosis auf ein einzelnes Organ und den ganzen Körper infolge flüssiger und gasförmiger Ableitungen jeweils 5 mrem pro Jahr nicht überschreiten. In der BRD gilt die *Vorschrift*, große Bevölkerungskreise mit höchstens 150 mrem pro Jahr zu belasten; auf Grund von technologischen Verbesserungen gilt die *Empfehlung*, daß die Belastung infolge flüssiger und gasförmiger Ableitungen jeweils 30 mrem pro Jahr nicht überschreiten soll, also insgesamt 60 mrem pro Jahr (Deutscher Bundestag, 1971).

Verhindern nun solche Vorschriften in der Praxis die Freisetzung größerer Mengen radioaktiver Stoffe? Die aufsehenerregende Affaire um den Shippingport-Reaktor (USA) hat bedenkliche Aspekte der Umgebungsüberwachung zutage gefördert (z. B. Lewis 1973). Für 1971 sind offiziell stolz Null-Emissionen berichtet worden. Anläßlich einer geplanten Kraftwerkserweiterung wurden in der näheren und weiteren Umgebung des Reaktors Messungen vorgenommen, die gerade für dieses Jahr eine stark erhöhte Umgebungsradioaktivität ergaben. Die Reaktorbetreiber und die Atomenergiekommission haben zunächst das Shippingport-Kraftwerk als Ursache der verstärkten Umgebungsstrahlung, in weiterer Folge – und unter undurchsichtigen Begleitumständen – selbst die Meßergebnisse bestritten. In einer Verhandlung mußte jedoch ein hochqualifizierter Angestellter der Kraftwerksanlage zugeben, daß erhebliche Mengen radioaktiven Materials unter Umgehung der Registriereinrichtungen über den Kamin abgegeben worden waren.

Ein anderes Beispiel wurde in der Bundesrepublik Deutschland offiziell bekannt: Am 1. August 1969 hat das Kernkraftwerk Lingen bei einem Störfall 17 Ci Spaltprodukte in die Ems abgegeben – behördlich genehmigter Maximalwert: 5,4 Ci während eines ganzen Jahres. Die in diesem Zusammenhang eilfertig aufgestellte Behauptung, in der Umgebung sei niemand zu Schaden gekommen,



entbehrt angesichts der Natur der Strahlenspätschäden – z. B. lange Latenzzeit, kein Schwellenwert der Schädigungswirkung (siehe Kapitel 4.3.2 und 4.4.3) – jeder Grundlage.

In der Chalk-River-Anlage der AECL wurden 1952 nach einem Unfall 4 Millionen Liter aktives Wasser mit 1000 Ci Strontium-90 in ein Grabensystem eingeleitet. In den folgenden Jahren ließ man wiederholt aktive Flüssigkeiten im Boden versickern. Das Grundwasser transportierte und transportiert die Radionuklide entlang seiner Strömung weiter. Schätzungen zufolge dürften 150 Jahre vergehen, bis sie den nahegelegenen Perch Lake erreichen; man hofft, daß keine Verkürzung der Wanderungszeit eintritt und daß zu diesem Zeitpunkt die kürzerlebigen Spaltprodukte schon stark genug abgeklungen sind.

Der Wirkungsgrad von Kernkraftwerken – wie auch aller anderen kalorischen Kraftwerke – ist an den der Dampfmaschine gebunden und wird von der Ein- und Austrittstemperatur des Turbinendampfes bestimmt. Er liegt etwa zwischen 25 und 35 %, die übrige Energie wird als Abfallwärme dem Kühlwasser zugeführt – man hat dafür den Ausdruck «thermische Anreicherung» geprägt (thermal enrichment). Um den Wirkungsgrad des Kernkraftwerks Lingen zu erhöhen, wurden dem Reaktor ölge-

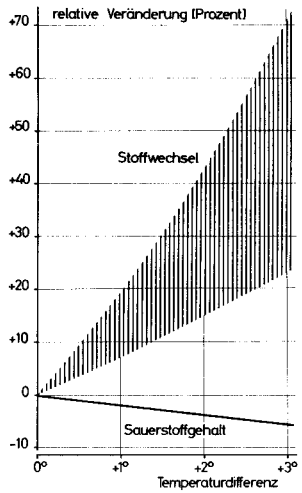



Abb. 20: Einfluß steigender Temperatur auf den Sauerstoffgehalt im Wasser und den Sauerstoffverbrauch (Stoffwechsel) von Organismen.

feuerte Dampfüberhitzer nachgeschaltet. Ein solches Kraftwerk zeichnet sich durch die Emission sowohl von radioaktiven Schadstoffen als auch von Verbrennungsprodukten ($SO_2$, $NO_x$ usw.) aus.

Kernkraftwerke müssen bis etwa 60 % mehr Wärme an das Kühlwasser abgeben als gleich große fossil gefeuerte Kraftwerke (Bergmann & Krämer 1972). Aus wirtschaftlichen Erwägungen werden Kernkraftwerke verglichen mit konventionellen, in außerordentlich großen Einheiten geplant. Auf Grund dieser beiden Fakten ist die thermische Belastung örtlich besonders hoch. Mit steigender Temperatur verringert sich die Löslichkeit von Sauerstoff in Wasser, die Stoffwechselintensität der Organismen und damit der Sauerstoffbedarf steigen hingegen stark an (Abb. 20). Daraus ergibt sich eine quantitative Einschränkung der Lebensmöglichkeiten, die einzelnen Organismen werden von der Erwärmung jedoch in verschieden starkem Ausmaß betroffen.

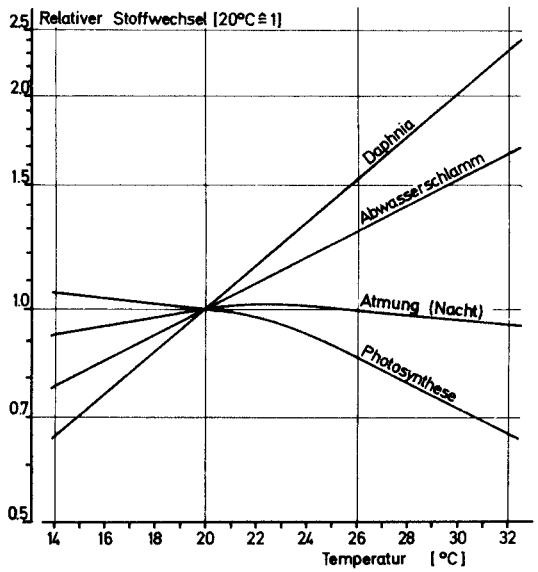



Abb. 21: Temperatureinfluß auf den Stoffwechsel eines Planktonkrebses, einer Destruentengemeinschaft im Abwasserschlamm, die nächtliche Atmung und Netto-Photosynthese (Sauerstoffproduktion) von Modellökosystemen (nach Beyers 1962).



Die Photosynthese und Atmung der Pflanzen zeigen bei Temperaturerhöhung einen divergierenden Trend (Abb. 21), die Sauerstoffzehrung nimmt zu, und Fäulnisprozesse treten in den Vordergrund. Die starke örtliche Erwärmung in den Wärmeaustauschern tötet die Bakterienfresser (Ciliaten, Rotatorien) ab, und die hemmungslose lokale Vermehrung insbesonders pathogener Bakterien ist enorm begünstigt. Das Auftreten und Wachstum von Blaualgen wird ebenfalls verstärkt (Abb. 22).

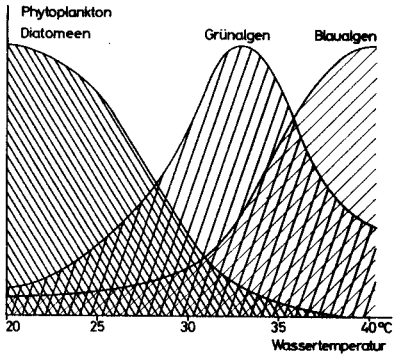



Abb. 22: Temperaturbedingte Populationsgröße verschiedener Algen (nach Cairns 1956).

Auf Grund der Blaualgen-Giftstoffe und Bakterientoxine nimmt die Artenzahl in aquatischen Biozönosen ab, gekennzeichnet durch häufige Fischsterben. So wurde z. B. im Jahre 1963 am Hudson River, der von dem 265 MW Kernkraftwerk Indian Point aufgeheizt wird, ein Massensterben von Fischen beobachtet. Die von der Elektrizitätsgesellschaft danach ergriffenen Maßnahmen sollten eine Wiederholung dieses Vorfalls verhindern, sie erwiesen sich jedoch als unzureichend und 1969/70 war wiederum ein großes Fischsterben zu verzeichnen. Von den Blaualgen-Giftstoffen ist darüber hinaus auch die Trinkwasserversorgung ernstlich gefährdet, da sie in den Wasserwerken mit der Chlorierung nicht beseitigt werden können (Höll 1971).

Das in den Fluß eingeleitete warme Wasser hält sich wegen des geringeren spezifischen Gewichtes vorwiegend in der Oberflächenschicht über viele Kilometer entlang des Stromstrichs. So kommt es in einem Teilbereich zu einer sehr starken Wärmever-

schmutzung, obwohl die über den gesamten Stromquerschnitt rechnerisch ermittelte Erwärmung gering erscheint. In Stauzonen, etwa von Flußkraftwerken, sind wärmebedingte Fäulnisprozesse bei einer hohen Vorbelastung mit organischen Abfallstoffen außerordentlich begünstigt. Ganz allgemein ist die Auswirkung einer Wärmeabgabe an Oberflächengewässer von ihrer Belastung mit organischen Abfallstoffen und anorganischen Agentien abhängig und nur bei Kenntnis aller relevanten Parameter ist es möglich, die resultierende Gesamtverschmutzung annähernd abzuschätzen. Wenn die Abwärme dem Epilimnion eines Binnensees zugeführt wird (Abb. 23), dann wird die herbstliche Durchmischung des Wassers und seine Anreicherung mit Sauerstoff jahreszeitlich verzögert oder überhaupt verhindert; damit nimmt

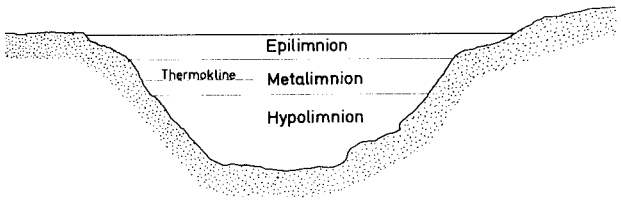



Abb. 23: Wegen der temperaturbedingten Dichteunterschiede ist das Wasser in Seen geschichtet. Man unterscheidet zwischen dem oberflächennahen Epilimnion und der stationären Tiefenschicht, dem Hypolimnion. An der Thermokline (Temperatursprungschichte) ist der Temperaturgradient am größten.

die Sauerstoffzehrung im Hypolimnion zu und die Biozönose kann tiefgreifend verändert werden.

Trotz der Fähigkeit der Fische, sich in einem gewissen Ausmaß an höhere Wassertemperaturen anzupassen, werden eine Reihe von Körperfunktionen gestört. So zeigen beispielsweise Plötzen aus der Warmwasserzone eines Stausees eine als pathologisch anzusehende Asynchronie der Reifung der Eizellen und damit verbunden eine Verminderung der Fruchtbarkeit. Die Laicheffektivität wird weiter dadurch verringert, daß die Laichtemperaturen wegen der Aufwärmung, zu einem früheren Zeitpunkt im Jahr erreicht werden, an dem das Gewässer noch einen niedrigen Wasserstand und somit ein unzureichendes Nahrungsangebot für die Jungfische hat. Allgemein sind die Ernährungsbedingungen der Fische verschlechtert, da in Warmwasserzonen einige Zooplanktonarten absterben und außerdem verstärkt sich ihr Befall durch wärmeliebende Parasiten (Zhitenjowa & Nikanorow 1972). Häufigkeit und Verteilung von Organismen im Gebiet der Flußmündung werden von der räumlichen und zeitlichen Veränderung der Salinität bestimmt, die sich aus den Gezeiten und Strömungsverhältnissen ergibt. Die schwer zu erfassenden ökologischen Zusammenhänge dieser wichtigen Lebensräume bei thermischer Belastung werden von Hargis & Warinner (1970) ausführlich diskutiert.



Um einer irreversiblen Schädigung der aquatischen Ökosysteme vorzubeugen, werden heute Kühltürme als Alternative vorgeschlagen. Abgesehen von ihrer Lärmentwicklung und der ästhetischen Beeinträchtigung der Landschaft (Höhe und Durchmesser bis zu 200 m) verbrauchen sie Energie und vermindern somit die Nettoleistung des Kraftwerks. Außerdem wird das Abwärmeproblem nicht gelöst, sondern nur in einen anderen Bereich verlagert. Die lokale Klimaveränderung äußert sich – vor allem in kühlfeuchten Gebieten – im Winter mit Nebelbildung und Vereisung. Daß Nebel in Verbindung mit chemischen Schadstoffen in der Luft verhängnisvoll werden kann, führt die Londoner Nebelkatastrophe vom Dezember 1952 deutlich vor Augen – über das statistisch zu erwartende Ausmaß hinaus starben damals 4000 Menschen. Es ist wenig beruhigend, daß es sich bei diesen Todesfällen überwiegend um Asthmatiker und ältere Menschen gehandelt hat. Das Zulassen oder Schaffen von Umweltbedingungen, denen alte und kranke Menschen nicht gewachsen sind, kommt dem Zulassen oder Schaffen einer neuen, aber keineswegs schmerzfreien Form der Euthanasie gleich. Die gravierenden ökologischen Fragen des Standort- und Kühlproblems großer Leistungseinheiten machen es notwendig, solche technische Vorhaben kritisch in Frage zu stellen.

Errichtung und Betrieb von Kernreaktoren bringen viele schwierige technische Probleme mit sich. Die Erhöhung der Kraftwerksleistung durch Vergrößerung des Reaktorcore sind Grenzen gesetzt, da schwer beherrschbare Schwingungsphänomene der örtlichen Reaktivität auftreten. Man ist daher bestrebt, die auf das Corevolumen bezogene Leistung, d. h. die Leistungsdichte, zu erhöhen; sie beträgt gegenwärtig bei Siedewasserreaktoren 50 MW/m³ Corevolumen, bei Druckwasserreaktoren ca. 90 MW/m³, bei den jetzt im Versuchsstadium befindlichen natriumgekühlten Brutreaktoren rund 500 MW/m³. Dabei werden die einzelnen Bestandteile bis an die Grenze ihrer mechanischen und

thermischen Belastbarkeit beansprucht. So zeigten etwa gleichzeitig in vier amerikanischen und einem Schweizer Kraftwerk (Beznau) mehrere hundert Brennstäbe Brennstoffverdichtungen und Deformationen der Hüllen. Sachverständige weisen darauf hin, daß trotz aufwendiger Forschung und Entwicklung die Kenntnisse nicht ausreichen, den Gigantismus der Leistungssteigerung weiter voranzutreiben. Die Leistung der betreffenden Reaktoren mußte einschneidend gedrosselt werden (Gillette 1972).

Im Core bauen sich bei der notwendigen hohen Strömungsgeschwindigkeit des Kühlmittels (Wasser, flüssiges Natrium etc.) mechanische Schwingungen auf, die die festen Konstruktionselemente beanspruchen; dazu kommen noch die Stoßwellen der Kavitation (an Kanten, insbesondere der Haltegitter, bilden sich in der strömenden Flüssigkeit Blasen bzw. Hohlräume, die spontan in sich zusammenfallen).

Bricht eine große Rohrleitung im Primärkreislauf – der größte angenommene Unfall – oder gar der Druckkessel eines Siede- oder Druckwasserreaktors – einer der schlimmsten denkbaren Unfälle – geht das Kühlmittel teilweise bis vollständig verloren. Verläuft der Riß an der Seitenwand des Druckkessels, dann können die Brennstäbe durch den starken seitlichen Druck des ausströmenden Wassers leicht so weit verbogen werden, daß die Absorberstäbe blockiert sind und die Notabschaltung unmöglich ist. Selbst nach einer Reaktorschnellabschaltung mit sofortiger Unterbrechung der Kettenreaktion steigt die Temperatur der Brennstäbe wegen der Spaltproduktradioaktivität rasch, und zwar um etwa 50° pro Sekunde an (siehe Seite 67). Zur Ableitung dieser Nachwärme werden eigene Notkühlanlagen in jedem Leistungsreaktor eingebaut. Die bisher angestellten Modellversuche, mit denen die einwandfreie Funktionstüchtigkeit der Notkühlsysteme hätte demonstriert werden sollen, sind fehlgeschlagen. Das wirksame Eindringen des Kühlwassers in das Core wird von der starken Dampfentwicklung behindert. Durch den Spaltgasüberdruck werden die Hüllen örtlich überhitzter Brennstäbe aufgetrieben und die dazwischen liegenden Kühlkanäle verengt. Durch die nahezu völlig unterbundene Wärmeableitung brechen bzw. platzen die Brennstabhüllen schließlich (Lorenz et al. 1971, Lorenz & Parker 1972). Bei weiterem Temperaturanstieg schmelzen Hüllen, Konstruktionsmaterialien und schließlich der Brennstoff des Reaktorkerns (core meltdown), wobei die Temperatur auf über 5000° C ansteigt. Das geschmolzene heiße Material vereinigt sich am Boden des Druckbehälters und – wenn er nicht zerreißt, schmilzt es unaufhaltsam weiter. Fließt genügend spaltbares Material zu einer kritischen Masse zusammen, setzt eine unkontrollierbare Kettenreaktion mit der Produktion weiterer thermischer und auch mechanischer Energie ein. Dabei werden alle gasförmigen oder flüchtigen Spaltprodukte mehr oder minder vollständig freigesetzt und je nach den näheren Umständen an die Atmosphäre abgegeben.



Um einen solchen oder ähnlich gelagerten Unfallablauf zu verhindern, muß die Notkühlanlage innerhalb der ersten Minuten voll wirksam werden. Adäquate praxisnahe Untersuchungen der gegenwärtig verwendeten Notkühlsysteme liegen bisher keine vor. Klärende Experimente, für 1974 geplant, wurden auf 1976 verschoben – es kann allerdings nicht ausgeschlossen werden, daß bis zu diesem Zeitpunkt Kühlmittelverlustunfälle in Kernkraftwerken diese Tests überflüssig machen. Einstweilen behilft man sich zur Risikoabschätzung mit umstrittenen theoretischen Modellvorstellungen (z. B. Farmer 1966, Rasmussen 1974) obwohl bei komplexen Systemen letztlich nur aus der Erfahrung gelernt werden kann.

Mit dem Schlagwort einer in die tausende Jahre gehenden kumulativen Betriebserfahrung werden die Bevölkerung, Beamte und Politiker darüber hinweggetäuscht, daß für Kernkraftwerke von mehr als 600 MWe Leistung – d. h. diejenigen Reaktortypen, die die künftige Elektrizitätsversorgung übernehmen sollen – eine durchschnittliche Betriebserfahrung von nur knapp über zwei Jahren vorliegt.

Im Hinblick auf eine geringere Umweltbelastung erscheint einer Reihe von Reaktorkonstrukteuren und Sachverständigen die Entwicklung gasgekühlter Hochtemperaturreaktoren gegenüber den Leichtwasserreaktoren als erstrebenswerter Fortschritt. Die Entwicklungslinie des natriumgekühlten schnellen Brüters hingegen – in dem als Fernziel in kommenden Jahrzehnten mehr Plutoniumbrennstoff erzeugt als verbraucht werden soll – wird vielfach nicht nur mit Skepsis und Besorgnis verfolgt (z. B. Tinker 1973), sondern auch scharfer Kritik unterzogen (Norman 1974 a). Ihre Ursachen liegen, abgesehen von ökonomischen Fragen, in der besonders schwierigen Reaktortechnologie, der Lagerhaltung großer Mengen strahlenden Abfalls, der extrem langlebige und hoch radiotoxische Transurane enthält, und in der Plutonium-Problematik mit ihren vielfältigen Aspekten.

Der im Brennstoffzyklus der Brüter verloren gehende Anteil von ca. 1 % (der sich hauptsächlich in den Abfallfraktionen be-

Tab. 10: Stufen des Brennstoffzyklus (nach J. P. Holdren, 1973)

| Prozeß | Routine-Freisetzung* von Radioaktivität | mögliche unkontrollierte Freisetzung von Radioaktivität |
|---|---|---|
| Uran Bergbau Extraktion | Radon in den Bergwerksstollen Oberflächen- und Grundwasser-Kontamination durch Abfallerze | |
| $U_3O_8$ (Uranoxyd) | | |
| Anreicherung | | Diebstahl von Uran-235 |
| Uran | | |
| Angereichertes Uran | | Diebstahl von Uran-235 auf dem Transportweg |
| Brennelement-Erzeugung | | Diebstahl von Plutonium, Uran Feuer, Sabotage |
| neue Elemente | | Diebstahl auf dem Transportweg Feuer, Unfall, Sabotage |
| Plutonium | | |
| Elektrizitäts-Erzeugung | Routine-Emissionen | Unfall, Sabotage (betr. auch Lager für verbrauchten Brennstoff) |
| verbrauchte Brenn-Elemente | | Unfall, Sabotage auf dem Transportweg |
| Aufarbeitung | Routine-Emissionen | Feuer, Unfall, Sabotage, Diebstahl von U-235, U-233, Pu-239 |
| konzentrierter Abfall | | Unfall, Sabotage auf dem Transportweg |
| Atommüll-management | Routine-Emissionen | Unfall, Sabotage geologische Veränderungen |

* Während des Normalbetriebes von kerntechnischen Anlagen freigesetzte radioaktive Stoffe (Abgase, Abwässer).



findet) macht bei einer in Aussicht genommenen jährlichen Verarbeitungsmenge von 5000 t Plutonium immerhin 50 t aus. Vergleicht man dies mit der zum Bau einer Atombombe notwendigen Menge von 5 kg Plutonium, wird klar, daß Mengen dieser Größenordnung unauffällig abzuzweigen sind und einer illegalen Atombombenproduktion Tür und Tor geöffnet wird.

### 3.2.3. Die Kerntechnik und ihre Abfälle

Um die Kernkraftwerke mit Brennstoff zu versorgen, ist eine stufenweise Verarbeitung des Urans notwendig, die mit dem Uranbergbau beginnt und mit dem Atommüll endet. Da der im Reaktor nicht verbrauchte Brennstoff wieder in den Verarbeitungsprozeß eingeschleust wird, spricht man auch vom Brennstoffkreislauf (Tab. 10). Jeder dieser Verarbeitungsschritte ist mit mehr oder minder starken radioaktiven und konventionell chemischen Emissionen verbunden, die bei der Kernenergiediskussion oft übersehen werden.

Bei der Behandlung des Abfalls stehen grundsätzlich zwei Möglichkeiten zur Verfügung:
- der Abfall wird verdünnt und in die Umwelt emittiert, oder
- die radioaktiven Stoffe des Abfalls werden konzentriert und in einem kontrollierten Lager aufbewahrt.

Die Wahl zwischen diesen beiden Alternativen wird primär von den daraus entstehenden Kosten mitbestimmt. Die Entscheidung ist außerdem abhängig von gesetzlichen Regelungen und Auflagen der Behörden.

Im konkreten Fall sind bei der Behandlung radioaktiven Abfalls folgende Faktoren von Bedeutung:
- Der Aggregatzustand des Abfalls (flüssig, gasförmig oder fest), sowie
- die Aktivität,
- die Halbwertszeit,
- die Zerfallsart und
- die Radiotoxizität der darin enthaltenen radioaktiven Stoffe.

Haben die Radionuklide in den Abfällen, worunter sinngemäß auch die Abgase kerntechnischer Anlagen zu zählen sind, nur eine kurze Halbwertszeit, wird vor der Emission oder Deponierung fallweise eine temporäre Rückhaltung vorgenommen, in der die Hauptaktivitäten einigermaßen abklingen können. Bei Verunreinigungen mit mittlerer oder langer Halbwertszeit kann dieser Weg jedoch nicht beschritten werden.

Radioaktive Gase treten vor allem bei drei Schritten des

Brennstoffzyklus auf: Uranbergbau, Kernkraftwerk, Aufarbeitungsanlagen. So enthält die Luft in den Bergwerksstollen Radon-222, das aus dem uranhaltigen Gestein entweicht, und radioaktive Schwebstoffe, die zusammen die verstärkte Lungenkrebsinzidenz unter den Bergleuten verursachen (Abb. 24).

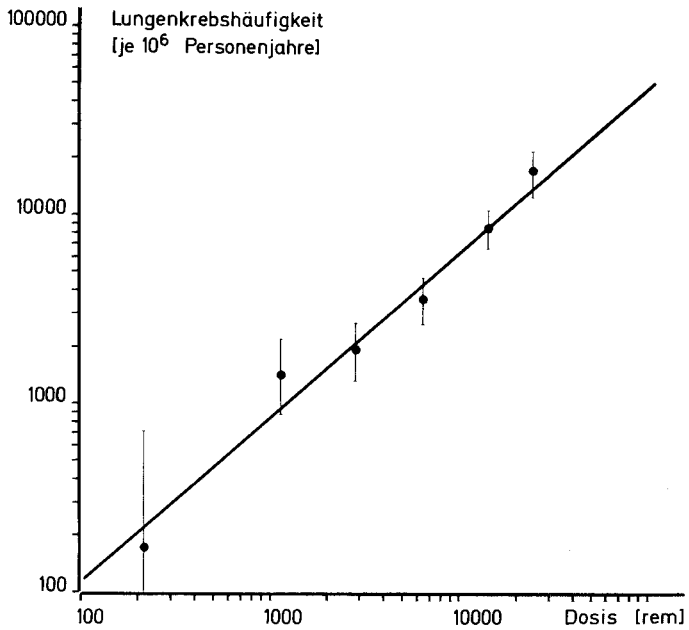



Abb. 24: Dosis/Wirkungs-Beziehung zwischen Lungenkrebshäufigkeit und Strahlenbelastung bei Uran-Bergleuten in den Vereinigten Staaten. Das Datenmaterial stammt aus dem Zeitraum 1951–1971 (nach BEIR-Report 1972).

Während früher angenommen wurde, die erhöhte Lungenkrebshäufigkeit bei zigarettenrauchenden Bergleuten würde den Strahleneffekt überdecken, zeigte Lundin et al. (1969), daß Raucher weitaus häufiger an Karzinomen der Lunge und Atmungswege starben als Nichtraucher (Tab. 11). Diese synergetische Wirkung zwischen ionisierender Strahlung und chemischen Karzinogenen wird in Ballungsgebieten mit konventioneller Luftverunreinigung und radioaktiven Emissionen von kerntechnischen Anlagen heute nicht berücksichtigt.



Tab. 11: Krebserkrankung von Lunge oder Atmungswegen bei Uranbergleuten mit tödlichem Ausgang (nach Lundin et al. 1969)

| | erwartete Todesfälle | beobachtete Todesfälle | strahlungsbedingter Verstärkungsfaktor |
|---|---|---|---|
| Raucher | 15,5 | 60 | 4 × |
| Nichtraucher | 0,5 | 2 | 4 × |

Durch die Stollenbewetterung gelangt das Radon schließlich in die Atmosphäre. Radon entweicht aber auch den Abfallerzen («tailings»), die übrig bleiben, nachdem den Uranerzen durch einen chemischen Prozeß das Uran entzogen worden ist. Sie enthalten jedoch nach wie vor seine radioaktiven Folgeprodukte – darunter Radium-226, das mit 1600 Jahren Halbwertszeit zu Radon zerfällt.

Infolge des geringen Urangehalts – gegenwärtig im Durchschnitt an die 2 kg Uran pro Tonne Erz, Lagerstätten mit geringerem Urangehalt können nur mit einer entsprechend höheren Kostenbelastung abgebaut werden – sind die Mengen an abgebautem Erz und Abfallerz praktisch identisch. Um den für eine Leistung von 1000 MWe notwendigen Brennstoff herstellen zu können, müssen jährlich 150 000 bis 200 000 Tonnen Uranerz abgebaut werden. Mit den Abfallerzen werden die Tochterprodukte der natürlichen Zerfallsreihen freigesetzt – darunter ca. 120 g Radium-226 (Halbwertszeit 1600 Jahre) und rund 110 g Protaktinium-231 (Halbwertszeit 32 500 Jahre) samt ihren Folgeprodukten. Betrachtet man analog dazu ein Kohlenkraftwerk mit gleichgroßer Leistung, so findet sich als interessante Parallele, daß die jährlich anfallende Aschenmenge von 120 000 bis 250 000 Tonnen mit der oben angegebenen Menge an Abfallerzen praktisch übereinstimmt. Verschiedentlich wurde angeführt, daß in der Kohlenasche auch natürliche Radionuklide, z. B. Radium-226, enthalten sein können (Eisenbud & Petrov 1964, Martin et al. 1970). Dies ist dann möglich, wenn im Verlauf eines Grundwasserstromes ein abbauwürdiges Kohleflöz einem Uranlager folgt (siehe auch Seite 16). In extremen Sonderfällen, wie z. B. bei Verwendung einer speziellen Apalachenkohlensorte,

können jährlich in der Kohlenasche eines 1000 MWe-Kohlenkraftwerks bis maximal 2,5 g Radium gebunden sein. Der Radiumgehalt namhafter europäischer Kohlenvorkommen liegt aber unter der Grenze der Nachweisbarkeit.

Die steigende Uranproduktion der letzten Zeit führt zu einem ständigen Anwachsen der Abfallerz-Halden; so haben sich beispielsweise in den Vereinigten Staaten bisher an die 100 Millionen Tonnen «tailings» angesammelt, die US-Atomic-Commission hat jedoch für die Lagerhaltung – bezeichnenderweise – jede Verantwortung abgelehnt. Bei dem Versuch, sie einer nützlichen Verwendung zuzuführen, wurde das Abfallerz an Interessenten als Schüttmaterial für Bauzwecke abgegeben, und fand sich in weiterer Folge sogar in Sandkisten von Kinderspielplätzen. Spätere Untersuchungen ergaben, daß die Bewohner der auf «tailings» errichteten Häuser (einige tausend) durch die Gammastrahlung aus dem Schüttmaterial und dem daraus entweichenden Radon-222 einer höheren Strahlenbelastung ausgesetzt sein konnten, als die Arbeiter in den Uranminen.

Der größere Teil der Abfallerze wird in der Regel auf Halden, zum Teil auch neben Flüssen, abgelagert. Der Regen wäscht die löslichen Radionuklide in die Böden, das Grundwasser und die Oberflächengewässer, die außerdem noch durch die radioaktiven Abwässer der Urangewinnung belastet sind. Da die radioaktiven Folgeprodukte der Zerfallsreihen verschiedene chemische Eigenschaften haben, können sie mit den Land- und Wasserorganismen dieser Gebiete in vielfältige Wechselwirkung treten. Radium wird als Erdalkalielement von den Pflanzen aufgenommen, dem Calcium gegenüber jedoch bevorzugt (Stehney 1960). So wurden im Bereich des Colorado River vom US-Department of Health 1966 alarmierende Radium-226-Konzentrationen in Wasserpflanzen festgestellt. Vom tierischen Organismus wird Radium in Skelettsubstanzen eingebaut, wie z. B. in Molluskenschalen oder in Wirbeltierknochen. Die Folgeprodukte des Zerfalls entstehen dann direkt im Körper und können aus nächster Nähe Zellen und Gewebe schädigen.

Die «tailings» als niedrig aktive feste Abfälle beinhalten wegen der hohen Radiotoxizität der darin enthaltenen Stoffe und ihrer großen Menge ein Umweltproblem ersten Ranges. Dieser Fragenkomplex ist auch überall dort von Bedeutung, wo Bestrebungen im Gange sind, Uranvorkommen aufzuspüren und auszubeuten. Es sollte stets bedacht werden, daß eine nationale Uranförderung für die Eigenversorgung völlig wertlos ist, solange die



Abhängigkeit von den Anreicherungsmonopolen der Nuklearmächte besteht.

Natururan ist für den direkten Einsatz als Reaktorbrennstoff nur beschränkt verwendungsfähig, da das mit thermischen Neutronen spaltbare Isotop 235 nur in einer Konzentration von 0,711 % enthalten ist. Das Uran muß deshalb einer Isotopenanreicherung unterworfen werden. Dazu wird das Uranoxyd in einem Konversionsprozeß in das Uranhexafluorid ($UF_6$) übergeführt, das schon bei 56,5° C direkt vom festen in den gasförmigen Aggregatzustand übergeht. Das gasförmige Uranhexafluorid wird nach dem Diffusionsverfahren angereichert; dem standen anfangs große Schwierigkeiten entgegen, da diese Uranverbindung gegenüber vielen Metallen außerordentlich korrosiv ist und bereits von geringen Feuchtigkeitsspuren rasch zersetzt wird.

Die Gasdiffusionsmethode zur Isotopentrennung benutzt die Eigenschaft von Gasen verschiedenen Molekulargewichts, eine poröse Wand verschieden schnell zu durchdringen. Das Molekül mit dem leichteren Uranisotop diffundiert rascher als das mit dem schweren. Aus dem Verhältnis der Molekulargewichte läßt sich für die Trennung Uran-238/Uran-235 ein maximaler Anreicherungsfaktor von 0,0043 je Stufe errechnen, der in der Praxis nur knapp zur Hälfte erreicht wird. Um diesen außerordentlich kleinen Anreicherungsgrad zu vergrößern ist man gezwungen, etwa 2000–4000 solcher Anreicherungsschritte nacheinander auszuführen. Dementsprechend viel Energie verbraucht dieser Prozeß.

Im abgereicherten Uran (Abfalluran) liegt die Uran-235-Konzentration zwischen 0,2 und 0,4 %, in angereichertem um 3 % (Druck- und Siedewasserreaktoren), in Spezialfällen aber auch bis über 90 % (Materialprüf- und Forschungsreaktoren). Vor der Brennelementherstellung ist es notwendig, das Uran aus dem chemisch aggressiven Fluorid in eine stabilere Verbindung oder die Metallform überzuführen. Diese Umwandlung (Rekonversion) muß unter besonderen Vorkehrungsmaßnahmen erfolgen, da auch andere Fluorverbindungen, insbesondere Flußsäure, in der Natur schädlich werden können, wie aus der konventionellen fluorverarbeitenden Industrie allgemein bekannt ist.

Für die Beschickung der Brennstäbe wird heute in der Regel das Uran als Oxyd verwendet. Urancarbid-Brennstoff mit seinem günstigen Einfluß auf die Neutronenökonomie wird gegenwärtig in Kraftwerksreaktoren kaum eingesetzt; die Uran-Kohlenstoff-Verbindung reagiert mit dem Kühlmittelwasser ähnlich

heftig wie Kalziumcarbid. Metallisches Uran wiederum reagiert sehr rasch mit Sauerstoff, und besonders das fein verteilte Metall ist selbstentzündlich («pyrophor»); das gilt auch für Plutonium und Thorium, die in ihrem chemischen Verhalten dem Uran ähneln. Wenn Späne oder Plättchen mit Luft in Berührung kommen, ergibt sich daraus eine ernsthafte Feuergefahr. Bei Bränden, wie sie mehrfach nicht nur aus amerikanischen Anlagen bekannt geworden sind, entstehen mit dem Rauch radioaktive Aerosole und Schwebstoffe. Die mechanische Bearbeitung von Uranmetall kann deshalb nur in Inertgasatmosphäre oder im Vakuum ausgeführt werden.

Für den Einsatz im Reaktor wird das Uranoxydpulver zu kleinen zylinderförmigen Körpern, sogenannten «Pellets», gepreßt und nach einer Wärmebehandlung (Sinterung) auf die jeweils erforderliche Größe zurechtgeschliffen. Daraufhin werden die Brennstabhüllen so mit den Pellets beschickt, daß auf einem oder beiden Enden ein Raum freibleibt, der vor dem Zuschweißen mit Helium gefüllt wird. Dieser freigebliebene Gasraum nimmt später die beim Reaktorbetrieb entstehenden flüchtigen Spaltprodukte auf. Der somit verringerte Innendruck erlaubt die Verwendung von Brennstabhüllen mit kleinerer Wandstärke. Eine mehr oder minder große Zahl von Brennstäben wird zu Brennelementen vereinigt und mit Distanzhaltegittern fixiert, da sich die Brennstäbe wegen des Temperaturabfalls vom Zentrum des Reaktorcore zum Rand sonst sehr stark gegen die Mitte hin durchbiegen würden.

Etwa jährlich einmal wird der Kraftwerksreaktor routinemäßig für ca. 2 Monate stillgelegt, damit man eingetretene Mängel und Defekte beheben und den Brennstoffwechsel vornehmen kann. Nach Abklingen der kurzlebigen Radioaktivität wird der verbrauchte Brennstoff durch frischen ersetzt; dabei wird etwa ein Drittel bis ein Fünftel aller Brennelemente entfernt und neue nachgeladen.

Die technischen Gründe für den Austausch eines Brennelementes im Reaktor sind

- die Reaktivitätsabnahme wegen des Abbrandes,
- die zunehmende «Vergiftung» des Reaktorbrennstoffs durch neutronenabsorbierende Spaltprodukte (Tab. 12) und nicht spaltbare Isotope von Transuranelementen.
- die wachsende Spaltproduktfreisetzung (Leckrate) der Brennstäbe wegen der begrenzten Widerstandsfähigkeit der Werkstoffe gegen Neutronenbestrahlung, thermische Wechselbeanspruchung und Temperaturdauerbelastung (Klusmann & Völcker 1969).



Tab. 12: Reaktorgifte

| Nuklid | Spaltausbeute (Prozent) | Absorptionsquerschnitt für thermische Neutronen (barn) | Halbwertszeit |
|---|---|---|---|
| Xenon-135* | 6,45 | 2 640 000 ± 100 000 | 9,2 h |
| Samarium-149 | 1,3 | 41 000 ± 2 000 | (stabil) |
| Samarium-151 | 0,445 | 15 000 ± 1 800 | 93 ± 8 a |
| Europium-155 | 0,03 | 14 000 ± 4 000 | 1,81 a |
| Gadolinium-157 | 0,015 | 254 000 ± 2 000 | (stabil) |

Auf die routinemäßigen Kraftwerksemissionen wurde bereits im vorigen Kapitel eingegangen.

Die verbrauchten radioaktiven Brennelemente werden nach der Entnahme aus dem Reaktor in wassergefüllten Lagerbecken ein halbes bis ganzes Jahr lang aufbewahrt. Die Verweilzeit wird von der beim radioaktiven Zerfall der Spaltprodukte produzierten Nachwärme bestimmt (Abb. 25). Unter entsprechenden Strahlenschutz- und Kühlungsmaßnahmen werden sie zu den Wiederaufarbeitungsanlagen transportiert, und zwar derzeit zu 10 % per Schiff, zu 40 % mit der Bahn und zu 50 % auf der Straße.

Der Grund, warum die verbrauchten Brennelemente nicht unbehandelt einer Endlagerung zugeführt, sondern wiederaufgearbeitet werden, besteht darin, daß der Spaltstoffrestwert, d. h. der Wert des unverbrauchten Uran-235 sowie des gebildeten Plutoniums, gegenwärtig höher veranschlagt wird, als die Aufbereitungskosten. Die aus dem Uran-238 gebildete Plutoniummenge ist von der Brennstoffanreicherung, dem Abbrand, besonders stark aber von der Reaktortype abhängig (Abb. 26).

In der Gesamtheit nukleartechnischer Anlagen ist die Aufarbeitung jener Industriezweig mit der stärksten radioaktiven Um-

* Nach der Abschaltung des Reaktors steigt der Xenon-135-Gehalt bis auf den mehr als 10fachen Wert an — die Muttersubstanz Jod-135 zerfällt mit einer Halbwertszeit von 6,7 Stunden — und erreicht nach 12 Stunden das Maximum. Daraus ergeben sich Schwierigkeiten beim Wiederanfahren nach kurzfristigen Betriebsunterbrechungen, da dieses Reaktorgift der Kettenreaktion einen großen Teil der erforderlichen Neutronen entzieht.

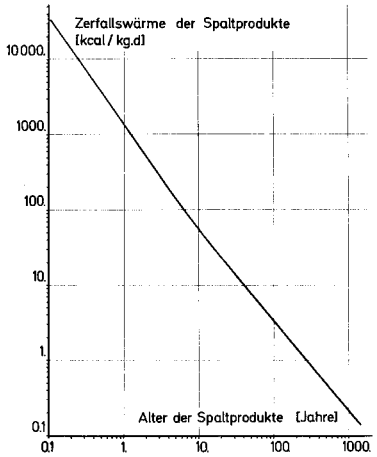



Abb. 25: Wärmeproduktion durch den Zerfall von Spaltprodukten (nach Rodger & Fineman 1957).

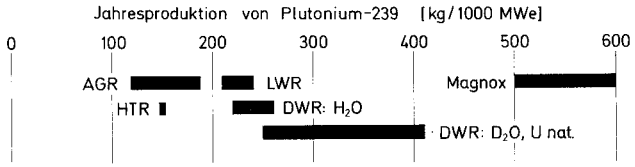



Abb. 26: AGR – Advanced Gascooled Reactor, HTR – Hochtemperatur-Reaktor, LWR – Leichtwasserreaktor, DWR – Druckwasserreaktor (leicht- oder schwerwassermoderiert), Magnox-Baulinie. (Nach Jelinek-Fink & Keese 1972).

weltbelastung. Die Aufbereitungsanlagen geben 10–1000mal soviel Radioaktivität an die Luft ab, wie alle von ihr betreuten Kernkraftwerke im Normalbetrieb zusammen (Vogt 1973).

Damit das Uran und Plutonium von den stark radioaktiven Spaltprodukten (Abb. 27) abgetrennt werden können, muß man zuerst die Hüllen der Brennstäbe entfernen, was bei starkem Schwellen (Volumenzunahme) des Brennstoffs nicht mehr mechanisch, sondern nur chemisch möglich ist; dieser Prozeß wird sehr erschwert durch die starken Unterschiede zwischen den Brennele-



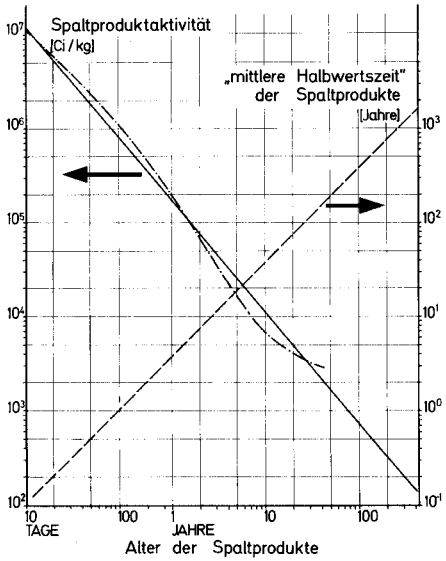



Abb. 27: Mit zunehmendem Alter nimmt die Aktivität der kurzlebigen Spaltprodukte rascher als die der langlebigen ab, das heißt, daß die «mittlere Halbwertszeit» des Spaltproduktgemisches mit dem Alter zunimmt. Aus dem Zerfallsgesetz nach Way & Wigner ($A = A_0 \cdot t^{-1,2}$; ausgezogene Linie) ergibt sich eine, im Diagramm strichliert dargestellte, mittlere Halbwertszeit, die gemäß einer Faustregel gleich dem vierfachen Alter der Spaltprodukte ist. Die strichpunktierte Linie bezieht sich auf Angaben von Hunter & Ballou (1951).

mentypen bezüglich ihrer Form, Größe, Aufbau und Werkstoffe. Anschließend wird der Brennstoff in Mineralsäuren (vorwiegend Salpetersäure) aufgelöst und in mehrstufigen Extraktionsprozessen zuerst das Uran und dann das Plutonium zu etwa 99 % isoliert.

In den einzelnen Abschnitten des chemischen Trennungsvorgangs sind die Kritikalitätsbegrenzungen zu beachten, d. h., es muß ausgeschlossen sein, daß sich in einer der Stufen eine kritische Menge spaltbaren Materials befindet und eine Kettenreaktion in Gang kommt. Daraus ergeben sich im allgemeinen Beschränkungen im Anreicherungsgrad sowie der maximalen Abbrandrate des Brennstoffs und seiner chemischen Form. Die

OECD-Eurochemic Anlage in Mol, Belgien, ist hingegen so vielseitig eingerichtet, daß praktisch alle anfallenden Brennstofftypen verarbeitet werden können. Die hohen Investitionskosten sind jedoch auf die Aufarbeitungskosten ohne Einfluß, da die Regierungen der teilnehmenden Länder auf die Amortisation verzichtet haben (Klusmann & Völcker 1969).

Die gasförmigen Spaltprodukte werden, wenn notwendig, mit Luft verdünnt und an die Atmosphäre abgegeben. Besondere Aufmerksamkeit verdient dabei das Spaltprodukt-Edelgas Krypton-85. Es wird bei der Behandlung des verbrauchten Brennstoffs freigesetzt und zur Gänze an die Atmosphäre abgegeben. Wegen seiner Halbwertszeit von etwas mehr als 10 Jahren wird langfristig mit einem starken Anstieg der Krypton-85-Konzentration in der Luft gerechnet. Man schätzt, daß allein durch dieses Nuklid im Laufe von ungefähr zwei Generationen die bisherige natürliche Strahlenbelastung verdoppelt wird, vorausgesetzt, daß es sich in der Lufthülle der nördlichen und südlichen Hemisphäre gleichmäßig verteilt.

Um diese Entwicklung zu verzögern, werden verschiedentlich Rückhaltetechniken diskutiert, denen im allgemeinen jedoch folgende Schwierigkeiten entgegenstehen:

- Wegen Konkurrenzreaktionen mit anderen Edelgasen bzw. Komponenten der Luft wird die Effizienz der Verfahren stark verringert.
- Es werden undifferenziert alle Kryptonisotope angereichert, auch die inaktiven (die mittelbar ebenfalls bei der Kernspaltung entstehen und in der Luft enthalten sind), und nicht nur selektiv das aktive Krypton-85. Dadurch werden die Raumerfordernisse für die Lagerhaltung um ein Mehrfaches erhöht.
- Die einzelnen Verfahren sind energie- und materialaufwendig. Dadurch vermindert sich die Nettoleistung nuklearer Stromerzeugung und im weiteren wird die Wirtschaftlichkeit von Kernkraftwerken verschlechtert.

Die flüssigen aktiven Abfälle haben ihren Ursprung in den radiochemischen Labors und Anlagen und undichten Leitungssystemen und -verbindungen bei den Kernkraftwerken und der Brennstoffaufarbeitung. Ist der Gehalt an Spaltprodukten und anderen aktiven Stoffen, z. B. Korrosions- und Aktivierungsprodukten, gering, dann werden die Abwässer – mehr oder minder stark verdünnt – direkt in die Oberflächengewässer eingeleitet.

Ist die Aktivitätskonzentration höher, wird den Abwässern ein Teil der radioaktiven Stoffe über eine chemische Aufbereitung



entzogen. Sie werden bei diesem Prozeß in verschiedene Fällungsmaterialien eingelagert, die als Schlämme mit einem mehr oder weniger hohen Wassergehalt einen Teil des festen, aktiven Abfalls aus Kernkraftwerken ausmachen. Den anderen Teil bilden Ionenaustauscherharze, an die die nichtflüchtigen ionogenen Spaltproduktverunreinigungen des Primärkühlmittels Wasser absorbiert sind. In einem 1000 MWe-Leichtwasserreaktor fallen täglich 1–2 Blechtonnen voll festem Abfall an.

Mit keinem dieser – Ionenaustausch, Fällung – noch mit einem anderen praktisch anwendbaren Verfahren kann das Tritium aus dem Abwasser entfernt werden. Dieses beta-aktive Wasserstoffisotop (Halbwertszeit: 12,26 Jahre) wird aus Kernkraftwerken und Aufbereitungsanlagen deshalb zur Gänze, und zwar in Mengen zwischen 1000 und 6000 Curie pro Reaktorbetriebsjahr, in die Oberflächengewässer eingeleitet.

Die Anlagen zur Aufbereitung des verbrauchten Brennstoffs (Tab. 13) behandeln radioaktives Material wie Uran, Plutonium

Tab. 13: Spaltstoffinhalt abgebrannter Brennelemente von Leichtwasserreaktoren

| | |
|---|---|
| Einsatz: | ~ 3,0 % U-235 |
| Abbrand: | 30 MWd/kg |
| von 1 kg Uran verbleibt im abgebrannten Brennstoff: | |
| U-238 | 950,0 g |
| U-236 | 3,8 g |
| U-235 | ~ 7,1 g |
| Pu-239 | 4,9 g |
| Pu-240 | 2,2 g |
| Pu-241 | 1,0 g |
| Pu-242 | 0,4 g |
| andere Aktiniden | ~ 0,6 g |
| Spaltprodukte | ~ 30,0 g |

und Spaltprodukte, nicht nur aus einem, sondern aus vielen (bis zu etwa fünfzig) Kernkraftwerken und Forschungsreaktoren. Man hat es dabei in der Regel mit überaus hochaktiven Lösungen langlebiger Stoffe in Mineralsäuren (Salpetersäure, Flußsäure, Schwefelsäure) und organischen Extraktionsmitteln (z. B. Hexon = Methylisobutylketon, u. a.) zu tun. Nach Ablauf aller

chemischen Aufarbeitungsschritte liegen, von Abgasen und Abwässern abgesehen, in der Hauptsache folgende Produkte vor:

• *Uranoxyd* mit einem Gehalt von ungefähr 0,5–0,7 % an U-235. Dieses Produkt ist für den Reaktoreinsatz nicht geeignet, sondern muß wieder die Anreicherungskaskaden zur Isotopentrennung durchlaufen.

• *Plutonium* als Nitrat. Es enthält neben dem Isotop 239 (Hauptmenge) auch noch die höheren Isotope 240, 241 und 242 (Nebenmengen bzw. Spuren). Der verarbeitungsbedingte Verlust von Plutonium in den Aufarbeitungsanlagen beträgt etwa 1 % der eingesetzten Menge. Obwohl Plutonium auch in den Leichtwasserreaktoren als Brennstoff verwendet werden könnte, wird es heute in der Regel nicht in die Brennelementerzeugung rückgeführt, sondern gelagert. Die geplante Brütertechnologie ist auf einen entsprechenden Vorrat an Plutonium als spaltbares Material angewiesen. Vereinfacht formuliert: ohne Leichtwasserreaktoren kein Brütergeschäft. Die zuweilen geäußerte Meinung, Plutonium aus Leichtwasserreaktoren sei zur Herstellung von Nuklearwaffen absolut nicht geeignet, ist falsch.

• *Atommüll.* Das ist kein fester Stoff, sondern eine stark salpetersaure Lösung der Spaltprodukte. Diese Flüssigkeiten werden

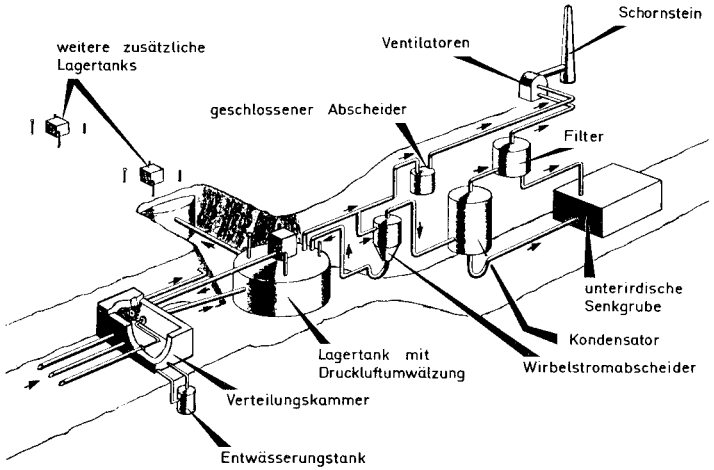



Abb. 28: Lagertanks für radioaktive Abwässer hoher spezifischer Aktivität, d. h. den Atommüll (nach Rodger & Fineman 1957).



auf Tankanlagen (Abb. 28) in Edelstahlbehältern mit einem Fassungsvermögen von ca. 100 000 Litern aufbewahrt (Lindop & Rotblat 1971). Die Abtrennung einzelner industriell nutzbarer Radionuklide aus den Spaltprodukten hat auf das Abfallproblem mengenmäßig keinen Einfluß und wird darüber hinaus wegen der teuren Verfahren nur bei kostendeckender Vermarktung vorgenommen. Die hohe Aktivität von 1000–3000 Curie pro Liter und die von Wasser absorbierte Energie des radioaktiven Zerfalls bewirkt eine intensive Selbsterhitzung.

Ohne Abfuhr der Zerfallswärme (bis über 10 kcal pro Stunde je Liter) würde die Salpetersäure innerhalb von 4–8 Tagen völlig verkochen und der trockene Rückstand zu glühen beginnen und schmelzen. Die Lagertanks benötigen daher eine andauernde Kühlung. Eine Preßluftumwälzung muß verhindern, daß sich feste Bestandteile am Boden absetzen und der Behälterinhalt durch örtliche Überhitzung explosionsartig verdampft. Durch Strahlenkorrosion und Säureeinwirkung werden die Tankwandungen angegriffen und schließlich undicht – der Atommüll muß periodisch umgelagert werden[1]. Da die Lebensdauer seiner Radioaktivität die damit befaßten Institutionen zeitlich um ein Vielfaches übertrifft, erheben sich im Fall ihrer Reorganisation oder Auflösung die über die technischen Probleme weit hinausreichenden Fragen von Zuständigkeit, Verantwortung und Finanzierung für das verbleibende «Abfall-Management».

• *Mittel- und niedrigaktive Abfälle mit langlebigen Radionukliden hoher Radiotoxizität*, insbesondere Rückstände aus den Labors und der Aufarbeitung, die Plutonium und nicht unwesentliche Mengen anderer alphaaktiver Radionuklide der Transuranreihe enthalten. Sie sind radiobiologisch sehr gefährlich und dürfen bei der Betrachtung der Langzeitprobleme weder vergessen, noch darf ihre Gefährlichkeit neben der von Strontium-90 und Caesium-137 in den Hintergrund gestellt werden (Krawczynski 1967).

Wegen der langen Halbwertszeit von Plutonium-239 – 24 400 Jahre – müssen diese Abfälle mehrere 100 000 Jahre von den Lebewesen und Nahrungskreisläufen ferngehalten werden. Von den technologischen Schwierigkeiten einer solchen Lagerhal-

[1] Die Praxis zeigt, daß diese Maßnahmen oft erst dann getroffen werden, wenn bereits große Mengen radioaktiver Lösungen durch undichte Stellen in den Tanks ausgelaufen und im Boden versickert sind (z. B. Gillette 1973).

tung zunächst abgesehen, bedeutet dies zumindest, daß der Ort der Deponierung in diesem Zeitraum nicht vergessen werden darf. Daß diese «heiße Ware» gegenwärtig zuweilen noch unter der euphemistischen Bezeichnung «Versuchsversenkung» ins Meer geworfen wird, ist für die *Praxis* des Strahlenschutzes bezeichnend.

In den Anfängen der Kernenergieentwicklung war man sogar der Ansicht, man könne den gesamten Atommüll – nach Abtrennung von Strontium-90 und Caesium-137 und einer 13 Jahre langen Zwischenlagerung – direkt in die Meere entlassen (Glueckauf 1955). Die Halbwertszeiten der anderen Spaltprodukte sind (von mehreren Ausnahmen abgesehen) im allgemeinen kürzer und ihre biologische Wirksamkeit wurde so niedrig angesetzt, daß ihre Konzentration im Meer – auch bei einer Ausweitung der Kernindustrie – für längere Zeit unter den ICRP-Höchstwerten verbleiben würde.

Bei einer Reihe von Versuchen wurden Behälter mit aktivem Abfall in Tiefseegräben versenkt; man setzte voraus, daß in genügender Tiefe die Meeresschichten stabil sind, und die Spaltprodukte im Wasser sich nur langsam verteilen, soferne die Behälter unter dem Einfluß ionisierender Strahlung und des aggressiven Seewassers undicht werden. Dennoch gelangten und gelangen radioaktive Stoffe in die Biozyklen. Von Feldt (1968) wurden im Rahmen von Untersuchungen des Atlantiks radioaktiv kontaminierte Tiefseeorganismen nachgewiesen. Nachdem durch internationale Übereinkommen (Seerechtskonvention der Vereinigten Nationen 1958) die Verseuchung der Meere mit chemischen Stoffen und radioaktiven Substanzen verboten wurde, ist die Meeresablagerung des Atommülls in großem Stil zurückgegangen.

Unter der Annahme einer kontinuierlichen Weiterentwicklung der Kernenergieerzeugung sind im Jahr 2000 täglich 3000 kg Spaltprodukte bzw. 2,4 Milliarden Curie nach 100 Tagen Abklingzeit zu erwarten (Krawczynski 1967), d. h. jährlich fallen Spaltprodukte mit einer Aktivität von rund einer Billion Curie an. Das ist allein innerhalb dieses einen Jahres das Doppelte der heutigen natürlichen Radioaktivität aller Meere zusammen.

Diese Spaltproduktmengen haben schon sehr früh nach Lagerungsmethoden mit niedrigen Kosten suchen lassen. Unter der Bezeichnung «Hope-Projekt» untersuchten Charpie et al. (1954) die Möglichkeit, in offenen, kiesgefüllten Wannen von 110 m Durchmesser und 10 m Tiefe, die mit Bitumen und Kunststoffolien gegen das Grundwasser abgedichtet sind, hochaktive Abwässer zu lagern. Wegen der Gefahr, daß der Atommüll durch Überschwemmungen in die Biosphäre freigesetzt wird, und der schwierigen Frage der Standortwahl wurde das Projekt nicht weiter verfolgt.



Der Verzicht auf die Realisierung dieses wahnwitzigen Projektes bedeutet jedoch keineswegs, daß die später praktizierten Methoden der Abfallagerung zufriedenstellend wären.

So hat eine Studie, die auf Antrag der USAEC 1966 erstellt, aber erst 1970 – nach massiven Interventionen zweier Senatoren – freigegeben wurde, bezüglich der geologischen Aspekte der Abfallagerung ergeben, daß

- keine einzige der in Verwendung stehenden Abfalldeponien der AEC sich in einer geologisch befriedigenden Lage befindet und daß
- die gegenwärtig geübten Praktiken der Beseitigung mittel- und niedrigaktiver Flüssigkeiten und aller Arten festen Abfalls direkt in den Boden auf lange Sicht die Umwelt verseuchen werden (NAS-Report 1966).

Zur Langzeitlagerung des aktiven Abfalls sind gegenwärtig eine Vielzahl von Verfahren (Eindampfen bzw. Kalzinieren der Lösungen, Einschluß in Bitumen oder Beton, Herstellung keramischer oder glasartiger Massen, usw.) im Gespräch. Sie haben den Grundgedanken gemeinsam, die Spaltproduktlösungen zu verfestigen, um die Auslaugbarkeit der eingeschlossenen Stoffe zu verringern und die Zerfallswärme gefahrlos abzuleiten. Den einzelnen Verfahren haften aber spezifische und zum Teil typische Mängel an, sei es, daß bei den hohen Verarbeitungstemperaturen die Radioisotope leicht flüchtiger Elemente entweichen und einer Sonderbehandlung unterworfen werden müssen, sei es, daß die Verfestigung mit einer zu starken Volumenvergrößerung – verglichen mit dem Spaltprodukt- bzw. Brennstoffvolumen – verbunden ist und dergleichen mehr. Obzwar die Wärmeentwicklung verfestigten Abfalls zu gering ist, um sie wirtschaftlich nutzen zu können, ist seine Lagerung nicht unproblematisch, wenn die dauernde Wärmeabfuhr nicht sichergestellt ist. Bis vor wenigen Jahren glaubte man noch, in der Deponie in stillgelegten Salzbergwerken die optimale Lösung zur Endlagerung des Atommülls und des radioaktiven Schrotts, wie er bei der Stilllegung eines Kernkraftwerkes anfällt, gefunden zu haben.

Als entscheidender Vorteil wurde angesehen, daß die Salzlager offensichtlich Millionen von Jahren überdauert haben, ohne vom Grundwasser angegriffen worden zu sein. Daraus wurde ge-

schlossen, daß sie auch in der Zukunft sicher sein würden. Dieser Optimismus ist aber in den letzten Jahren der Erkenntnis gewichen, daß man über die zukünftige Sicherheit von Salzbergwerken, in denen einmal von Menschen gearbeitet worden ist, keine Aussagen mehr machen kann (Pohl 1974). In der BRD wird gegenwärtig ein Großexperiment zur Versuchslagerung in Asse geplant, wobei klargestellt wurde, daß dieses Versuchsfeld niemals für routinemäßige Einlagerungen von Abfällen aus großen Wiederaufarbeitungsanlagen zur Verfügung stehen wird.

In den Vereinigten Staaten ist ein Wandel in der Einstellung zu den verschiedenen Möglichkeiten der Abfallagerung zu beobachten. Man geht in verstärktem Maß wieder dazu über, den Abfall in trockenen Gebieten oberirdisch zu lagern, da die einzelnen Lagerpositionen leichter zugänglich und besser zu kontrollieren sind. Es darf aber nicht übersehen werden, daß in absehbarer Zeit die für eine Dauerlagerung notwendigen Erfahrungen nicht gewonnen werden können (Alfven 1972) und Fehlschläge ein unabsehbares Ausmaß und katastrophale Konsequenzen haben.

Alle diese Probleme haben zur Folge, daß ein großtechnisch praktizierbares und einheitlich anerkanntes Verfahren zur Abfallbehandlung – das nicht gleichzeitig durch prohibitive Kosten die Nutzung der Kernenergie verhindert – nicht in Aussicht ist. Spekulative Verfahren zur Beseitigung des radioaktiven Abfalls, z. B. mittels Raketen in den Weltraum oder in die Sonne, haben als hypothetische Expertenvisionen bestenfalls Propagandawert. Sie sind jene Tarnwand, hinter der die realen Schwierigkeiten der Gegenwart und der absehbaren Zukunft verborgen werden.

Das gesamte Atomenergie-Programm repräsentiert einen Faustischen Handel[1], in dem für kurzfristigen Energiegewinn auf längere Sicht die permanente radioaktive Verseuchung der Erde eingetauscht wird (Norman 1974 b).

[1] Dieser Begriff findet sich bei Weinberg (1972) in einer makaber-euphemistischen Zukunftsvision.



# 4. Strahlenwirkung auf die Biosphäre

Energiereiche Strahlung beeinflußt – zumindest im Prinzip – alle Phänomene des Lebens, weshalb eine Darstellung der biologischen Strahlenwirkung die meisten Disziplinen der Biologie berührt. Da die Strahlenbiologie zahlreiche spezielle Probleme behandelt und der Aspekt der Strahlenwirkung stets im Vordergrund steht, ist es nicht leicht, sie in das System der biologischen Fachrichtungen einzuordnen. Wenn auch die folgende Einteilung nicht voll befriedigt, so hat sie doch eine gewisse Berechtigung (Polikarpov 1966 a):

| | |
|---|---|
| Biologie | Strahlenbiologie |
| Ökologie | Radioökologie |
| Physiologie, | Strahlenphysiologie, |
| Embryologie, | Strahlenembryologie, |
| Genetik usw. | Strahlengenetik usw. |
| Biochemie | Strahlenbiochemie |
| Biophysik | Strahlenbiophysik |
| Chemie | Radiochemie und Strahlenchemie |
| Physik | Kernphysik |

Diese Isolierung von den herkömmlichen Bereichen ist vor allem praktisch begründet, da die Strahlenforschung in eigenen Forschungszentren betrieben wird, sich eigene Publikationsorgane geschaffen hat und darüber hinaus diese Disziplinen vorwiegend auf eine Anwendung hin orientiert sind.

Das Verständnis strahlenbiologischer Vorgänge wurde wesentlich durch die Einführung des Trefferprinzips gefördert, das die diskontinuierliche Natur der Wechselwirkung ionisierender Strahlung mit Materie widerspiegelt. Wird von einem schnellen Teilchen in einem definierten Volumen, dem Wirkungsvolumen, Energie abgegeben, spricht man von einem Treffereignis. Von jedem Punkt des Wirkungsvolumens kann die Energie den Wirkungsort erreichen, ohne daß die Wirkungsschwelle infolge von Verlusten unterschritten wird. Am Wirkungsort wird jener Teil

einer physikochemischen Einheit (DNS, Protein usw.) verändert, der dann den untersuchten Effekt auslöst (Timofeeff-Ressovsky et al. 1972).

Die Energieabsorption kann sowohl unmittelbar in einem Biomolekül erfolgen und zu dessen Veränderung führen, als auch in dessen Umgebung, z. B. im Zellwasser. In diesem Fall wird die Strahlung mittelbar über energiereiche Zwischenprodukte, wie angeregte und ionisierte Moleküle, Radikale, Peroxyde usw., in Biomolekülen bzw. Zellstrukturen wirksam. In der Praxis ist bei lebenden Organismen eine Unterscheidung zwischen diesen beiden Mechanismen nicht möglich.

Die physikalische Phase der Energieabsorption und die darauffolgende chemische Phase der Strahlenwirkung laufen in wenigen Millionstel Sekunden ab. Daran schließt sich die biologische Phase an, die sich von der Bestrahlung bis zum beobachtbaren biologischen Effekt erstreckt; sie ist wesentlich länger und kann unter Umständen viele Jahre dauern.

Neben der klassischen Strahlenbiologie, die sich mit der Schädigung höherer Organismen befaßt, ist in den letzten Jahren die molekulare Strahlenbiologie in den Vordergrund getreten. Das Ziel dieser Forschungsrichtung ist die Aufklärung der molekularen Aspekte der Strahlenwirkung; sie bedient sich dabei möglichst einfacher Versuchsobjekte, wie Biomoleküle, Viren, Mikroorganismen. Ihre Erkenntnisse sind für das Verständnis der Strahlenwirkung auf höhere Organismen von Bedeutung, jedoch müssen die Besonderheiten der einfachen Modellsysteme berücksichtigt werden.

## 4.1. Biomoleküle

Zu Biomolekülen sind alle jene organischen Stoffe zu zählen, die am Aufbau oder Stoffwechsel der Organismen beteiligt sind; trotz der überaus großen Zahl organischer Verbindungen sind nur wenige Stoffklassen im Organismenreich mit seiner großen morphologischen und physiologischen Mannigfaltigkeit vertreten, dafür aber auch sehr weit verbreitet – ebenso wie wesentliche Reaktionsschritte im Stoffwechsel. So wird unter anderem die Proteinbiosynthese bei allen Organismen von den Desoxyribonukleinsäuren (DNS) als Trägern der Erbinformation gesteuert. Mit dem funktionellen Zusammenhang befaßt sich die Molekularbiologie.



Eine Sonderstellung unter den Biomolekülen nehmen alle jene ein, von denen Steueraufgaben erfüllt werden. Von diesen Molekülen ist in den Zellen nur eine relativ geringe Zahl vorhanden, im Extremfall sogar nur ein Molekül pro Zelle. Ihre Veränderung – sei es nun direkt durch Strahlung oder indirekt durch Wechselwirkung mit toxischen strahlenchemischen Folgeprodukten – ist für die Schädigung der Zelle im wesentlichen verantwortlich. Die komplizierte Raumstruktur vieler hochmolekularer Proteine (Enzyme), Voraussetzung für ihre Stoffwechselfunktion, wird ebenfalls bereits von vergleichsweise sehr geringen Energiemengen gestört.

Der DNS-Doppelstrang wird von vier Nukleotiden mit den 4 Basen Adenin, Thymin, Cytosin, Guanin aufgebaut, und von den Wasserstoffbrücken zwischen den Basen Adenin und Thymin (zwei Wasserstoffbindungen) bzw. Cytosin und Guanin (drei Wasserstoffbindungen) zusammengehalten. Die lineare aperiodische Aufeinanderfolge (Sequenz) dieser Nukleotide beinhaltet in verschlüsselter Form die Erbinformation. Vor der Zellteilung werden die Wasserstoffbrücken getrennt, die Komplementärnukleotide lagern sich an und werden zu jeweils einem neuen DNS-Strang verbunden (identische Reduplikation). Dieser Mechanismus garantiert den gleichen Informationsgehalt in jeder der Tochterzellen.

Etwa 900–1500 Nukleotide des DNS-Stranges bilden eine funktionelle Einheit, ein Gen, und steuern die Biosynthese bestimmter Aminosäureketten (Proteine). Die dazu notwendige Information wird auf eine Ribonukleinsäure, die Boten-RNS, übertragen (Transskription). Die Basenfolge der Boten-RNS wird gemäß dem genetischen Code von der Transfer-RNS in die Sequenz der Aminosäuren im Proteinmolekül umgesetzt (Translation). Der genetische Code ist ein Übersetzungsschema, das drei benachbarten Nukleotiden jeweils eine der zwanzig Aminosäuren zuordnet.

Unter dem Einfluß ionisierender Strahlung wird der Informationsgehalt dieser Steuerungseinheiten verändert, verringert oder vernichtet. Die Biomoleküle werden chemisch verändert und inaktiviert. Dazu reicht allgemein bereits ein «Treffer», das heißt die Absorption einer Energie von 50–100 eV, aus. Daneben werden auch toxische Stoffe, z. B. Peroxyde, Radikale usw., gebildet.

Die Reduplikation der DNS, die über das ganze Makromolekül abläuft, kann bereits von einem Treffer gestört werden, z. B. durch Kettenbrüche, Vernetzungen und Basenschäden. Sie ist we-

sentlich strahlenempfindlicher als die RNS-Synthese, bei der die Information nur auf einem vergleichsweise kurzen Abschnitt abgelesen wird. Dementsprechend ist auch das Wirkungsvolumen viel größer.

Die Strahlenwirkung an DNS und RNS wird intensiv an Viren untersucht (siehe z. B. Dertinger & Jung 1969). Sie sind die einfachsten Makromoleküle, deren genetische Information zur eigenen Vermehrung ausreicht. Da sie selbst keinen eigenen Stoffwechsel haben, sind sie zu ihrer Vermehrung auf lebende Zellen angewiesen. Ihre Strahlenempfindlichkeit nimmt mit ihrem Nukleinsäuregehalt zu.

Chemische Veränderungen in der Struktur der DNS, die die Reduplikation nicht verhindern, aber zu Änderungen in der Basensequenz des neuen Stranges führen, sind erblich und werden als Mutationen bezeichnet. Dies gilt allgemein auch für höhere Organismen, bei denen ebenfalls die strahleninduzierte Mutationsrate mit dem DNS-Gehalt des Zellkerns zunimmt (Abrahamson et al. 1973).

## 4.2. Mikroorganismen

Die kleinsten Lebewesen mit autonomem Stoffwechsel sind die Bakterien. Sie haben weder Chromosomen noch einen Zellkern, enthalten jedoch anfärbbare Kernäquivalente aus DNS. Die Bakterien-DNS ist doppelsträngig und ringförmig (zirkulär). Mit ihrer einfachen Züchtbarkeit in Nährmedien, ihrer schnellen Vermehrung und dem einfachen Bau ihrer Erbanlagen sind Bakterien sehr günstige Objekte der Strahlenbiologie.

Nach Bestrahlung sind die Stoffwechselvorgänge der Bakterien, z. B. die Enzymproduktion, beeinträchtigt oder gestört. Die Primärschädigung liegt in diesem Falle in der DNS, und die Transskription ist vermindert. Der an Bakterien am meisten untersuchte Strahleneffekt ist jedoch die Inaktivierung, d. h., der Verlust der Fähigkeit, Kolonien zu bilden. Sie ist der integrale Strahleneffekt, der sich aus den Primärschäden im Bereiche der DNS über Stoffwechsel- und zellphysiologische Fehlleistungen ergibt.

Da die Inaktivierung von vielen Faktoren beeinflußt wird, haben die einzelnen Bakterienstämme keine einheitliche, sondern eine stark unterschiedliche Strahlenempfindlichkeit.

Besonders gut ist in dieser Hinsicht das Darmbakterium *Escherichia coli* untersucht, von dem es stärker und schwächer strahlenempfindliche Stämme (Mutanten) gibt. Analysen der Dosis/Effekt-Kurven und vielfältige Untersuchungen (siehe z. B. Hanawalt & Haynes 1967) haben ergeben, daß die unterschiedliche Strahlenresistenz der *Escherichia coli*-Stämme von der Fähigkeit abhängt, strahlengeschädigte DNS zu reparieren. Weit verbreitet unter Mikroorganismen – aber zum Teil auch bei höheren Wirbeltieren nachgewiesen – sind Mechanismen, die typische DNS-Schäden, hervorgerufen durch ultraviolettes Licht, beseitigen.

Als Maßeinheit für die Effektivität der Reparatur kann die Veränderung der wirksamen Dosis angesehen werden, das heißt, der Effekt nach der Reparatur ist dem einer kleineren Dosis ohne Reparatur vergleichbar. Die Abb. 29 zeigt die Dynamik

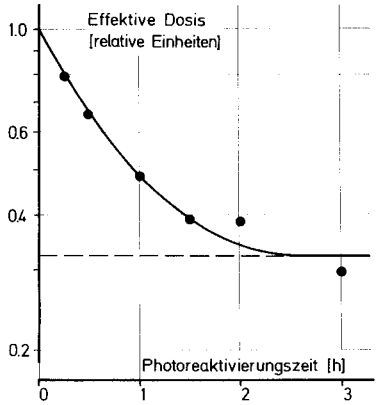



Abb. 29: Verlauf der Photoreaktivierung UV-bestrahlter Hefezellen (aus Timofeeff-Ressovsky et al. 1972).

der Photoreaktivierung UV-bestrahlter Hefezellen; die Reparatur ist zeitabhängig, aber ein erheblicher Teil der Strahlenschäden ist irreparabel.

Während ionisierende Strahlung Biomoleküle unselektiv angreift, reagiert ultraviolettes Licht nur mit bestimmten chemischen Gruppen. Das Thymin-Nukleotid, einer der vier DNS-Bausteine, reagiert unter dem Einfluß von ultraviolettem Licht, soferne vorhanden, mit einer am selben Strang benachbarten Thymin-Gruppe (Dimerisierung). Dabei werden die Wasserstoffbrücken zu den Adeningruppen im Komplementärstrang gelöst

und die DNS-Struktur verzerrt. Dieser Schaden wird von einem Enzym repariert, das sich im Dunkeln an das Thymin-Dimere bindet. Wird sichtbares Licht eingestrahlt, dann öffnet sich die Bindung zwischen den Thymin-Gruppen, und das Enzym löst sich anschließend aus dem Komplex. Die Energie zur Spaltung des Thymin-Dimeren stammt vom sichtbaren Licht.

Dieser Prozeß der enzymatischen Photoreaktivierung ist außer an UV-resistenten Bakterien auch an anderen Organismen nachgewiesen worden (siehe z. B. Löbbecke 1964). Die Fähigkeit zur Reparatur von Ultraviolettschäden verschafft Mikroorganismen, die dem Sonnenlicht ausgesetzt sind, einen Evolutionsvorteil. Ebenso sind landlebende Vielzeller begünstigt, deren Epidermiszellen dazu fähig sind.

Neben der Photoreaktivierung ist auch ein anderer Reparaturvorgang entdeckt worden, der ohne Einwirkung von Licht abläuft und als Dunkel-Reparatur bezeichnet wird. Dieser Mechanismus scheint weniger spezialisiert zu sein, als der der Photoreaktivierung, da er nicht nur Thymin-Dimere eliminiert, sondern darüber hinaus auch Vernetzungen zwischen den DNS-Strängen beseitigen kann. Ein defekter Abschnitt eines DNS-Einzelstranges wird herausgeschnitten und neu synthetisiert. Dieser Reparaturprozeß setzt allerdings voraus, daß der andere Strang der DNS-Doppelhelix unbeschädigt ist, da sonst im komplementären Strang verlorengegangene Information nicht wieder hergestellt werden kann.

Ebenso wie die Photoreaktivierung läßt auch die Dunkelreparatur einen Teil der Strahlenschäden unbehoben. Es hat sich gezeigt, daß das Reparaturvermögen bestrahlter Zellen auf den Zeitraum bis zur nächsten Teilung beschränkt ist. Nach der ersten auf die Schädigung folgenden Kernteilung ist die Änderung sekundär irreversibel.

Die Zellteilung einfacher Organismen kann im Labor längere Zeit künstlich verhindert werden. Unter natürlichen Bedingungen ist jedoch die Zellteilungsaktivität oft recht hoch bzw. die Zeitspanne zwischen den Teilungen sehr kurz. Unter diesen Umständen ist der nicht reparierbare Anteil der Strahlenschäden wesentlich höher.

Bei der Absorption des ultravioletten Teils des Sonnenlichts wird um viele Größenordnungen mehr Energie übertragen, als bei der Absorption der natürlichen ionisierenden Strahlung. Es ist daher kaum anzunehmen, daß Reparaturmechanismen speziell gegen die – noch dazu weit weniger spezifischen – Schäden dieser



Strahlung entwickelt wurden. Außerdem waren die Organismen in den frühen Perioden der Stammesentwicklung in den Urozeanen wesentlich geringeren Strahlungsbelastungen ausgesetzt als zum Beispiel Landorganismen heute (starke Abschirmung durch das Wasser und niedrigerer Gehalt der Meere an radioaktiven Stoffen).

Da die Wirksamkeit der bekannten Reparaturmechanismen niemals 100 % erreicht, besteht für jedes einzelne Treffereignis eine endliche Wahrscheinlichkeit, einen irreparablen Effekt zu setzen.

Einige strahlenbiologische Besonderheiten zeigt *Micrococcus radiodurans*, der seinen Namen einer außergewöhnlich hohen Strahlenresistenz verdankt (Abb. 30). Sie ist darin begründet,

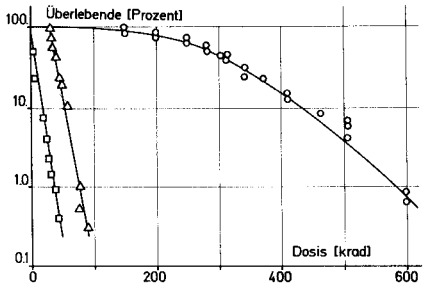



Abb. 30: Überlebenskurven der Bakterien: □ *Escherichia coli*, △ *Sarcina lutea*, ○ *Micrococcus radiodurans* (nach Bruce 1964).

daß dieser Mikroorganismus nur etwa ein Achtel der DNS-Menge einer *Escherichia coli*-Zelle enthält und außerdem Doppelbrüche der DNS reparieren kann. Dieses Reparaturvermögen ist möglicherweise dadurch begünstigt, daß das Auseinanderweichen der gebrochenen DNS-Stränge vom umgebenden Nukleoprotein erschwert wird. Der Mechanismus dieser Doppelstrangreparatur ist bis jetzt allerdings noch nicht aufgeklärt. In einem anderen Punkt unterscheidet sich *Micrococcus radiodurans* ebenfalls von anderen Bakterien. Während sonst gerade die strahlenresistenten Bakterien eine mit dem Sauerstoffpartialdruck zunehmende Strahlenempfindlichkeit zeigen, ist die Sauerstoffkonzentration auf die Überlebensrate von *Micrococcus radiodurans* ohne Einfluß.

Neben Untersuchungen über die Strahlenresistenz sind Bakterien auch sehr günstige Objekte für strahlengenetische Experimente. Da sich – im Gegensatz zu höheren Organismen – mit einfachen Mitteln hohe Individuenzahlen züchten lassen, ist der Nachweis strahlengenetischer Effekte selbst bei relativ niedrigen Dosen möglich. Zur Feststellung der Mutationsrate bestimmter Gene bedient man sich vorteilhaft auxotropher Stämme; das sind Mangelmutanten, die nur unter Zusatz bestimmter Stoffe zum Nährmedium, z. B. einzelner Aminosäuren, lebensfähig sind. Auf Nährböden, denen die für den auxotrophen Stamm essentielle Aminosäure fehlt, können nur die Träger von Rückmutationen Kolonien bilden. Sie sind auf diese Weise leicht nachweisbar. Mit dieser Methode haben Demerec & Sams (1959) eine lineare Beziehung zwischen Dosis und Mutationsrate bis in relativ niedrige Dosisbereiche nachgewiesen (Abb. 31).

Ein Maß für die genetische Strahlenempfindlichkeit ist die Verdopplungsdosis; sie bewirkt eine Verdoppelung der spontanen

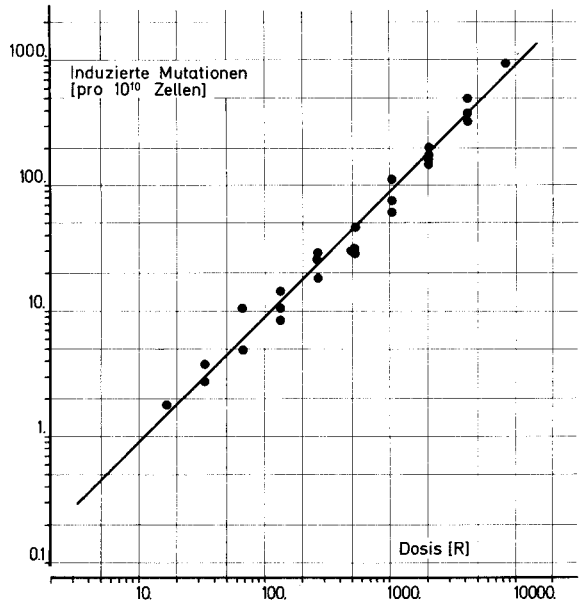



Abb. 31: Strahleninduzierte Rückmutationen an einem auxotrophen *Escherichia coli*-Stamm (nach Demerec & Sams 1960).



Mutationshäufigkeit. Zwischen der Höhe der Verdoppelungsdosen einzelner Genmutationen bestehen beachtliche Unterschiede; dementsprechend wird von stabilen bzw. labilen Genen gesprochen.

Darüber hinaus hängt die Stabilität der Gene gegen ionisierende Strahlung auch vom sogenannten genetischen Hintergrund ab, d. h. von der Gesamtheit aller Gene im Zellkern. Kaplan (1957) fand an *Escherichia coli*, daß die Mutation eines bestimmten Gens die Strahlenempfindlichkeit eines anderen Gens um den Faktor 10 erhöht; die Verdopplungsdosis wurde von 5,8 R auf 0,36 R gesenkt.

Da Rückmutationen nur einen geringen Anteil der Gesamtmutationen ausmachen, ist ihre Häufigkeit zur Abschätzung der Strahlenempfindlichkeit der Gene nicht direkt verwendbar.

## 4.3. Vielzellige Organismen

Entsprechend der wesentlich höheren Komplexität der Lebensphänomene ist bei Vielzellern eine Fülle weiterer strahlenbiologischer Erscheinungen feststellbar. Im Gegensatz zum Einzeller kommt bei den vielzelligen Lebewesen die arttypische Leistung durch Arbeitsteilung differenzierter und spezialisierter Körperzellen zustande, die die verschiedenen Gewebe und Organe aufbauen. Daraus ergibt sich eine allgemein höhere Strahlenempfindlichkeit (Abb. 34, Seite 88), da bereits die Schädigung einer relativ kleinen Zahl von Körperzellen zum Absterben des ganzen Organismus führen kann, während einzelne überlebende Mikroorganismen wieder neue Kolonien aufbauen.

Sowohl bei Mikroorganismen als auch bei Körperzellen ist die Funktion der meisten Stoffwechselprozesse weniger strahlenempfindlich als die Fähigkeit zur Zellteilung. Zellphysiologische Untersuchungen haben ergeben, daß je nach den speziellen Stoffwechselleistungen der Zellen bestimmte Abschnitte der Chromosomen aktiv sind – an ihnen wird die RNS und in weiterer Folge zumeist ein spezielles Enzym synthetisiert (siehe z. B. Beermann 1964). Die parallelen DNS-Stränge eines Riesenchromosoms sind an solchen Stellen aufgelockert (Balbiani-Ring). Diese Verdickungen umfassen nur einen Bruchteil der Gesamt-DNS und sind für Stoffwechselstörungen der kritische Trefferbereich der ionisierenden Strahlung. In Körperzellen, die eine intensive Stoffwechselaktivität entfalten, liegen eine Vielzahl identischer

DNS-Stränge vor, entweder ohne Längsteilung der DNS-Bündel (Riesenchromosomen) oder mit Längsteilung unter Vermehrung der Chromosomenzahl (endomitotische Polyploidisierung). Auch damit ist die Strahlensensibilität der Stoffwechselfunktion vermindert, da eine beeinträchtigte Funktion – bis zu einem gewissen Grad – von den intakten DNS-Strängen des betreffenden Gens kompensiert werden kann. Die Teilungsfähigkeit der Körperzellen wird bereits von wesentlich geringeren Strahlendosen gestört.

Die Erzeugung von Chromosomenbrüchen hat in der frühen Pro-Phase der Zellteilung ein Empfindlichkeitsmaximum (Abb. 32). Es ist hier nicht möglich, auf die mannigfaltigen Formen strah-

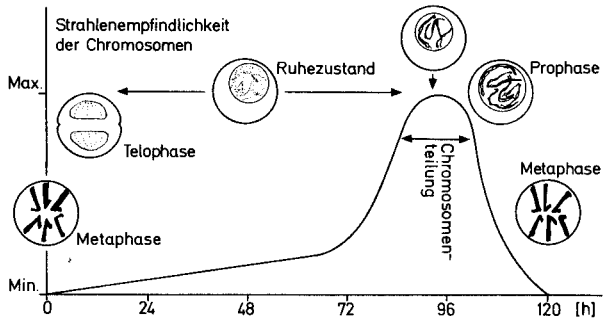



Abb. 32: Verlauf der Strahlenempfindlichkeit während der Mitose, festgestellt an *Tradescantia*-Pollen nach Bestrahlung mit 200 Röntgen: Chromosomenbrüche in der Metaphase (aus Bacq & Alexander 1961).

leninduzierter Chromosomenaberrationen einzugehen; es soll nur darauf hingewiesen werden, daß Effekte, wie DNS-Kettenbrüche oder Vernetzungen, in der Phase zwischen den Teilungen einer Zelle unauffällig bleiben, jedoch sowohl bei der DNS-Replikation als auch bei der Zellteilung stören. Es zeigen sich dann z. B. Verluste von Chromosomenstücken oder Verklebungen von Chromomeren; dies führt zu einer ungleichen Verteilung des Erbmaterials auf die Tochterzellen, wenn die Zellteilung dadurch nicht überhaupt unmöglich ist bzw. die Teilungsprodukte absterben.

Dementsprechend nimmt die Strahlenempfindlichkeit von Geweben und Organsystemen mit ihrer Teilungsaktivität zu (Regel von Bergonie und Tribondeau). Das Zentralnervensystem beispielsweise, in dem nach seiner Ausreifung praktisch keine Tei-



lungen mehr stattfinden, ist besonders resistent. Um das Zentralnervensystem von Säugetieren auffällig zu schädigen, sind sehr hohe Dosen in der Größenordnung von 10 000 Röntgen notwendig. Bei akuter Bestrahlung mit derart hohen Dosen tritt in sehr kurzer Zeit der Tod durch Versagen des Nervensystems ein.

Von einer Dosis von 1000 Röntgen wird das Zentralnervensystem nicht auffällig geschädigt; in diesem Fall wird der Gastrointestinaltrakt – er ist nach wenigen Tagen praktisch ohne funktionsfähige Epithelzellen – am relativ stärksten geschädigt. Der Tod wird vor allem durch Störungen des Wasser- und Elektrolythaushalts verursacht.

Akute Ganzkörperbestrahlung mit Dosen um etwa 500 Röntgen machen eine Regeneration des Darmepithels nicht unmöglich, die Überlebenszeit ist etwas größer und der Tod tritt wegen Störungen des Blutbildungs- und Immunsystems ein. Im Einzelfall ist es schwierig oder sogar unmöglich zu unterscheiden, welche Fehlfunktionen für den letalen Ausgang der akuten Strahlenkrankheit verantwortlich sind, da wegen des geschädigten Immunsystems die Anfälligkeit gegenüber pathogenen Keimen erhöht und die Lebensfähigkeit ganz allgemein vermindert ist (Abb. 33).

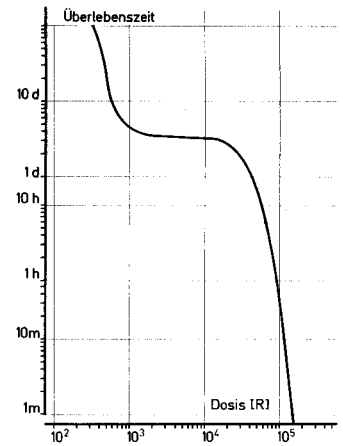



Abb. 33: Überlebenszeit von Ratten nach akuter Ganzkörperbestrahlung. Im Bereich von etwa 1000–15 000 R ist die Überlebenszeit annähernd konstant: $3^1/_2$ Tage-Effekt (nach Rajewsky 1954).

Die am längsten bekannte somatische Frühreaktion nach akuter Bestrahlung ist die Schädigung der Haarzwiebel, in der bereits eine halbe Stunde nach Bestrahlung mit einigen hundert Röntgen das Wachstum der Haarkeimzone eingestellt wird, und die Haarwurzel sich von der Papille abhebt. Wegen der innigen Verzahnung der Haarcuticula in der Haarscheide fallen die Haare erst nach einigen Tagen aus.

Die Wirkung akuter Bestrahlung wurde an einer Vielfalt von Tierarten untersucht. Eine der Möglichkeiten, die Strahlenempfindlichkeit zu vergleichen, besteht in der Gegenüberstellung der Letaldosen; man ermittelt die Dosis, bei der 50 % (LD-50) bzw. alle Versuchstiere (LD-100) absterben. Die ermittelten Werte hängen jedoch stark vom Beobachtungszeitraum ab und der uneinheitliche Verlauf des akuten Strahlensyndroms bei den einzelnen Organismengruppen macht unterschiedlich lange Beobachtungszeiträume zweckmäßig; Warmblüter werden in der Regel 30 Tage lang beobachtet (LD-50/30). Da zwischen den Literaturangaben der Strahlenempfindlichkeit nicht selten erhebliche Unterschiede bestehen, sind die Daten in Abb. 34 als Richtwerte aufzufassen.

Wenn die akuten Effekte überwunden werden, können die subletal geschädigten Zellen bei den bestrahlten Individuen noch

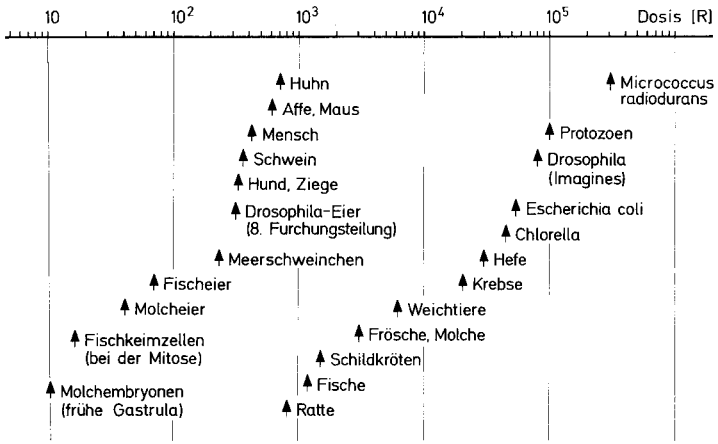



Abb. 34: LD-50 verschiedener Organismen, Erklärung im Text (nach Fritz-Niggli 1959, Bacq & Alexander 1961, Polikarpov 1966 a und anderen Autoren).



somatische Spätschäden (siehe auch Kapitel 4.3.2) oder in folgenden Generationen genetische Defekte auslösen.

Von Katastrophenfällen in der Kernindustrie und Atombombentests abgesehen, sind die Organismen in der Natur keinen Strahlendosen ausgesetzt, die das akute Strahlensyndrom verursachen könnten.

Eine allgemeine Gesetzmäßigkeit der Strahlenbiologie ist die erhöhte Empfindlichkeit von Jugendstadien wegen ihrer hohen Zellteilungsaktivität. Besonders strahlenempfindlich sind Amphibienlarven (Abb. 35), bei denen bereits durch eine Dosis von 5

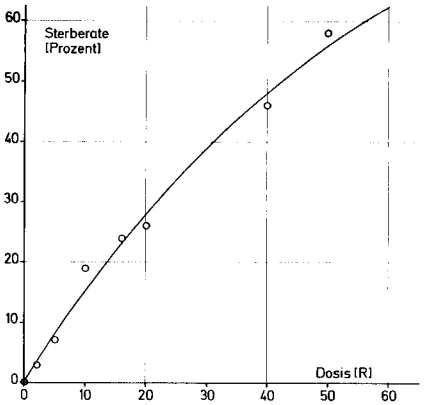



Abb. 35: Sterberate von Molchlarven nach Röntgenbestrahlung (nach Peters 1960).

Röntgen die Sterblichkeit hochsignifikant zunimmt (Peters 1960).

Die subletal geschädigten, aber teilungsfähigen Zellen können den Strahlenschaden im Gewebe vervielfältigen und so organische Fehlleistungen und Mißbildungen initiieren. Russell & Russell (1954) zeigten an Mäusen, daß die Häufigkeit von Mißbildungen und Totgeburten dann am höchsten ist, wenn die Bestrahlung pränatal im Stadium der Organanlagen erfolgt (Abb. 36).

Bei der teratogenen, d. h. Mißbildungen auslösenden Wirkung ionisierender Strahlung ist kein Schwellenwert festzustellen; bereits bei 5 Röntgen (der niedrigsten von Jacobsen untersuchten Dosis) war die Zahl der an Mäusen beobachteten Mißbildungen des Skelettsystems signifikant erhöht (Jacobsen 1968).

Gentry und Mitarbeiter (1959) haben nachgewiesen, daß in Gegenden des Staates New York mit höherer natürlicher Radio-

aktivität die Zahl von Kindern mit Mißbildungen der verschiedensten Organsystemen größer ist als in solchen mit normaler Umgebungsstrahlung (siehe auch S. 118).

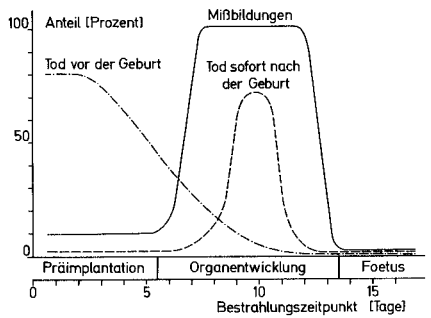



Abb. 36: Folgen einer Bestrahlung mit 200 Röntgen während der Embryonalentwicklung von Mäusen in Abhängigkeit vom Bestrahlungszeitpunkt (nach Russell & Russell 1954).

### 4.3.1. Genetische Wirkung der Strahlung bei Vielzellern

In der Genetik ist man von den Mendel'schen Regeln über die Chromosomentheorie (Boveri 1904) und molekularbiologische Einsichten zu einem Verständnis des Prinzips der Vererbung gelangt. Es hat sich gezeigt, daß die grundlegenden Strukturen und Gesetzmäßigkeiten bei allen Organismen im wesentlichen übereinstimmen. Der genetische Code ist in allen bisher untersuchten Systemen, gleichgültig ob mikrobieller, pflanzlicher oder tierischer Natur, identisch. Das Erbmaterial eines Individuums, das Genom, beinhaltet die Gesamtheit der artspezifischen lebensnotwendigen «Information», die sich in der Erscheinungsform, dem Phänotyp, ausgeprägt, und zwar im morphologischen Aufbau, Stoffwechsel, den Sinnesfunktionen und angeborenen Verhaltensweisen.

Die Erbinformation ist in den Chromosomen des Zellkerns enthalten und wird von der Desoxyribonukleinsäure (DNS) in Form ihrer Nukleotidsequenz getragen. Die DNS der 46 Chromosomen einer menschlichen Zelle enthält etwa 5 Milliarden Nukleotidpaare, aus durchschnittlich 900–1500 davon besteht ein Gen. Das DNS-Molekül des längsten menschlichen Chromosoms würde gestreckt 6 cm lang sein.



Die identische Verdopplung der DNS (Reduplikation), die während oder vor der Zellteilung abläuft, ermöglicht die Übertragung der genetischen Information auf die Tochterzellen. Eine Veränderung der DNS-Struktur führt, sofern sie die Zellteilung nicht blockiert, zu einer Mutation (Erbänderung) in den Tochterzellen. Die veränderte Erbinformation einer Zelle, aus der Gameten (Keimzellen) hervorgeht, wird auf die Nachkommen übertragen. Das ist nicht der Fall, wenn Körperzellen betroffen sind (somatische Mutationen).

Ist der Spindelapparat gestört oder sind die Chromosomen verklebt, werden bei der Mitose die Chromosomen auf die Tochterzellen ungleich verteilt. Diese Veränderungen sind lichtmikroskopisch nachzuweisen und werden als Genommutationen bezeichnet.

Veränderungen der Chromosomen wie Stückverluste infolge von Brüchen, Verlagerung von Chromosomenstücken nach Bruch und falscher Wiedervereinigung (Inversion), Verklebungen, usw. sind lichtmikroskopisch leicht nachweisbar und werden als Chromosomen-Mutationen bezeichnet.

Gen- oder Punktmutationen sind mikroskopisch nicht sichtbare Änderungen der Nukleotid-Sequenz innerhalb eines Gens, vergleichbar mit Druckfehlern im Text der genetischen Information.

Die bei weitem überwiegende Zahl aller beobachtbaren Erbänderungen sind Genmutationen, nicht zuletzt deshalb, weil Chromosomenaberrationen und Genommutationen häufig schwerste Störungen bedingen und die betroffenen Zellen bald absterben. Bei der Befruchtung der meisten höheren Tiere und Pflanzen wird der einfache (haploide) Chromosomensatz der mütterlichen Eizelle mit dem ebenfalls haploiden Chromosomensatz der männlichen Spermazelle vereinigt. Die befruchtete Eizelle (Zygote) und die aus ihr entstandenen Körperzellen haben den doppelten Chromosomensatz, sie sind diploid. Ist ein Individuum im Hinblick auf eine bestimmte Mutation heterozygot (mischerbig), d. h. in jeder Körperzelle steht dem mutierten Gen das nicht mutierte des anderen Elternteils gegenüber, so kann das normale Gen den Einfluß des defekten Gens kompensieren. Der Phänotyp erscheint in diesem Fall normal, und wir sprechen von einer rezessiven Mutation. Nur bei Individuen, die dieses Gen homozygot (reinerbig) tragen, ist ein Effekt zu beobachten.

Im Gegensatz dazu treten die – wesentlich selteneren – dominanten Mutationen phänotypisch auch dann in Erscheinung, wenn sie nur heterozygot vorliegen. Zwischen Dominanz und

Rezessivität gibt es nicht selten Zwischenstufen. Die Beziehung zwischen Gen und sichtbarem Merkmal (Abb. 37) wird ferner dadurch kompliziert, daß ein Merkmal von vielen Genen bestimmt wird (Polygenie) oder ein Gen mehrere Merkmale beeinflußt (Polyphaenie oder Pleiotropie).

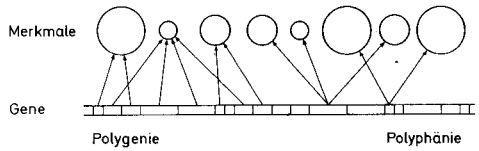



Abb. 37: Die Ausprägung eines einzelnen Merkmals kann von mehreren Genen beeinflußt werden (Polygenie), bzw. ein Gen kann mehrere Merkmale bestimmen (Polyphänie).

Mutationen bedeuten in der Regel eine Schädigung der Erbanlagen und bewirken meist eine Verminderung von Vitalität (z. B. mittlere Lebensdauer) und Fertilität (mittlere Nachkommenzahl). Verhindern sie das Erreichen des fortpflanzungsfähigen Alters, werden sie als Letalmutationen bezeichnet.

Bereits 1927 gelang H. J. Muller unter Anwendung einer speziellen Kreuzungstechnik an der Taufliege *Drosophila* der Nachweis der mutagenen Wirkung ionisierender Strahlung. In der darauffolgenden Zeit wurden diese Befunde an vielen anderen Organismen bestätigt und eine Reihe strahlengenetischer Gesetzmäßigkeiten formuliert:

- Alle Arten energiereicher Strahlung sind mutagen.
- Zur Auslösung von Mutationen ist die Absorption der ionisierenden Strahlung in den Keimzellen erforderlich.
- Ionisierende Strahlung induziert bei allen Organismen Mutationen, d. h. ihre mutagene Wirksamkeit hat universellen Charakter.
- Es werden alle Formen von Mutationen induziert (Punkt-, Chromosomen- und Genommutationen).
- Spontane und induzierte Mutationen sind nicht zu unterscheiden.
- Die Häufigkeit strahleninduzierter Mutationen ist dosisproportional.

Die Dosis-Effekt-Kurven für die Auslösung von Punktmutationen zeigen, daß die Häufigkeit der aufgetretenen Mutationen über einen sehr weiten Bereich direkt von der Strahlendosis abhängig ist (Abb. 38). Punktmutationen werden demgemäß bereits



von niedrigsten Strahlendosen induziert, und mit der Erhöhung der Dosis wächst die Wahrscheinlichkeit ihres Auftretens. Es gibt keinen Schwellenwert unterhalb dessen ionisierende Strahlung unwirksam ist. Die Induktion von Genmutationen ist im Gegensatz zu Befunden bei komplexen strahlenbiologischen Phänomenen von der Dosisleistung unabhängig (Abb. 39). Somit sind die,

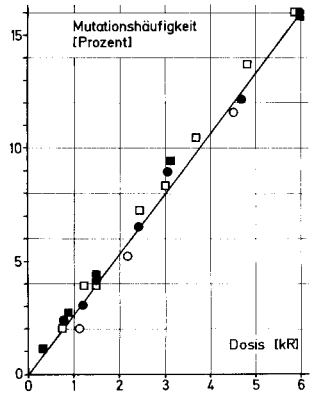



Abb. 38: Die Zahl induzierter Punktmutationen (hier: Letalfaktoren bei *Drosophila*) ist der Strahlendosis proportional (aus Timofeeff-Ressovsky et al. 1972, nach verschiedenen Autoren).

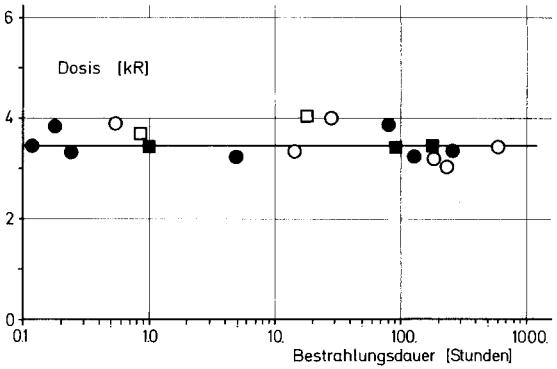



Abb. 39: Um den untersuchten Effekt (10 % geschlechtsgebundene Letale) zu erzielen, sind unabhängig von einem «Zeitfaktor» die gleichen Bestrahlungsdosen erforderlich (aus Timofeeff-Ressovsky et al. (1972) nach verschiedenen Autoren).

einer schwellenlosen Eintreffer-Dosis/Effekt-Kurve folgenden Punktmutationen als direkte, einfache Strahlenfolgen aufzufassen.

Chromosomenmutationen entsprechen einer Zweitreffer-Dosis/Effekt-Kurve, d. h. ihre Wahrscheinlichkeit steigt überproportional mit wachsender Ionisationsdichte (Abb. 40).

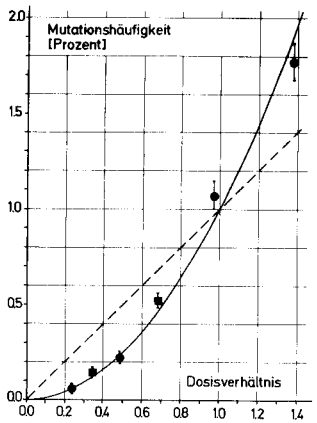



Abb. 40: Chromosomenmutationen zeigen nicht eine lineare (strichlierte Linie) sondern eine quadratische Abhängigkeit von der Bestrahlungsdosis, die jeweils auf eine Mutationsrate von 1 Prozent bezogen ist. Versuchsobjekt: *Tradescantia* (nach Sax 1940).

Die Abb. 41 faßt Ergebnisse umfangreicher strahlengenetischer Untersuchungen an der Maus zusammen (Russell 1965) und setzt die Mutationsrate an sieben untersuchten Genen mit der Dosis bei verschiedenen Strahlenintensitäten (Dosis pro Zeiteinheit) in Beziehung; der stärkste Effekt ist bei der höchsten untersuchten Dosisleistung (90 Röntgen pro Minute, zwei Versuche) festzustellen. Die Verdopplungsdosis liegt mit etwa 100 rad im oberen Extrembereich der für Säuger geschätzten Werte von 10–100 rad.

Es zeigt sich in diesen Experimenten eine Verminderung der genetischen Strahlenwirkung mit der Dosisleistung. Darauf stützt sich die gelegentlich geäußerte Ansicht, daß die natürliche Strahlenintensität zur Auslösung mutagener Effekte zu schwach sei, d. h. ein praktischer Schwellenwert bestünde. Dagegen sprechen jedoch verschiedene Gründe: bei der – sehr hohen – Dosisleistung von 90 Röntgen pro Minute ist nicht auszuschließen, daß Chromosomenaberrationen, denen unter anderem nichtlineare Zwei- oder Mehrtreffer-Ereignisse zugrunde liegen, an dem Effekt mitbeteiligt sind. Wird die Dosisleistung um nahezu 90 Röntgen pro Minute auf 0,009 Röntgen pro Minute gesenkt, geht die Mutationsrate auf etwa ein Drittel zurück; eine weitere



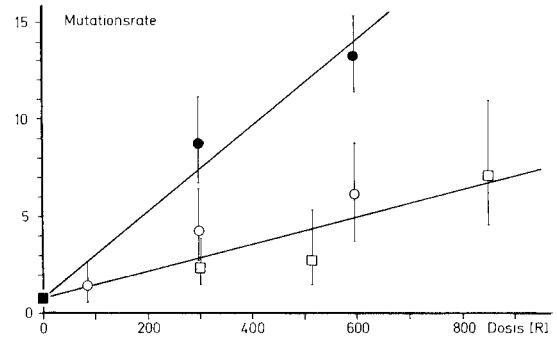



Abb. 41: Mittlere Anzahl der Mutationen von 7 Genen der Maus pro Lokus und $10^5$ Keimzellen in Abhängigkeit von der Bestrahlungsdosis in Röntgen: ● 90 R/min, ○ 0,009 R/min Kobalt-Gammastrahlen, □ 0,001 R/min Kobalt-Gammastrahlen (nach Russell 1965).

Reduktion auf 0,001 Röntgen pro Minute führt nicht mehr zu einer merklichen Verringerung der Strahlenwirkung. Aus diesem Grund ist bei jeder noch denkbar möglichen weiteren Reduktion der Dosisleistung (weniger als 1 mR/min), in Übereinstimmung mit theoretischen Überlegungen (Barthelmeß 1969), keine Verminderung der genetischen Strahlenwirkung zu erwarten. Das gilt besonders in dem für den Menschen besonders interessanten Bereich niedriger Dosis. Bei der Dosis 0 findet sich im Diagramm die spontane Mutationsrate, die zum Teil auf die natürliche Umgebungsstrahlung zurückzuführen ist.

Gegenüber den eben besprochenen Letalmutationen sind rezessive Mutationen mit nur schwach vitalitätseinschränkender Wirkung, z. B. bei *Drosophila*, mindestens um einen Faktor 10, wahrscheinlich um den Faktor 20, aber möglicherweise auch um ein Vielfaches davon häufiger (Mukai 1964, 1972).

Die Existenz stabiler und labiler Gene (mit hohen bzw. niedrigen Verdopplungsdosen) sowie unsere Unkenntnis über deren Ver-

teilung innerhalb des menschlichen Genoms schränken den Wert jeder quantitativen Abschätzung der genetischen Strahlenwirkung erheblich ein. Die Befunde Kaplans 1957 (siehe Seite 85), sowie die Arbeit von Bross (1972) über Personengruppen hoher Sensibilität berechtigen zur Annahme, daß die Strahlenempfindlichkeit menschlicher Gene vom genetischen Hintergrund als Gesamtes abhängt und demgemäß starke individuelle Unterschiede aufweist.

### 4.3.2. Die somatische Wirkung niedriger Strahlendosen

Während der letzten Jahrzehnte herrschte die Ansicht, daß zur Auslösung somatischer Spätschäden (Strahlenfolgen, die am bestrahlten Individuum selbst auftreten) eine gewisse Mindestdosis erforderlich sei. Diese Ansicht ist zwar für die zuvor besprochenen akuten Effekte nach sehr hoher Bestrahlung gültig, nicht jedoch für Spätschäden bzw. Langzeitfolgen nach niedriger Bestrahlung. Die Abb. 42 zeigt den linearen Zusammenhang zwischen Lebensverkürzung und Dosis, der sich aus vielfältigen Daten mehrerer Untersuchungen ergibt. Die Gerade geht durch den Ursprung des Koordinatensystems, die Annahme eines Schwellenwertes der Wirkung ist deshalb nicht gerechtfertigt. Der Anstieg

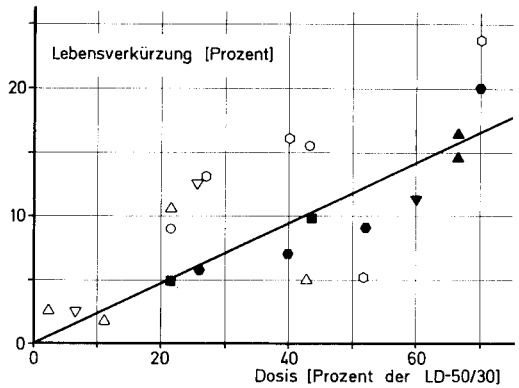



Abb. 42: Lebensverkürzung in Prozent nach Röntgen oder Gammabestrahlung. Die Bestrahlungsdosen sind auf die jeweilige LD 50/30 der verwendeten Versuchstiere bezogen (nach Bacq & Alexander 1961).



der Geraden ist ein Maß für die Rate der Lebensverkürzung; Labortiere überleben allerdings mit Sicherheit länger als wildlebende Individuen unter natürlichem Auslesedruck. Die Lebensverkürzung ist der integrale Effekt aller somatischen Spätschäden – die Vitalitätsverminderung, sie äußert sich beispielsweise in einer herabgesetzten Resistenz gegenüber verschiedenen Krankheiten, und verfrühtes Altern haben daran, ebenso wie verminderte Regenerationsfähigkeit, einen gewichtigen Anteil.

Als wichtige Spätschäden sind Krebs und Leukämie hervorzuheben. Der Mechanismus der Entstehung von Krebs ist noch weitgehend ungeklärt – im Sinne einer der diskutierten Theorien ist er die Folge einer somatischen Mutation, wobei allerdings die Frage offenbleibt, inwieweit Veränderungen der DNS oder aber Komponenten des Cytoplasmas für die maligne Entartung der Körperzelle verantwortlich sind. Fest steht, daß die Krebszelle sich den biologischen Kontrollmechanismen, die die Zellteilung steuern, entzogen hat und diese Eigenschaft an ihre Tochterzellen weitervererbt. Die Mutationstheorie der Krebsentstehung wird – neben anderem – durch das oft auffallende Zusammentreffen von mutagener und karzinogener Wirkung verschiedener Agentien unterstrichen. Die lineare Dosis/Wirkungs-Beziehung, die bis in den niedrigen Dosisbereich belegt ist (Tab. 14), spricht für die Auffassung, daß es sich – wie bei der Induktion von Punktmutationen – primär um einen Eintreffer-Vorgang handelt, durch den eine normale Körperzelle in eine

Tab. 14: Zusätzliches Krebsrisiko bei Kindern unter 10 Jahren in Abhängigkeit von der Zahl der Röntgenaufnahmen während ihrer pränatalen Entwicklung. Die Bestrahlungsdosis entspricht 0,20—0,46 rad pro Aufnahme (nach Stewart & Kneale 1970). Aus einer Erhöhung um 100 Prozent ergibt sich eine Verdopplung der spontanen Häufigkeit.

| Zahl der Röntgenaufnahmen | Erhöhung des Krebsrisikos in Prozent |
|---|---|
| 0 | 0 |
| 1 | 20 |
| 2 | 28 |
| 3 | 70 |
| 4 | 100 |
| 5 | 110 |

Krebszelle umgewandelt wird. Da jede energiereiche Wechselwirkung mit einer bestimmten Wahrscheinlichkeit eine solche Umwandlung verursacht, ist auch aus theoretischen Erwägungen kein Schwellenwert für die Auslösung von Strahlenkrebs anzunehmen. In Analogie zur Strahlengenetik bedeutet dies, daß ein Teil der spontanen Krebs- und Leukämiefälle auf die natürliche Strahlung zurückzuführen ist und daß zusätzliche Strahlenbelastung die Krebs- und Leukämierate erhöht.

Das Phänomen der strahleninduzierten Karzinogenese beschreiben Gofman et al. 1971 mit folgenden drei Sätzen:

- Allen Anzeichen nach kann jede Form von Krebs durch Strahlung ausgelöst werden.
- Jene Strahlendosen, die die spontane Krebsrate verdoppeln (Verdopplungsdosen), stimmen für die meisten Krebsarten weitgehend überein.
- Die frühen Entwicklungs- und Jugendstadien sind im Hinblick auf die Entstehung von Strahlenkrebs empfindlicher als Erwachsene.

Die Krebserkrankungen treten erst nach Ablauf einer Latenzperiode in Erscheinung, und die Erhöhung der Krebssterblichkeit kann danach viele Jahre anhalten (Abb. 43). Die für eine quantitative Risikoabschätzung wichtige Frage nach der Dauer der Plateauregion bei verschiedenen Krebsformen und Altersgruppen

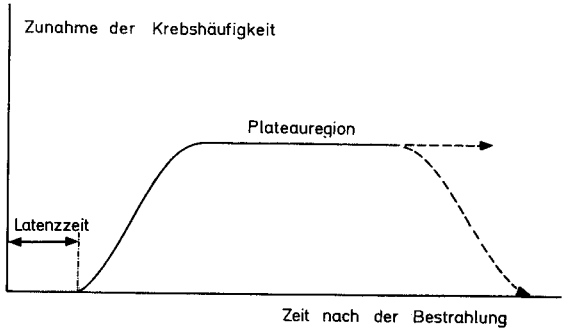



Abb. 43: Zeitliche Verteilung der Krebssterblichkeit (schematisch). Nach Ablauf der Latenzzeit steigt die Krebssterblichkeit, je nach Strahlendosis, verschieden hoch an und hält sich dann auf einem gleichbleibenden Wert (Plateauregion), u. zw. entweder auf Dauer oder sie kehrt nach einigen Jahren wieder auf den Wert der spontanen Häufigkeit zurück (nach Gofman et al. 1971).



kann derzeit noch nicht mit absoluter Sicherheit beantwortet werden.

Von allen Krebsarten hat die Leukämie mit etwa 5–10 Jahren die kürzeste Latenzzeit. Sie wurde in der Anfangszeit der Röntgen- und Isotopenforschung neben akuten Strahlenschäden am häufigsten beobachtet und deshalb lange Zeit als die einzige Strahlenspätfolge angesehen. Auch an den von der Atomic Bomb Casuality Commission untersuchten Überlebenden von Hiroshima und Nagasaki trat zunächst nur Leukämie in Erscheinung; erst später folgten – mit längerer Latenzzeit – die übrigen Krebsarten. Die Verwendbarkeit der ABCC-Studien zur Risikoabschätzung leidet unter dem Umstand, daß die Kontrollgruppen nicht unbestrahlt geblieben sind, sondern z. T. erheblichen Fallout-Aktivitäten ausgesetzt waren (Arakawa 1960).

Nach therapeutischen Röntgenbestrahlungen von Wirbelsäulenerkrankungen wurden die gleichen Erfahrungen gesammelt. Unter den Patienten trat vorerst Leukämie auf, doch im Laufe der Zeit stieg das Verhältnis von Krebserkrankungen zu Leukämiefällen steil an (Court Brown & Doll 1957). Nach Berechnungen von Dolphin & Eve (1968) kommen auf einen Fall von Leukämie bis zu 30 andere Krebsfälle. Dieser Wert entspricht recht gut dem Verhältnis des spontanen Auftretens von Krebs bzw. Leukämie in der Bevölkerung.

Die Bedeutung dieser neuen Erkenntnisse liegt darin, daß zur Abschätzung der Strahlengefährdung des Menschen nicht – wie bisher – nur Leukämie zu berücksichtigen ist, sondern, daß die Zahl der zu erwartenden Strahlenspätschäden zumindest um einen Faktor 20 höher angesetzt werden muß.

Ähnlich wie bei den genetischen Befunden Russells (Seite 94 f.) wurde auch angesichts der Auslösung von Krebs manchmal behauptet, die Wirkung stark protrahierter Bestrahlung entsprechend niedriger Dosisleistung sei, gemessen an der Wirkung akuter Bestrahlung, wesentlich geringer. Außerdem sollte bei niedrigen Dosen die Latenzzeit zunehmen; danach soll bei sehr niedrigen Dosen (z. B. der natürlichen Strahlenbelastung) die Latenzzeit so lang werden, daß der Strahlenkrebs vom bestrahlten Organismus nicht mehr erlebt wird. Auf diesen unbewiesenen Annahmen ruht die Fiktion von einem «praktischen Schwellenwert» – sie wurde von umfangreicheren neuen Versuchsserien mit Radium-226-exponierten Mäusen widerlegt (Finckel 1969). Vereinzelte Untersuchungen zum Beweis eines «praktischen Schwellenwerts» (Evans 1966, 1969) waren methodisch mangelhaft (Gofman

& Tamplin 1970 b, Goss 1970). Wie oben dargelegt wurde, kann Strahlenkrebs – im Sinne der Mutationstheorie – ein Eintreffer-Mechanismus zugeschrieben werden. Bei niedrigen Intensitäten ist ionisierende Strahlung nicht «schwächer», sondern die molekularen Wechselwirkungen sind *seltener*; die Fiktion von einem praktischen Schwellenwert ist daher auch theoretisch unhaltbar.

Dem statistischen Charakter dieses Phänomens entsprechend ist mit dem gleichen Effekt zu rechnen, unabhängig davon, ob zehntausend Menschen mit je 50 rem oder zehn Millionen Menschen mit je 50 mrem bestrahlt werden. In beiden Gruppen ist die gleiche Zahl von Strahlenkrebsfällen zu erwarten – die Zahl der karzinogen wirksamen Ionisationen in menschlichem Gewebe ist in beiden Bevölkerungsgruppen dieselbe. Wird eine mittlere Zunahme der Krebssterblichkeit von 2 % pro rad zugrundegelegt, dann ist bei der ersten Gruppe – nach Ablauf der Latenzzeit – mit einer Verdoppelung der spontanen Krebssterblichkeit zu rechnen, die – im Gegensatz zu der 0,1%igen Zunahme im zweiten Fall (10 Millionen Menschen mit 50 mrem) – statistisch einwandfrei nachgewiesen werden kann. Die chronische Strahlenexposition der Bevölkerung der USA im höchstzulässigen Ausmaß (170 mrem/a) würde verschiedenen Berechnungen zufolge – ebenfalls nach Ablauf der Latenzzeit – jährlich zu 3000–15 000 (BEIR-Report 1972) bzw. 16 000–32 000 (Gofman & Tamplin 1970 c) zusätzlichen Krebs- und Leukämiefällen führen. Die zahlenmäßigen Unterschiede lassen sich auf differierende Annahmen bei der Berechnung zurückführen, das zugrundeliegende Konzept ist im Prinzip identisch.

Ein gewisser Mangel derartiger Berechnungen liegt neben einzelnen Unsicherheiten (z. B. das genaue Verhältnis von Krebs- zu Leukämiefällen, die Länge der Latenzzeit usw. betreffend) in der Annahme einer bezüglich der Strahlenempfindlichkeit homogenen Bevölkerung. Eine großangelegte Untersuchung hat gezeigt, daß dies nicht zutrifft (Bross & Natarajan 1972). So ist z. B. bei einer Gruppe von Kindern das Risiko, nach intrauteriner Bestrahlung mit niedrigen Dosen an Leukämie zu erkranken, zehnmal größer als im Durchschnitt. Diese erhöhte Strahlenempfindlichkeit ist interessanterweise mit einer Disposition zu allergischen Krankheiten korreliert.

Neuere experimentelle Befunde weisen darauf hin, daß die lineare Dosis/Wirkungs-Beziehung als Grundlage der Abschätzung somatischer Strahlenspätschäden alles andere als «pessimistisch» ist, wie oft unter Hinweis auf einen angenommenen oder erhofften «praktischen Schwellenwert» behauptet wird. Petkau (1972) hat gezeigt, daß die zur Zerstörung synthetischer Phospholipid-Membranen erforderlichen Strahlendosen erheblich geringer sind, wenn die Bestrahlung mit niedriger Intensität (Dosisleistung) erfolgt. Akute Bestrahlung (26 rad/min) mit Röntgenstrahlung erforderte 3500 rad um die Membrane zum Zerreißen zu bringen, bei stark protrahierter Bestrahlung (0,001 rad/min) durch Natrium-22 ergaben bereits 0,7 rad die gleiche Wirkung. Dieser bemerkenswerte Effekt wird von Petkau mit einer indirekten Wirkung strahlenchemisch gebildeter freier Radikale auf die Membrane erklärt. Die Chance dieser Radikale, miteinander zu reagieren, nimmt mit der Strahlenintensität zu und damit ihr membranschädigender Einfluß ab.

Doch auch an Erythrocyten (Scott et al. 1973) und Knochenmarkszellen (Stokke et al. 1968) wurde eine zunehmende Strahlenwirkung bei abnehmender Dosisleistung beobachtet. Neue Untersuchungen der Lungenkrebsauslösung an Hunden durch inhalierten Urandioxyd-Staub ergaben ein beachtlich hohes Auftreten von Lungenkrebs mit Verdopplungsdosen von nur 1,2–7,5 rad* bei einer Dosisleistung in der Größenordnung von 0,1–1 mrad/min (Leach et al. 1973).

Das Zusammenwirken der Anreicherung mancher Nuklide in kritischen Organen, der Dosisleistungseffekt bei Schädigung von Zellmembranen, die hohe Empfindlichkeit früher Entwicklungsstadien und die individuellen Unterschiede in der Empfindlichkeit ergibt eine wesentlich höhere somatische Schadwirkung niedriger Strahlendosen als auf Grund der Erfahrungen mit hohen Dosen angenommen wurde.

Die bei den Risikoabschätzungen oft verwendeten Strahlenschutznormen, die von «Durchschnittspersonen» und «Durchschnittsbelastungen» ausgehen und die herkömmliche lineare Dosis-Wirkungsbeziehung zugrunde legen, reichen angesichts dieser neuen Befunde für den notwendigen Schutz der Bevölkerung vor niedrigen Strahlendosen nicht aus. Das Ausmaß der Strahlenschäden wird gerade in demjenigen Dosisbereich, der für die epidemiologischen Effekte der Kernindustrie bedeutsam ist, weit unterschätzt.

---

* Gofman und Tamplin hatten ihren meisten Kalkulationen durchschnittliche Verdopplungsdosen von 50–100 rad zugrundegelegt, wie sie nach Einwirkung hoher Strahlenintensitäten zu beobachten sind.

Konsequenterweise ist auch mit einer Auswirkung regionaler Unterschiede der natürlichen Strahlenbelastung auf die Krebssterblichkeit der Bevölkerung zu rechnen. Zur Untersuchung dieses Zusammenhanges bedarf es neben langfristigen, detaillierten Krebsstatistiken und umfangreichen dosimetrischen Daten (unter Berücksichtigung individueller medizinischer Strahlenanwendung) noch der Angaben über soziologische Unterschiede und die Mobilität der Bevölkerung. Darüber hinaus wäre es vorteilhaft, wenn die miteinander verglichenen, ausreichend großen Gruppen sich nur in der Strahlenbelastung, nicht aber in anderen Faktoren (Lebensweise, Ernährung, medizinische Betreuung usw.) unterschieden.

Auf Grund dieser Schwierigkeiten ist es nicht weiter verwunderlich, daß brauchbare Arbeiten auf diesem Gebiet bisher nicht publiziert wurden. Merkwürdigerweise wird von manchen Befürwortern der Kerntechnik das Fehlen adäquater Untersuchungen mit dem Fehlen von Strahlenschäden gleichgesetzt und daraufhin die kühne Behauptung aufgestellt, eine Überschätzung des Strahlenrisikos sei genauso gefährlich wie eine Unterschätzung (z. B. von Hug 1971). Diese Probleme haben neben der wissenschaftlichen auch eine politisch-wirtschaftliche Seite, da ein verständliches Interesse daran besteht, die Bestrahlung großer Bevölkerungsgruppen mit niedrigen Dosen als harmlos abzutun.

## 4.4. Radioökologie

Die Disziplin Radioökologie befaßt sich mit den Wechselbeziehungen von Tieren und Pflanzen mit radioaktiven Stoffen, insbesondere den physikalisch-chemischen und physiologischen Gesetzmäßigkeiten ihrer Aufnahme und Anreicherung in den Stoffkreisläufen. Unter Berücksichtigung möglichst vieler Organismen bzw. Organismenkollektive einschließlich der jeweils relevanten äußeren Parameter wird die Rolle der Lebewesen beim Transport der natürlichen und künstlichen Radionuklide in terrestrischen und aquatischen Lebensräumen untersucht.

Neben den biologischen Verteilungsmechanismen ist die Strahlenwirkung auf Einzelorganismen, Populationen und Biozönosen (Lebensgemeinschaften) – und zwar speziell auf strahlenempfindliche Entwicklungsstadien und sensible Glieder im Nahrungssystem unter Einschluß des Menschen – von Bedeutung.



### 4.4.1. Abiotische Verteilung von Radionukliden

Während die heute vergleichsweise noch geringen Mengen hochaktiver Abfälle konzentriert und in abgeschirmten Behältern eingeschlossen werden können, werden die großen Volumina mittel- und niedrigaktiver Abgase und Prozeßabwässer in der Regel verdünnt und in die Biosphäre entlassen. Die solcherart außer Kontrolle gesetzten Radionuklide unterliegen dem entropischen Verteilungsprozeß in Richtung auf eine weltweite Gleichverteilung. Neben der Diffusion und Sedimentation sind es vor allem die Strömungsvorgänge in Luft und Wasser, die eine weiträumige Verbreitung bewirken. Die atmosphärischen Strömungsverhältnisse sind für eine ungleichmäßige Verteilung verantwortlich, wie die Erfahrungen mit dem Fallout der oberirdisch gezündeten Atombomben zeigen.

Gasförmige Spaltprodukte, wegen des Beta-Zerfalls elektrisch geladen, neigen dazu, sich an Aerosole anzulagern. Aber auch fein verteilte Spaltprodukte laden sich elektrostatisch auf und können dann als Aerosole ähnlich verteilt werden wie Gase. Mit dem Wind wird aber auch radioaktiver bzw. kontaminierter Sand und Staub verdriftet. Sedimentierte oder mit dem Regen ausgewaschene Teilchen können auf diesem Weg wiederum in die Atmosphäre gelangen. Dieser Mechanismus ist insbesondere bei Radionukliden mit langer Halbwertszeit (etwa bei Radium-226 oder Plutonium-239) von Bedeutung, da er lokale Verseuchungszonen mit akuter Gefährdung nach Unfällen vergrößert, und gleichzeitig die chronische Radiointoxikation aller anderen Bereiche ständig erhöht.

Um die Verbreitung radioaktiver Abgase von Kernkraftwerken bzw. kerntechnischen Anlagen vorhersagen zu können, wurden Modellvorstellungen entwickelt (Pasquill 1962). Ihre Anwendbarkeit in der Praxis scheitert, wie sich gezeigt hat (IAEA-WMO-Symp. 1973), an den lokal und zeitlich stark unterschiedlichen meteorologischen Bedingungen, so daß die Verbreitung schließlich nur im Nachhinein durch konkrete Messungen bestimmt werden kann.

Die in den Boden entlassenen radioaktiven Flüssigkeiten treten über das Grundwasser mit den Oberflächengewässern in Beziehung. Diesen Vorgängen wird im Hinblick auf die an manchen Stellen in den Boden abgegebenen großen Mengen von Spaltprodukten zunehmend Beachtung geschenkt werden müssen.

In der Aufarbeitungsanlage West Valley im Staate New York werden z. B. feste Abfälle z. T. im Boden vergraben. 10–15 %

der Radioaktivität des angrenzenden Flusses stammen bereits aus diesen Abfalldeponien (Sax et al. 1969).

So wie auch viele andere chemische Substanzen reichern sich die in die Fließgewässer gelangenden bzw. eingeleiteten radioaktiven Stoffe in den Weltmeeren an. Zu dieser indirekten Kontamination kommen noch jene Spaltprodukte, die aus den Atomfriedhöfen auf dem Meeresgrund austreten. Seit man erkannt hat, daß in den Ozeanen keine stabilen Schichten bestehen, werden hochaktive Abfälle nicht mehr in großem Umfang in den Weltmeeren deponiert; hochradiotoxische Abfälle werden allerdings bei sogenannten Versuchsversenkungen beseitigt. Trotz internationaler Empfehlungen und Abkommen wächst die Menge niedrig- und mittelaktiver Abwässer, die in Flüsse und Meere eingeleitet werden, ständig an.

### 4.4.2. Bioakkumulation und Nahrungsketten

Als offene Systeme stehen die Organismen mit ihrer Umwelt in Wechselwirkung und beziehen Radionuklide in ihren Stoffwechsel ein. Eine umfassende Betrachtung der Beziehungen zwischen Radionukliden und Organismen würde das Gesamtgebiet des pflanzlichen und tierischen Mineralhaushalts einschließen. Diese Darstellung muß sich aber auf wenige Beispiele beschränken, an denen die Mechanismen der Aufnahme und Anreicherung von Radionukliden deutlich werden. Dabei ist Aufnahme im engeren Sinn der Prozeß des Eindringens der Radionuklide in den Organismus und Anreicherung das Ergebnis. Es muß betont werden, daß wir nicht das wahre Ausmaß der Aufnahme beobachten können, da der Prozeß der Ausscheidung simultan abläuft. Es ist daher die Aufnahme (und die Akkumulation) die Differenz zwischen Zufuhr und Ausscheidung.

Diese Begriffe seien an dem folgenden Beispiel erläutert:

Die Kaliumkonzentration im Körper ist weitgehend konstant. Bei gleichbleibendem Körpergewicht wird selbst bei hoher Kaliumzufuhr mit der Nahrung (z. B. enthält 1 l Milch etwa 1,4 g Kalium und dem entsprechend 1200 pCi Kalium-40) kein Kalium bzw. Kalium-40 aufgenommen; das heißt, Ausscheidung und Zufuhr sind gleich groß. Ein Gewichtszuwachs von 10 g entspricht einer Aufnahme von 0,02 g Kalium (19 pCi Kalium-40).

Gelangt ein Organismus in eine kontaminierte Umwelt, so überwiegt zunächst die Zufuhr, und die resultierende Aufnahme führt zu einer Anreicherung. Die Anreicherung von Radioaktivität erreicht ihr Maximum in einem Gleichgewichtszustand, bei dem Zufuhr und Ausscheidung einander gleich werden. Die in der Atmosphäre befindlichen Edelgase Krypton und Xenon haben im Stoffwechsel keine direkte Funktion, sie und ihre radioaktiven Isotope lösen sich aber in den Körperflüssigkeiten und gelangen auf diesem Weg in die Organismen. Darüber hinaus befinden sich noch andere Nuklide in der Atmosphäre, die entweder durch die Membranen der Lungenalveolen in das Körperinnere diffundieren oder aber, z. B. radioaktive Aerosole, in den Lungenbläschen zurückgehalten werden (NAS-Publ. 1961).

Für die Rückhaltung bzw. Ausscheidung inhalierter Aerosole aus der Säugerlunge sind vor allem physiologische Mechanismen verantwortlich, obwohl die charakteristischen Eigenschaften wie Partikelgröße und Löslichkeit die Selbstreinigung der Atmungsorgane stark beeinflussen. In der Regel werden inhalierte Partikel von der bewimperten Schleimhaut des Respirationstraktes in Richtung Kehlkopf befördert und gelangen in den Magen-Darm-Trakt. Eine andere Möglichkeit der Lungenreinigung von unlöslichen Teilchen ist die Phagozytose (Aufnahme durch Freßzellen) und der Abtransport des Partikels entweder über die Luftröhre oder das Lymphsystem (Ekman 1966).

Landpflanzen nehmen Radionuklide aus der Umwelt entweder mit den Wurzeln auf oder aber auf der gesamten Oberfläche, wie z. B. die Moose und Flechten, denen Wurzeln fehlen und die infolgedessen in ihrem Mineralstoffhaushalt von der atmosphärischen Stoffzufuhr abhängen. Terrestrisch lebende Tiere nehmen die Radionuklide mit der Nahrung auf, und sie werden – entsprechend ihrem chemischen Charakter – im Mineralhaushalt verarbeitet.

Verschiedene Isotope eines chemischen Elementes verhalten sich im Stoffwechsel gleich. Auch chemisch nahe verwandte Elemente werden im Stoffwechsel oft nicht unterschieden und folgen ähnlichen Reaktions- und Anreicherungsschritten. Das trifft beispielsweise für die Erdalkalielemente Strontium und Radium zu, die wie das Calcium verarbeitet und u. a. in den Skelettsubstanzen angereichert werden.

Eine Akkumulation von Radium in den Knochen wurde zuerst in der Schweiz und den USA bei Personen bekannt, die Zifferblätter und Skalen mit radiumhaltiger Leuchtfarbe bemalt und beim Anfeuchten des Pinsels mit den Lippen Radium-226 aufgenommen hatten. Infolge der hohen Radiotoxizität des Radiums (siehe auch Kapitel 3.2.2.3) und der langen Halbwertszeit (1620

Jahre) bildet eine mit dem Uranbergbau verbundene Freisetzung ein ernstes Umweltproblem. In den USA wurde stellenweise eine starke Radiumanreicherung in Wasserpflanzen beobachtet (US-Dept. of Health 1966).

Arktische Nahrungssysteme sind infolge geringer Artenzahl relativ einfach. Weitreichende radioökologische Untersuchungen liegen von der Nahrungskette: Flechte → Rentier → Mensch vor, die für große Bevölkerungsgruppen in der arktischen aber auch subarktischen Region der nördlichen Hemisphäre von Bedeutung ist. Die Fallout-Belastung war in diesen Regionen Skandinaviens, Alaskas und der UdSSR halb so groß wie in der gemäßigten Zone.

Wegen ihres extrem langsamen Wachstums und der Stoffaufnahme auf ihrer gesamten Oberfläche (Nestrueva et al. 1966) reichern Flechten praktisch alle natürlichen (Polonium-210, Blei-210) und künstlichen (Strontium-90, Caesium-137, Eisen-55 usw.) Radionuklide sehr wirksam an. Die Flechten sind eine wichtige Nahrungskomponente des Rentiers, auf die es vor allem im Winter angewiesen ist. Dementsprechend erreicht die Caesium-137 Konzentration im Rentierfleisch im Winter und Frühjahr die höchsten Werte (Abb. 44) und nimmt im Sommer beim Verzehr frischer grüner wenig kontaminierter Vegetation rasch ab.

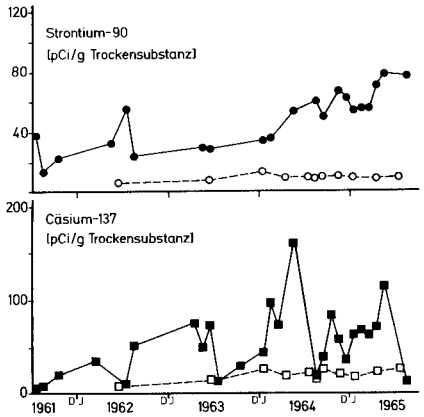



Abb. 44: Strontium-90- bzw. Caesium-137-Konzentration im Rentierfleisch (gedeckte Symbole) und in Flechten (offene Symbole) in Alaska (nach Hanson 1966).



Die biologische Halbwertszeit von Caesium-137 beträgt im Rentierfleisch etwa 15–35 Tage, in Flechten hingegen etwa 10 Jahre. Die Konzentration von Strontium-90 in den Knochen zeigt entsprechend der wesentlich längeren biologischen Halbwertszeit dieses Nuklids keine deutlichen jahreszeitlichen Schwankungen.

Die Anreicherung im Endglied der Nahrungskette, dem Menschen, hängt stark von der saisonalen Nutzung der verschiedenen Nahrungsquellen ab. In einigen Lappen- und Eskimopopulationen ist die Caesium-137 Konzentration im Menschen gleich der im Rentier; bei 50 % Anteil des Rentierfleisches in der Nahrung entspricht das einem Anreicherungsfaktor von 2.

Die Caesium-137 Belastung von Bevölkerungsgruppen, die regelmäßig Rentierfleisch essen, zeigt eine jahreszeitliche Schwankung, die – mit zeitlicher Verzögerung – derjenigen des Rens entspricht. Die biologische Halbwertszeit von Caesium-137 ist beim Menschen 60 Tage.

Bei der Caesium-Anreicherung spielen auch soziologische Faktoren eine Rolle. Während schwedische Lappenfrauen und -kinder durch eine größere Zahl von Kühlschränken auch im Sommer das stark kontaminierte Renfleisch aus den Winterschlachtungen verzehren, sind finnische Lappenfrauen auf frisches, im Sommer weit weniger kontaminiertes Renfleisch angewiesen. Demgemäß war in schwedisch Lappland während des Sommers eine höhere Strahlenbelastung aus Caesium-137 zu beobachten.

Nach Lidén & Gustafson (1966) resultiert bei Erwachsenen aus einer gleichbleibenden Caesium-137-Kontamination je pCi/g eine zusätzliche Strahlenbelastung von 8 mrad/a.

Die Geschwindigkeit, mit der Radiocaesium ausgeschieden wird, ist vom Kaliumgehalt der Nahrung abhängig. Die Konzentration inaktiver Elemente in der Nahrung beeinflußt ganz allgemein die Anreicherung der entsprechenden Radionuklide. Von Zink-65 ist bekannt, daß es bei Zinkmangel weitaus stärker angereichert wird als bei zinkreicher Nahrung. Die Resorption der einzelnen Elemente im Gastrointestinaltrakt (Magen-Darmkanal) hängt entscheidend von der chemischen Form ab, in der sie aufgenommen werden. So wird z. B. Ruthenium als Nitrosylkomplex (in dieser Verbindung wird es zumeist mit den Abwässern der Aufarbeitungsanlagen abgegeben) wesentlich besser resorbiert als in der Chlorid- und Dioxidform (Ekman 1966). Außerdem unterscheidet sich die Resorption von verschiedenen Wertigkeitsstufen; so wird z. B. zweiwertiges Eisen besser aufgenommen als dreiwertiges. Darüber hinaus hängen die Aufnahme aber auch

die Ausscheidung vom Alter und vom physiologischen Zustand des Organismus ab.

Wegen seiner hohen Radiotoxizität wurde dem Strontium-90 viel Beachtung geschenkt. Die wichtigste Quelle der Kontamination des Menschen mit Strontium-90 ist die Nahrungskette Pflanze-Weidevieh-Milch (Abb. 45). Wegen seines calziumähnli-

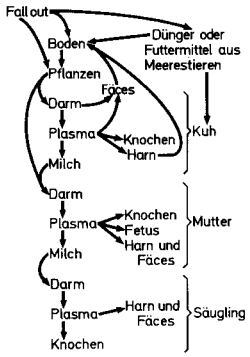



Abb. 45: Strontium-90-Transport aus dem Fallout zum Menschen (nach Bacq & Alexander 1961).

chen Chemismus wird es im Knochen angereichert, und da der jugendliche Säugetierorganismus besonders große Mengen von Calcium für den Knochenaufbau benötigt, die ihm mit der Milch zugeführt werden, ist er in seiner empfindlichsten Phase am stärksten betroffen. Das Spaltprodukt Jod-131, sowie das langlebige Jod-129 gelangen ebenfalls über die Kontamination des Weidelandes zum Rind (Abb. 46) und mit der Milch zum Menschen, wo es sich in der Schilddrüse stark anreichert. Nach einer Plowshare-Explosion wurden auf diese Weise bei Kindern in Utah Schilddrüsenbelastungen bis zu 60 rem verursacht (Mays 1963). Die oberirdischen A-Bomben Testserien in Nevada in den Jahren 1952–1955 haben manche Gegenden, z. B. im Umkreis von St. George, Utah, stark mit Jod-131 kontaminiert. Tamplin & Fisher (1966) haben errechnet, daß Kinder dieser Gegend, die täglich 1 Liter Milch zu sich nehmen, Schilddrüsendosen von ca. 120 rad erhalten haben.

Auch 1962 wurden durch Nevada-Tests hohe Jod-131-Belastungen bei ca. 50 000 Kindern in Utah im Alter bis zu 2 Jahren



hervorgerufen. Im Durchschnitt wurden 58 000 pCi Jod-131 aufgenommen, das ergibt eine Schilddrüsendosis von 1 rad; die Spitzenbelastungen lagen bei 800 000 pCi bzw. 14 rad (Pendleton et al. 1963).

Neben der Stoffaufnahme über den Respirations- und Gastrointestinaltrakt ist noch die Aufnahme durch die Haut zu erwähnen. Sie ist für einige Nuklide nachgewiesen (Ekman 1966), spielt aber für Landtiere eine eher untergeordnete Rolle.

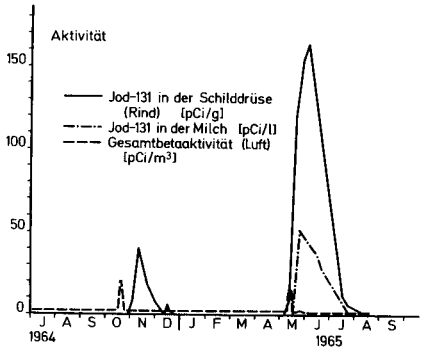



Abb. 46: Anreicherung von Jod-131 in den USA nach chinesischen Kernwaffenversuchen. Die Jod-131-Aktivität der Luft war nach beiden Tests etwa gleich hoch, in den Schilddrüsen der Rinder und der Milch jedoch stark unterschiedlich. Im Spätherbst 1964 wurden die Rinder von der Weide abgetrieben und mit gelagertem Futter versorgt, im Jahre 1965 waren sie auf der Weide ausschließlich auf das vom Fallout kontaminierte Grünfutter angewiesen (nach Baratta 1966).

Die Bewohner der Hydrosphäre nehmen Stoffe im allgemeinen direkt aus dem sie umgebenden Wasser auf. Besonders gut ist die Akkumulation des Strontium-90 wegen seines calciumähnlichen Verhaltens untersucht. Im Nahrungssystem eines Süßwassersees in der Nähe einer Kernanlage zeigte sich die höchste Anreicherung in der Skelettsubstanz der Wirbeltiere (Abb. 47). Der Anreicherungsfaktor gibt jeweils das Verhältnis der Konzentration des Radionuklids im Organismus zu jener im Wasser an. Dabei hat es sich durchgesetzt, die Aktivität auf das Frischgewicht (und nicht auf das Trockengewicht) zu beziehen, weil damit die Abschätzung der resultierenden Strahlenbelastung erleichtert wird.

Timofeeva & Kulinov 1966 ließen auf Süßwasserpflanzen 2 Wochen lang Strontium-90-Lösungen einwirken und stellten (be-

zogen auf das Trockengewicht) Anreicherungsfaktoren bis etwa 2000 fest. Im allgemeinen ist die maximale Anreicherung bei Wasserpflanzen bereits nach 2–4 Tagen erreicht.

Die Anreicherung mehrerer anderer Radionuklide in Wasserpflanzen übertrifft diejenige des Radiostrontium bei weitem. In

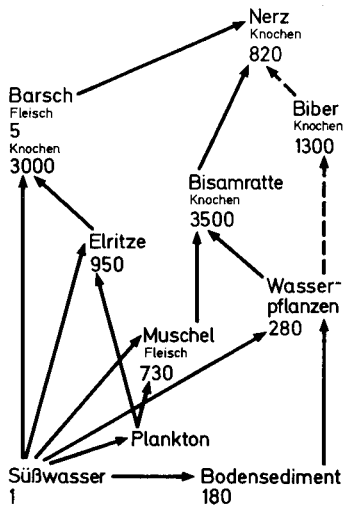



Abb. 47: Anreicherungsfaktoren von Strontium-90 im Nahrungssystem eines Süßwassersees (nach Ophel 1962).

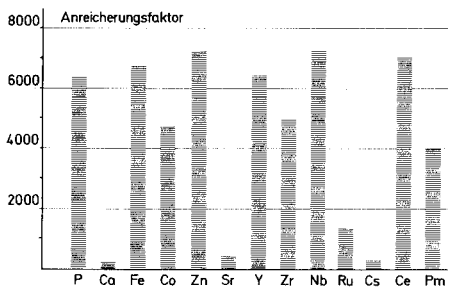



Abb. 48: Anreicherungsfaktoren einiger Radionuklide in Süßwasserpflanzen, bezogen auf Trockengewicht (nach Timofeeva & Kulinov 1966).



Abb. 48 sind Anreicherungsfaktoren von 13 Radioisotopen zusammengefaßt, die von einigen Wasserpflanzen ermittelt wurden. Bei sehr niedrigen Konzentrationen sind die Anreicherungsfaktoren konstant; die Anreicherung ist der Konzentration des Radionuklids proportional. Mit steigender Konzentration des Radionuklids bzw. analoger Elemente nehmen die Anreicherungsfaktoren ab. Dies gilt sowohl für Wasserpflanzen als auch für Wassertiere, wie aus der Abb. 49 ersichtlich ist; die Strontium-90-Konzentration

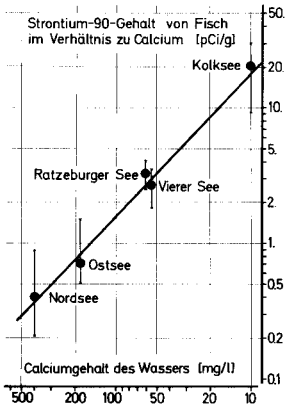



Abb. 49: Abhängigkeit der Strontium-90-Anreicherung in Fischen vom Calciumgehalt der Gewässer (nach Feldt 1966).

in Fischen nimmt mit steigendem Calciumgehalt von Gewässern ab. Im Süßwasser sind, abhängig vom stark unterschiedlichen Mineralsalzgehalt, auch die Anreicherungsfaktoren nicht einheitlich.

Bei Süßwasserfischen kann die mit der Nahrung aufgenommene Radioaktivität wesentlich zur Kontamination beitragen, die dann z. B. in der Nahrungskette: kleine Fische → Barsch → Hecht zunimmt. An den Speisefischen des Red Lake in Minnesota fand Gustafson (1966) eine mittlere Radiocaesiumanreicherung aus dem Wasser auf das 2760fache. Soferne eine Radiocaesiumkonzentration von $2 \times 10^{-8}$ Ci/l – das ist ein Zehntel der maximal zulässigen Konzentration im Trinkwasser – in einem See einige Jahre bestehen bleibt, steigt die Konzentration im Fisch auf 55 $\mu$Ci/kg. Der Genuß von 22 g Fisch pro Tag bzw. 8 kg pro Jahr führt im Gleichgewicht zu einem Gehalt von 175 $\mu$Ci im

menschlichen Körper. Diese Aktivität übersteigt die für die Gesamtbevölkerung festgesetzte höchstzulässige Konzentration etwa um den Faktor 60.

Gegenüber dem Süßwasser mit seinem geringen, aber variierenden Mineralstoffgehalt ist das salzreiche Seewasser in der Zusammensetzung weitestgehend einheitlich. Wegen der starken isotopischen Verdünnung sind die Anreicherungsfaktoren z. B. für Caesium-137, Strontium-90 und Schwefel-35 im marinen Organismus etwa um den Faktor 10 niedriger als bei vergleichbaren Süßwasserbewohnern. Erwartungsgemäß sind die Anreicherungsfaktoren von Nukliden wie Radioyttrium oder Radiocer, deren inaktive Träger nur in Spuren vorhanden sind, im Süßwasser und Seewasser nahezu gleich (Polikarpov 1966 a).

Die unter gleichen Voraussetzungen ermittelten Anreicherungsfaktoren vergleichbarer Tier- und Pflanzenarten weisen in den verschiedenen Meeren nur relativ geringe Abweichungen auf. Obwohl in der See radioaktive Stoffe hauptsächlich durch direkte Akkumulation aus dem umgebenden Wasser aufgenommen werden, sind die Nahrungsketten nicht ohne Bedeutung. Leuchtgarnelen der Gattung *Euphausiacea* mit ihren tagesrhythmischen Vertikalwanderungen über mehrere 100 Meter bilden infolge ihrer ungeheuren Biomasse einen wirksamen «biologischen Aufzug» für radioaktive Stoffe, die sie aus großen Tiefen in oberflächennahe Nahrungssysteme einschleusen (Keckes 1968).

Wegen der starken Anreicherung mancher künstlicher Radionuklide in den Nahrungsketten treten örtlich oft unerwartet hohe Aktivitäten auf. So wurde bei einem Arbeiter der Hanford-Reaktoranlage (Richland, Washington) eine außergewöhnlich starke Verseuchung mit Zink-65 gemessen, die zunächst unerklärlich blieb. Später stellte sich die Ursache heraus: Austern, die vom 250 Meilen entfernten Pazifischen Ozean auf den Markt gebracht worden waren. Sie hatten das aus Hanford stammende Zink-65 gegenüber dem umgebenden Seewasser um den Faktor 200 000 angereichert (Polikarpov 1966 a). Wäre diese Kontamination nicht zufällig bei einem unter Kontrolle stehenden Strahlenarbeiter aufgetreten, hätte nie jemand erfahren, daß stark radioaktive Austern gehandelt und dem menschlichen Genuß zugeführt wurden.

Der Ausbau der Kerntechnik wird mit seiner wachsenden Abfallproduktion, insbesondere im Hinblick auf langlebige Spaltprodukte, die Weltmeere zwangsläufig im steigendem Maße belasten und stellt die Nutzung der Nahrungsreserven der Ozeane für die fernere Zukunft in Frage.



### 4.4.3. Die Wirkung inkorporierter Radionuklide

Da für die biologische Strahlenwirkung die vom Körper absorbierte Dosis maßgebend ist, wäre zu erwarten, daß es gleichgültig ist, ob ein Organismus diese Dosis von äußeren oder von innerhalb seines Körpers liegenden Strahlenquellen erhält. Aus einer Reihe von Gründen können inkorporierte Radionuklide jedoch wesentlich wirksamer sein. Alpha- und Beta-Strahlen kommen wegen ihrer intensiven Wechselwirkung mit der Materie und somit kurzen Reichweite für die äußere Bestrahlung kaum in Frage, belasten dagegen bei innerer Bestrahlung den Organismus sehr stark (hoher QF-Wert). Die Berechnung der Äquivalentdosis (rem), in der die biologische Wirksamkeit verschiedener Strahlenqualitäten berücksichtigt ist, versucht diesen Unterschied auszugleichen.

Die Wirksamkeit der in den Körper aufgenommenen radioaktiven Stoffe hängt wesentlich von ihrer chemischen Form ab. So kann beispielsweise Tritium, in Thymidin eingebaut, die Chromosomen 50–50 000fach stärker belasten, als wenn es an Wasser gebunden ist (Guild 1958). Beim Zerfall eines Radionuklids muß neben der Strahlenwirkung noch der Effekt der Transmutation berücksichtigt werden, der u. a. auf der Veränderung der chemischen Eigenschaften des betreffenden Atoms beruht. Dem Zerfall eines in den Strang der DNS eingebauten Kohlenstoff-14- bzw. Phosphor-32-Atoms folgen tiefgreifende Strukturveränderungen, wie z. B. Kettenbrüche. Diesem Effekt ist künftig wesentlich mehr Aufmerksamkeit zu schenken als bisher, da die in den Nahrungsketten akkumulierten Radionuklide z. T. in Biomolekülen gebunden vorliegen.

Anreicherung in bestimmten Organen, wie z. B. Jod in der Schilddrüse oder Radium in den Knochen verursacht lokal hohe Dosen und die erhöhte Strahlenbelastung einzelner strahlenempfindlicher Organe (z. B. des Knochenmarks) kann für den Organismus schädlicher sein als die Verteilung der Strahlung über den ganzen Körper.

Untersuchungen an Mäusen mit inkorporiertem Strontium-90 haben eine unerwartet hohe Strahlenbelastung der Keimdrüsen ergeben, die auf das Tochterprodukt Yttrium-90 zurückzuführen

war (Müller 1967). An diesem Beispiel wird deutlich, wie wichtig es ist, neben dem inkorporierten Nuklid seine jeweiligen Tochterprodukte und ihr Verhalten im Stoffwechsel (Organanreicherung, biologische Halbwertszeit usw.) bei der Abschätzung der Strahlenwirkung mit einzubeziehen. Im Falle der Yttrium-90-Akkumulation in den Gonaden ist infolge der hohen Strahlenbelastung der Keimzellen die Schädigung der Nachkommenschaft weitaus stärker, als wenn die absorbierte Strahlungsenergie auf den ganzen Körper verteilt wäre. Bei 20 untersuchten Organen steht die Anreicherung von Yttrium-90 in den Gonaden an fünfter Stelle; sie ist vom Geschlecht abhängig und ist im Ovar 2,5mal höher als im Hoden. Dieses Nuklid wird außerdem im Pankreas, am stärksten aber in der Hypophyse (Gehirnanhangsdrüse) angereichert (Graul & Hundeshagen 1958).

Die Hypophyse nimmt in der Steuerung des Hormonhaushalts eine zentrale Stellung ein. In der Embryonalentwicklung ist für das normale Heranreifen der Organe, z. B. der Lunge, ein voll intaktes Hypothalamus-Hypophysen-Nebennierensystem unabdingbare Voraussetzung (Knelson 1971). Sind verschiedene Organsysteme nach der Geburt zufolge einer verzögerten Entwicklung noch nicht voll funktionstüchtig, ist das Neugeborene gegenüber normalen Umwelteinflüssen in stark erhöhtem Maß anfällig.

Yttrium-90-Anreicherung und damit Strahlenschädigung der Hypophyse läßt ebenfalls diese mittelbare, indirekte Schadwirkung erwarten. Sternglass (1972 a, b) beschreibt eine starke Zunahme unreifer Geburten in der Umgebung des Dresden Reaktors (Illinois), die mit dem Maximum des Ausstoßes radioaktiver Abgase zusammenfällt und mit einem solchen Wirkungszusammenhang erklärt werden könnte (Abb. 50). Es ist anzunehmen, daß derartige indirekte Strahleneffekte an der erhöhten Kindersterblichkeit in der Umgebung von mehreren Kernanalagen mitbeteiligt sind. Während der Schwangerschaft wird das im Skelett der Mutter gespeicherte Strontium-90 mit dem Calcium laufend abgebaut und kann den Embryo mit viel höheren Dosen belasten, als aus der aufgenommenen Menge (Aktivität) zunächst zu erwarten wäre. Auch für andere Radionuklide gilt, daß nach ihrer Passage durch die Placenta und Anreicherung im Keim dieser von der Strahlung örtlich um ein Vielfaches stärker belastet wird als der Mutterorganismus (Moskalev et al. 1971, Dyer & Brill 1969).



Die überaus starke Zunahme von Pankreas-Krebs in Japan dürfte maßgeblich auf die hohe Anreicherung von Yttrium-90 in diesem Organ zurückzuführen sein (Sternglass 1973).

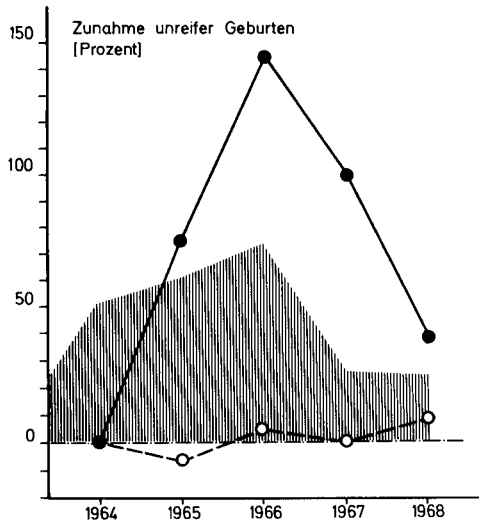



Abb. 50: Unreife Geburten, d. h. Neugeborene mit weniger als 2500 g Geburtsgewicht, im Bezirk Grundy (●—●) bzw. in 6 Kontrollbezirken (○ - - ○). Die Emission radioaktiver Gase (schraffierter Bereich) aus dem Dresden-Reaktor, Bezirk Grundy, erreichte 1966 mit 736 Kilocurie ihr Maximum (aus Illinois Vital Statistics 1963–1968, nach Sternglass 1972 a).

Während heute noch zuweilen die niedrigen Falloutaktivitäten als unbedenklich angesehen werden, hat eine multivariable statistische Studie von 61 urbanen Gebieten der USA (Lave et al. 1971) ergeben, daß die allgemeine Sterblichkeit zur Fallout-Radioaktivität in engerer Beziehung steht als zur Luftverschmutzung; der dabei gefundene Anstieg der Sterblichkeitsrate nach Erhöhung der Umweltkonzentration von Strontium-90 bzw. Caesium-137 um 10 % wird in Tab. 15 wiedergegeben. Weitere umfassende Untersuchungen auf diesen Gebiet sind dringend erforderlich.

Die hohe Empfindlichkeit früher Entwicklungsstadien wurde an Fischen besonders deutlich experimentell nachgewiesen. Schon bei Nuklidkonzentrationen, die in Trinkwasser gesetzlich zulässig

Tab. 15

| Radionuklid: | Strontium-90 | | Caesium-137 | |
|---|---|---|---|---|
| | größter Effekt | kleinster Effekt | größter Effekt | kleinster Effekt |
| Sterblichkeitsrate: | | | | |
| Gesamt | 1,11 % | — | 1,45 % | — |
| Kinder (< 1 Jahr) | 0,60 % | 0,39 % | 0,29 % | — |
| Kinder (< 28 Tage) | 0,72 % | 0,35 % | 0,32 % | 0,08 % |
| Embryo | 1,49 % | 0,58 % | 0,60 % | 0,06 % |

sind, zeigen sich Entwicklungsstörungen an Fischeiern (Abb. 51). Die Eihüllen pelagischer Fischeier reichern Yttrium-90 gegenüber dem Wasser um den Faktor 10 000 an. Eine zunehmende Erzeugung und Freisetzung von Spaltprodukten wird somit zu einer ernsten Gefahr für die aquatischen Lebensräume. Sofern auch nur 10–20 % der Eier einiger wichtiger Fischarten wie Sardellen (*Engraulis encrasicholus*), Meerbarben (*Mullus barbatus*) oder Stöker (*Trachurus mediterraneus ponticus*) chronisch strahlengeschädigt werden, ist – unter sonst gleichbleibenden äußeren Bedingungen – innerhalb von 15–50 Jahren mit einem Rückgang dieser Fischbestände auf die Hälfte zu rechnen (Zaytsev & Polikarpov 1964).

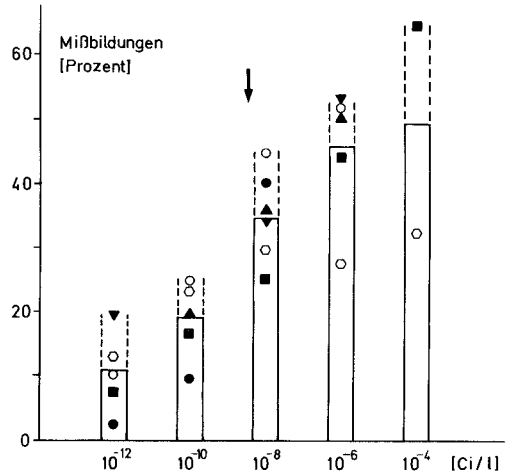



Abb. 51: Entwicklungsstörungen an Eiern von Schwarzmeerfischen in Lösungen verschiedener Strontium-90/Yttrium-90-Konzentration. ○ *Trachurus mediterraneus ponticus*, ■ *Engraulis encrasicholus*, ⬡ *Scorpaena porcus*, ▼ *Serranus scriba*, ▲ *Mullus barbatus ponticus*. Maximal zulässige Konzentration in Trinkwasser: Pfeil (nach Polikarpov 1966 a).



In einer terrestrischen Lebensgemeinschaft hoher natürlicher Radioaktivität fanden Maslov & Mitarbeiter (1966) bei Tieren, die mit dem Substrat innigen Kontakt haben, z. B. der Wühlmaus *Microtus oeconomus*, eine Mehrzahl morphologischer und physiologischer Defekte. Neben der gestörten Entwicklung der Keimdrüsen und Schäden an Milz, Knochenmark, Leber, Hornhaut und anderen Organen wurde eine starke Zunahme abnormer Mitosen beobachtet. Vitalitätsverlust der Population und geschwächte Abwehr negativer Umwelteinflüsse folgen daraus (verstärkter Befall mit Parasiten, weniger Reservestoffe usw.). Die Fortpflanzungsperiode ist wegen der Entwicklungsstörungen verkürzt und die Fruchtbarkeit vermindert, die Entwicklungsverzögerung ist von der Strahlendosis abhängig (Abb. 52). Die Frage nach der Lebensfähigkeit solcher Populationen und dem Grad ihrer Abhängigkeit vom Zustrom gesunden Genmaterials aus Gebieten normaler Strahlenbelastung bleibt offen; sicher hin-

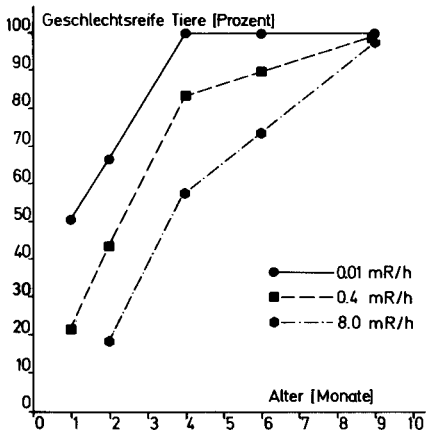



Abb. 52: In Gegenden hoher natürlicher Radioaktivität wird der Eintritt der Geschlechtsreife der Wühlmaus *Microtus oeconomus* durch den Einfluß ionisierender Strahlung verzögert (nach Maslov et al. 1966).

gegen ist, daß Arten mit langer Generationsdauer auf chronische Strahleneinwirkung empfindlicher reagieren als solche mit kurzer.

In einer epidemiologischen Studie haben Gentry und Mitarbeiter (1959) gezeigt, daß im Staat New York in Gebieten mit erhöhter terrestrischer Radioaktivität auch die Häufigkeit angeborener Mißbildungen erhöht ist (siehe auch Seite 89). In den untersuchten Gebieten war der natürliche Strahlenpegel vergleichsweise niedrig, und zwar 8 bis 12 $\mu$R/h (bzw. 2,1 bis 3,2 R in 30 Jahren). Ein Vergleich verschiedener Berufsgruppen ergab die höchste Mißbildungsrate bei Kindern von Farmern und Landarbeitern (auf 1000 Lebendgeburten entfallen 21,6 Mißbildungen gegenüber 12,4 in Gegenden mit normaler Untergrundstrahlung). Damit zeigt sich in interessanter Übereinstimmung mit Maslov die stärkste Wirkung dort, wo durch die Feldarbeit direkte Beziehungen zum Boden bestehen und zur erhöhten äußeren Strahlenbelastung noch eine innere durch Inkorporation radioaktiver Stoffe kommen kann.

In gewissem Sinne eine Sonderstellung nehmen radioaktive Aerosole (hot particles) ein, wie sie u. a. bei den Kernwaffentests und Plutoniumbränden in die Atmosphäre gelangten. In den Alveolen der Lunge werden vornehmlich Teilchen mit einem Durchmesser von etwa ein tausendstel Millimeter abgelagert. Teilchen größeren Durchmessers werden in den oberen Bereichen des Atmungstraktes vor allem durch Turbulenz in der Nase abgefangen, kleinere werden meist wieder ausgeatmet.

Plutoniumoxydteilchen von 1 $\mu$m Durchmesser haben eine Aktivität von etwa 0,5–1 pCi. Das entspricht dem scheinbar sehr geringeren Wert von 1–2 radioaktiven Zerfällen pro Minute und Teilchen; in den umliegenden Zellen ist die Dosisleistung jedoch sehr groß (geringer Abstand, hohe Energie der Alpha-Teilchen; Abb. 53). Plutonium hat außer einer langen physikalischen auch eine lange biologische Halbwertszeit von 200 Jahren (Gloyna & Ledbetter 1969). Außerdem ist die Selbstreinigungskraft der tiefen Lungenpartien gering. Der inkorporierte Strahler ist daher über lange Zeiträume wirksam. Wegen der begrenzten Reichweite der Alpha-Strahlen erstreckt sich die Wirkung nur auf eine begrenzte Zellregion, die dafür aber intensiv geschädigt wird.

Risikoabschätzungen lassen pro 10 000 in der Lunge abgelagerter Plutonium-Aerosolteilchen einen Fall von Lungenkrebs erwarten, gleichgültig auf wieviele Personen sich diese Anzahl verteilt (Geesaman 1970).



Die Strahlenschutzrichtlinien für Plutonium vernachlässigen die intensive lokale Bestrahlung mit ihrem extrem hohen Krebsrisiko und gehen von einer rechnerischen Gleichverteilung der Strahlung über die gesamte Lunge aus. Es besteht daher heute weitgehend Übereinstimmung darüber, daß die Plutonium-Standards unzulänglich sind. Unter Berücksichtigung der lokal extrem hohen Strahlenbelastung bei inhalierten heißen Teilchen fordern Tamplin & Cochran (1974) eine Reduktion der für Plutonium-239 höchstzulässigen Konzentration um den Faktor 115 000. Die diesbezügliche Problematik ist insbesondere im Hinblick auf die Entwicklung schneller Brüter von höchster Bedeutung und stellt die Entwicklungslinie dieses Reaktortyps entschieden in Frage.

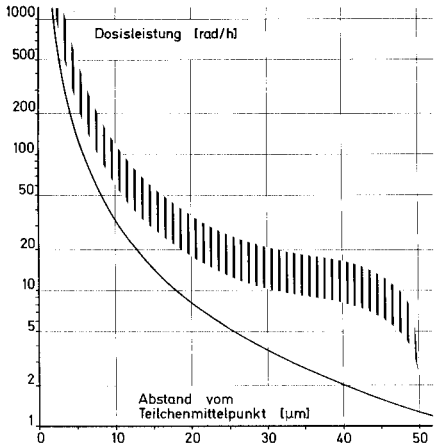



Abb. 53: Dosisleistung in der Umgebung eines radioaktiven Teilchens in biologischem Gewebe: —— Betaaktives Teilchen mit 50 pCi (nach Rajewsky et al. 1962), schraffiert: Alphaaktives Teilchen mit 0,5–1 pCi.

## 4.5. Ionisierende Strahlung und Evolution

### 4.5.1. Auslese und Anpassung

Die gegenwärtige Organismenwelt ist das Ergebnis einer mehr als 500 Millionen Jahre dauernden Entwicklungsgeschichte. Aus

relativ einfachen Urorganismen entstand im Laufe geologischer Zeiträume die uns heute bekannte Artenvielfalt im Tier- und Pflanzenreich. Diese Stammesentwicklung mit der zunehmenden Komplexität der Organismen, die häufig in dem Begriff Höherentwicklung zusammengefaßt wird, ist nicht regellos erfolgt. Zwei Prinzipien bewirken die Evolution der Organismen: Variation und Selektion. Für Rassen- und Artbildung sind außerdem verschiedene Isolationsmechanismen wesentlich mitbeteiligt.

Die Wirksamkeit und das Ausmaß der natürlichen Auslese erkennt man am deutlichsten daran, daß sie die Überproduktion der Vermehrung, die bei vielen Arten außerordentlich groß ist, soweit reduziert, daß von jedem Elternpaar im Durchschnitt in jeder Generation nur zwei sich fortpflanzende Nachkommen übrigbleiben (Schwerdtfeger 1963). Dieser Vorgang wurde schon vor über 100 Jahren von Darwin erkannt und als Überleben der Tauglichsten im Kampf ums Dasein bezeichnet. Die vielfältigen, sich dauernd mehr oder minder verändernden Faktoren der Umwelt bevorzugen jeweils nur einen schmalen Ausschnitt der aus richtungslosen, sprunghaften Spontanmutationen und Genkombinationen resultierenden Variationsbreite, und die weniger gut angepaßten Individuen fallen mit höherer Wahrscheinlichkeit der Selektion zum Opfer. Je größer die Variationsbreite der Eigenschaften ist, desto eher kann sich die Art an Umweltänderungen anpassen. Dabei hat sich die geschlechtliche Vermehrung, die im Organismenreich eine dominierende Stellung einnimmt, als besonders vorteilhaft erwiesen. Während die Variationsbreite in Populationen von Organismen mit ungeschlechtlicher Vermehrung allein auf die Spontanmutationen zurückgeführt werden muß, ermöglicht die Vielzahl der Genkombinationen bei geschlechtlicher Vermehrung eine zusätzliche Variation der Eigenschaften.

In der Regel finden wir eine multiple Genwirkung (Polygenie, Polyphänie, siehe Kapitel 4.3.1). Dazu kommt bei höheren Organismen das Vorhandensein zweier homologer Chromosomensätze, die von den Eltern stammen und bei der Befruchtung verschmelzen. Die Wirkung eines mutierten Gens kann vom normalen Allel überdeckt werden (rezessive Mutation), wird daher im Phänotyp nicht sichtbar und bietet dementsprechend der natürlichen Auslese keinen Ansatz. Der Vorteil dieses Prinzips der Diploidie besteht darin, daß in natürlich lebenden Populationen ein höheres Maß an genetischer Variabilität zustande kommt, was eine raschere Anpassung an geänderte Umweltbedingungen erleichtert.



Je komplizierter ein Organismus aufgebaut, und je besser er an eine spezielle Umwelt angepaßt ist, desto geringer wird allerdings die Wahrscheinlichkeit, daß eine Mutation als richtungslose Änderung der Erbanlagen einen Auslesevorteil mit sich bringt. Jede Änderung äußert sich vielmehr als Störung eines in Harmonie mit sich und der Umwelt befindlichen Systems. Als positive Mutation ist dem entgegen eine Erbänderung zu verstehen, die Merkmale bedingt, die die Chancen ihres Trägers verbessern, einen Beitrag zum Genpool der nächsten Generation zu leisten (fortpflanzungsfähige Nachkommen zu erzeugen; Mayr 1967). Das heißt mit anderen Worten, eine positive Mutation bedeutet einen Auslesevorteil gegenüber den Artgenossen. Dieser Begriff ist im Bereich der menschlichen Zivilisation nicht sinnvoll, denn es müßte sonst beispielsweise erblicher Schwachsinn, dessen Träger eine überdurchschnittliche Nachkommenzahl aufweisen (Fritz-Niggli 1961), definitionsgemäß als positive Mutation aufgefaßt werden. Dazu ist bemerkenswert, daß in den letzten Jahrzehnten in den USA die Auslese gegen Schizophrenie stark abgenommen hat (Cavalli-Sforza & Bodmer 1971).

Anders liegen die Dinge bei Populationen, die unter Bedingungen starker Auslese leben. So hat die Erfahrung der letzten Jahre gezeigt, daß bei einer ganzen Reihe von Insektenarten pestizidresistente Stämme aufgetreten sind. Diese tierischen Schädlinge mit ihrer Fähigkeit zur Massenvermehrung können bei Anwendung chemischer Agentien niemals völlig ausgerottet werden. In den sehr individuenreichen Populationen finden sich auf Grund der natürlichen Variationsbreite zumeist einige giftresistente Mutanten, deren Nachkommen nach wenigen Generationen die gesamte Population neu aufbauen können. Das bedeutet, daß Schadinsekten auch scharfen künstlichen Auslesebedingungen gewachsen sind. Der Mensch, seine Haustiere und Nutzpflanzen erleiden im Gegensatz dazu als Folge verminderter natürlicher Auslese einen zunehmenden Verlust an Resistenz im weitesten Sinne und dementsprechend an Vitalität.

In dieser divergierenden Entwicklung sieht Briejèr (1970) eine ernste Gefahr für die Zukunft, indem sich dem Menschen die Möglichkeiten wirksamer chemischer Schädlingsbekämpfung entziehen.

Die Erhöhung der Radioaktivität in der Umwelt mit ihren mutagenen Einflüssen beschleunigt diesen Vorgang, weil sie den Insekten über die Vergrößerung der Variationsbreite die Bildung resistenter Stämme gegen stärkste und kombinierte Biozide er-

leichtert, während sich beim Menschen die nachstehend beschriebenen negativen Folgen einstellen. Damit wird um so mehr eine Situation absehbar, in der die Anwendung einer Vielfalt immer stärker toxischer Chemikalien notwendig wird, die schließlich den Menschen mehr gefährden als die Schädlinge, die er bekämpft.

Die Tatsache, daß die organische Welt seit ihren Anfängen den Einflüssen der natürlichen Umweltstrahlung ausgesetzt war, verleitet zu der Ansicht, daß die Organismen sich an diesen Einfluß gewöhnt haben könnten, so wie auch gegenüber anderen schädlichen Agentien Resistenz auftreten kann. Von der energiereichen Strahlung werden über Ionisation und Anregung in der Zelle vielfältige strahlenchemische Reaktionen ausgelöst, deren z. T. toxische Endprodukte auf unterschiedliche Weise in die zyklischen Stoffwechselvorgänge eingreifen können. Deshalb kann im Gegensatz zu einem einheitlichen Giftstoff (wie etwa einem bestimmten Bakterientoxin) keine spezifische Resistenz gegen ionisierende Strahlung ausgebildet werden.

Die insbesondere an Mikroorganismen nachgewiesenen und möglicherweise im Organismenreich verbreiteten DNS-Reparaturmechanismen (siehe auch Kapitel 4.2) stellen eine phylogenetisch erworbene Anpassung an energiereiche Strahlung dar und es wäre immerhin denkbar, daß diese Enzymsysteme bei den Bewohnern von Gebieten besonders hoher Umweltstrahlung einen besseren Wirkungsgrad erreichen. Werden Dosis/Wirkungs-Beziehungen von diesen Gebieten auf solche mit normalem Strahlenpegel übertragen, dann würde demzufolge das Ausmaß der Strahlenschäden unterschätzt.

Da aber bei strahleninduzierten Mutationen selbst unter optimalen Laborbedingungen ein nicht reparierter Anteil verbleibt, ist ein Teil der unter natürlichen Bedingungen auftretenden spontanen Mutationen auf die natürliche Strahlenbelastung zurückzuführen. In frei lebenden Populationen befindet sich der Zustrom an Neumutationen mit der Auslese im Zustand eines Fließgleichgewichtes. Dieser Gleichgewichtszustand eines Genpools kann auf verschiedene Weise beeinflußt werden. Ein gutes Beispiel ist die Domestikation verschiedener Tierarten durch den Menschen, die primär auf einer Abschwächung der natürlichen Auslese beruht. Viele Mutationen, die unter normalen Bedingungen der Selektion zum Opfer gefallen wären, bleiben erhalten. Es resultiert eine Erhöhung der Variabilität körperlicher Merkmale und der angeborenen Verhaltensweisen, die dann der künstlichen



Auslese Ansatzmöglichkeiten bietet (Abb. 54). Während der Phänotyp der Wildformen unter natürlichen Bedingungen einen Kompromiß zwischen komplexen und unter Umständen entgegengesetzt gerichteten Selektionsdrücken verkörpert (Mayr 1967), werden mit künstlicher Zuchtwahl spezielle und oft einseitige Zuchtziele angestrebt. Die künstliche Zuchtwahl stellt einen außerordentlich wirksamen Isolationsmechanismus dar, was durch die starken phänotypischen Unterschiede der Haustiere, z. B. der Hunderassen, die alle in relativ kurzer Zeit aus der Stammform Wolf hervorgegangen sind, dokumentiert wird.

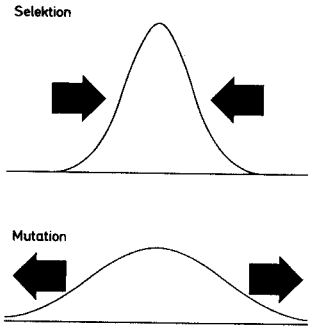



Abb. 54: Veränderung der Streubreite von körperlichen Merkmalen und Eigenschaften unter dem Einfluß von Mutation und Selektion (nach Weish & Gruber 1973 a).

Der zweite mögliche Weg, die Variationsbreite der Eigenschaften zu erhöhen, besteht in der Verstärkung des Zustroms an Neumutationen mit Hilfe ionisierender Strahlung.

Da bei höheren Organismen ungerichtete genetische Veränderungen fast immer schwere Störungen bewirken, ist diese Methode der Mutationszüchtung wegen der untragbar hohen Verlustrate in der Tierzucht nicht zielführend. Einseitige Betonung und konsequente Verfolgung bestimmter Zuchtziele hat in etlichen Fällen dazu geführt, daß man sich heute an der Grenze eines pathologischen Zustandes bewegt (Herre 1954), wobei die jeweiligen positiven Merkmale von zahlreichen unerwünschten Eigenschaften begleitet werden, wie z. B. Resistenzverminderung, Vitalitätseinbuße, Verhaltensanomalien usw.

Die als positiv angesehenen Merkmale erhöhen zwar die Nützlichkeit des betreffenden Haustieres für den Menschen, sind aber

von den positiven Mutationen, die im Laufe der Phylogenie aufgetreten sind, streng zu unterscheiden. Gerade die wertvollsten Haustierrassen sind in freier Wildbahn ihren Stammeltern im Kampf ums Dasein weit unterlegen.

### 4.5.2. Zivilisation und Selbstdomestikation

Mit der menschlichen Zivilisation wurden in vielen Gebieten der Welt die früher sehr zahlreichen wirksamen Auslesebedingungen (Hunger, Krankheit usw.) zunehmend abgeschwächt oder ausgeschaltet. Dazu haben vor allem medizinische und hygienische Fortschritte sowie soziologische Veränderungen beigetragen. Aus dieser Ausleseverminderung zusammen mit der natürlichen Mutationsrate folgt analog zur Haustierzucht eine Anhäufung von Mutationen. Es kommt so zu einer dauernden Anreicherung genetischer Schäden, da im allgemeinen die Fortpflanzungswahrscheinlichkeit erbkranker Menschen – unter Berücksichtigung medizinischer Betreuung in der Hochzivilisation – in den meisten Fällen nicht geringer ist als die gesunder Menschen.

Die Symptome erblicher Stoffwechselkrankheiten sind vielfältig, wie z. B. Epilepsie, Schwachsinn, Kretinismus, Vitamin-D-resistente Rachitis und verschiedene Formen cerebraler Degeneration (Diem & Lentner 1968). Daneben finden sich Augenanomalien sowohl morphologischer als physiologischer Natur, die Ursache mannigfaltiger Formen von Fehlsichtigkeit und Erblindung sein können. Wie folgenschwer sich eine einzige Sequenzänderung der Basen in der DNS auswirken kann, zeigt sich am Beispiel des Hämoglobin S, das Ursache der Sichelzellenanämie ist (derzeit sind etwa 80 abnorme Hämoglobine bekannt). Es unterscheidet sich vom normalen Hämoglobin nur in einer einzigen der 146 Aminosäuren, die das Molekül aufbauen.

Viele Erbkrankheiten werden von Enzymdefekten verursacht. In den letzten Jahren hat die Kenntnis derartiger Zusammenhänge stark zugenommen (Abb. 55). Die Fortschritte der pharmazeutischen Forschung und der therapeutischen Maßnahmen ermöglichen es uns heute in vielen Fällen, die Krankheitssymptome zu lindern oder völlig zu unterdrücken; wegen des genetischen Ursprungs ist eine echte Heilung dieser Krankheiten jedoch unmöglich. Von besonderer Bedeutung ist die Erkenntnis, daß bei einem Großteil aller Krankheiten genetische Komponenten beteiligt sind und daß daher eine steigende Zahl von Erbänderungen das Auftreten der meisten Krankheiten vermehren würde. Das



Ausmaß der letalen Folgen einer erhöhten Mutationsrate ist deshalb etwa um den Faktor 50 höher anzusetzen, als noch vor wenigen Jahren, denn bei der Abschätzung der genetischen Gefährdung des Menschen durch Strahlung fanden meist nur einige auffällige, aber relativ seltene Erbkrankheiten (wie z. B. Hämophilie oder achondroplastischer Zwergwuchs) Berücksichtigung.

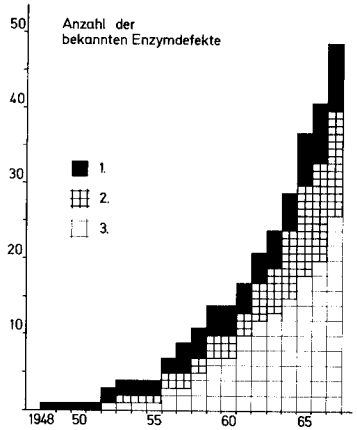



Abb. 55: Diagnostische Fortschritte in der Kenntnis erblicher Enzymdefekte als Krankheitsursachen: 1. in der Regel letal, 2. Schwachsinn, bzw. schwere körperliche Symptome, 3. leichte körperliche Symptome bzw. symptomlos (Zahlenangaben aus Cavalli-Sforza & Bodmer 1971).

Der Umstand, daß die meisten menschlichen Erbschäden keine drastische Vitalitätsverminderung mit sich bringen, ist für die Menschheit als Ganzes keineswegs tröstlich. Während Mutationen, die starke Beeinträchtigungen verursachen, von der Auslese relativ rasch eliminiert werden, wirken Erbänderungen mit schwacher Schadwirkung über viele Generationen weiter. Die Schädigung pro Generation und die Zahl aller Generationen mit dieser Schädigung stehen in einer reziproken Beziehung, und der von einem Gen verursachte Gesamtschaden ist deshalb für alle belastenden Gene der gleiche. Das gilt allerdings nur für eine menschliche Population mit gleichbleibender Größe (Hardin 1959).

In einer wachsenden Population stellen Gene, die eine geringere Vitalitätsverminderung mit sich bringen, eine höhere Belastung dar, da ein größerer Teil des Schadens an künftige individuenreichere Generationen weitergegeben wird.

Trotzdem werden zuweilen noch Hoffnungen geäußert, daß eine Erhöhung der Mutationsrate eine Vermehrung der Zahl positiver Mutationen mit sich bringt, die eine «Verbesserung des Menschen» ermöglichen könnte. Wir kennen jedoch heute zwar viele negative Mutationen als Erbkrankheiten des Menschen, nicht aber eine einzige positive Mutation. Davon abgesehen ist ein Einzelindividuum mit einer fiktiven positiven Mutation gleichzeitig von einer Unzahl negativer belastet und somit die «Auslese» unmöglich.

Außergewöhnlich begabte Menschen sind keine Mutanten, sondern aus einer besonders glücklichen Genkombination hervorgegangen. Eine steigende Mutationshäufigkeit und die Verbreitung der Erbschäden im Laufe der Generationen wird daher die Möglichkeit zu menschlichen Spitzenleistungen zwangsläufig verringern. Eine genetische Verbesserung der Menschheit ist deshalb auf diesem Weg ausgeschlossen (Weish & Gruber 1973 b).

Der Wegfall oder doch zumindest die starke Einschränkung der natürlichen Auslese führt in der Zivilisation zu einer zunehmenden Selbstdomestikation des Menschen. Neben erblichen Stoffwechselkrankheiten und Mißbildungen treten auch Anomalien der erblichen instinktiven Grundlagen des menschlichen Verhaltens auf, wie dies Lorenz (1950) überzeugend dargelegt hat. Im Tierexperiment bei Labyrinthversuchen hat die Lernfähigkeit der Nachkommen bestrahlter Ratten abgenommen (Newcombe & McGregor 1964), und in einer bestrahlten Mäusepopulation ergab sich im Laufe der Generationen nicht nur eine allgemeine Fitness-Abnahme, sondern auch ein zunehmender Hang zum Kannibalismus (Spalding et al. 1966).

Weil beim Menschen gegenwärtig die Wahrscheinlichkeit gering ist, daß die gleichen Gene beider elterlichen Keimzellen geschädigt sind, und weil die Erbschäden überwiegend rezessiv sind, ist vorerst nur ein Bruchteil dieser Defekte erkennbar. Der Zustrom von Neumutationen führt aber bei eingeschränkter Auslese zwangsläufig zu einer Anhäufung geschädigter Erbanlagen in der menschlichen Population, die Erbschäden werden aber zunächst zum Großteil durch die starke Durchmischung der Bevölkerung kompensiert. «Ist jedoch annähernd Panmixie der Bevölkerung erreicht, so wird die Ansammlung defekter Allele zwangsläufig in steigendem Maße erkennbar werden (Bresch 1970).»



# 5. Strahlenschutz

Bereits in der Frühzeit der Anwendung ionisierender Strahlung wurde es notwendig, die Strahlenbelastung zu begrenzen, da z. B. bei der Verwendung von Röntgenstrahlung häufig akute Strahlenschäden zu verzeichnen waren. Im Jahre 1925 wurde anläßlich des ersten internationalen Radiologenkongresses die «International Commission for Radiological Units and Measurements» gegründet und die zur Auslösung eines bestimmten Grades von Erythem (Hautrötung) erforderliche Strahlenmenge (ca. 50–100 Röntgen) als maximal zulässige Jahresdosis aufgestellt. Seither wurden die zulässigen Grenzdosen für beruflich strahlenexponierte Personen stufenweise von den verschiedenen nationalen und internationalen Gremien reduziert, bedingt durch eine verbesserte, aber bei weitem nicht vollkommene Kenntnis der Strahlenschäden. Die für beruflich Strahlenexponierte geltenden Dosiswerte wurden mit einer «Halbwertszeit» von etwa 7 Jahren reduziert (Abb. 56).

Die industrielle Anwendung der Kerntechnik führt sowohl zu einer Ausdehnung des Kreises der beruflich strahlenexponierten Personen, als auch zur Erhöhung der Strahlenbelastung der Gesamtbevölkerung, die ebenfalls in die Strahlenschutzüberlegungen einbezogen wurde.

Die Empfehlungen der Internationalen Strahlenschutzkommission bezwecken eine Begrenzung der somatischen Schädigung von Einzelpersonen und der genetischen Schädigung der Gesamtbevölkerung. Gemäß dem obersten Leitsatz des Strahlenschutzes ist die Strahlenbelastung so gering wie möglich zu halten.

## 5.1. Die Problematik der höchstzulässigen Dosen

Für beruflich strahlenexponierte Personen empfiehlt die ICRP (International Commission on Radiological Protection) folgende höchstzulässige Dosen:

| | |
|---|---|
| Gonaden und rotes Knochenmark (und der ganze Körper im Fall gleichmäßiger Bestrahlung) | 5 rem/a |
| Haut, Schilddrüse, Knochen | 30 rem/a |
| Hand und Unterarme, Füße und Knöchel | 75 rem/a |
| alle anderen Organe | 15 rem/a |

In dieser Zusammenstellung spiegeln sich die praktischen Erfordernisse der Nuklearindustrie wider. Darüber hinaus stellen die angegebenen Zahlen als fiktive Rechengrößen die Arbeitsgrundlage zur Ermittlung der maximal zulässigen Konzentration (MZK) radioaktiver Stoffe in Trinkwasser und Atemluft dar.

Die für begrenzte Personengruppen (z. B. im Umkreis von Kernkraftwerken und nukleartechnischen Anlagen) zulässigen Dosiswerte und Radionuklidkonzentrationen wurden von der

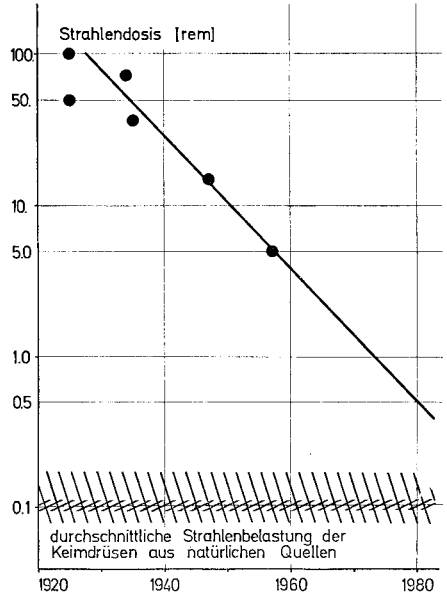



Abb. 56: Die maximal zulässigen Jahresdosen für beruflich Strahlenexponierte in Abhängigkeit vom Zeitpunkt der Festsetzung. Mit Ausnahme der Werte von 1925 ist bei den Grenzdosen der folgenden Festsetzungen eine akute Bestrahlung im Umfang der Jahresdosis ausgeschlossen (nach Pauling 1958; seither keine Änderung).



ICRP um den Faktor 10 niedriger angesetzt. Die Anwendbarkeit der MZK-Werte außerhalb des kontrollierten Bereiches ist infolge der komplizierten Beziehungssysteme (siehe Kapitel 4.4 ff.) fragwürdig und nicht selten anfechtbar. «Das Ausmaß, um das die Grenzdosen für Einzelpersonen in der Bevölkerung geringer sein sollten als die für Strahlenarbeiter festgesetzten, hängt von Faktoren ab, für die keine allgemein akzeptierten quantitativen Werte bestehen. Jedenfalls wird es zum Zweck der Planung für dienlich erachtet, die Grenzdosen für Einzelpersonen in der Bevölkerung um einen Faktor 10 niedriger anzusetzen als denjenigen für Strahlenarbeiter. Der Größe dieses Faktors sollte keine übertriebene biologische Bedeutung beigemessen werden, da gegenwärtig die strahlenbiologische Kenntnis in dieser Hinsicht unzureichend ist (ICRP 9:43).»

Für die Gesamtbevölkerung empfiehlt die ICRP den Reduktionsfaktor 30. Dabei handelt es sich um eine auf längere Sicht schwerwiegende Entscheidung: «Es ist von der allergrößten Bedeutung, daß jetzt nichts geschieht, das sich später als ernste Gefahr herausstellt, wenn eine Korrektur nicht mehr möglich oder extrem kostspielig sein würde (ICRP 9 : 15).» Auf Grund dieser Feststellung erwartet man eine überzeugende Begründung, warum gerade 5 rem als höchstzulässige Strahlenbelastung pro Generation (zusätzlich zu natürlicher Umweltstrahlung und medizinischer Exposition) empfohlen werden; die ICRP führt dazu aus: «Die Kommission ist der Ansicht, daß dieser Wert [5 rem pro Generation] einen vernünftigen Spielraum für die Atomenergieprogramme der absehbaren Zukunft schafft. Es sollte hervorgehoben werden, daß dieser Wert möglicherweise wegen der Unsicherheiten in der Abschätzung der möglichen Schäden und der wahrscheinlichen Vorteile kein richtiges Gleichgewicht zwischen Schäden und Nutzen repräsentiert (ICRP 9 : 15).»

Diese Dosisfestsetzung wurde also nicht primär mit dem Ziel vorgenommen, eine strahlenbedingte Schädigung der Volksgesundheit auszuschließen, sondern der Kerntechnik einen «vernünftigen» *Spielraum* zur Expansion zu schaffen.

Die Unsicherheiten in der Abschätzung sind grundlegender Art, gilt es doch Gesundheitsverlust dem Unternehmensgewinn gegenüberzustellen, wobei sich Nutzen und Schaden auf komplementäre Gruppen verteilen. Darüber hinaus läßt sich die Zulässigkeit von Grenzwerten nicht von der Verantwortlichkeit für ihre Konsequenzen trennen: «Genetiker werden oft gefragt, welche Strahlendosis toleriert werden könnte. Die Antworten sind

unterschiedlich und werden meist nur widerstrebend gegeben, denn es gibt auf diese Frage keine Antwort. Abgesehen von der Tatsache, daß das heute vorliegende Versuchsmaterial zwar eindeutig Erzeugung schädlicher Mutationen durch Strahlung beweist, aber für quantitative Angaben den Menschen betreffend noch recht unvollkommen ist, müßte für eine solche Antwort festgelegt sein, ob wir eine Verdopplung, Verzehnfachung oder Verhundertfachung der heute durch Spontanmutationen bedingten Fehlgeburten, Mißbildungen und Erbkrankheiten für ‹tragbar› halten.

Entscheidend in unserer Verantwortung für spätere Generationen ist die Tatsache, daß erst nach genügender Verbreitung der rezessiven Defekte durch weitere Fortpflanzung der heutigen Menschheit die Katastrophe über unsere Enkel und Urenkel hereinbrechen kann, auch wenn wir heute den Eindruck einer normalen Situation haben (Bresch 1970).»

## 5.2. Möglichkeiten und Grenzen des Strahlenschutzes

Um den praktischen Strahlenschutz besser zu verstehen, ist es nützlich, zwischen seinen Funktionen und dem dazu notwendigen organisatorischen Apparat zu differenzieren.

Seine Aufgabe besteht darin, die Strahlenbelastung beim Umgang mit Strahlenquellen (z. B. in kerntechnischen Anlagen, in der medizinischen Radiologie usw.) zu begrenzen. Dazu werden, je nach der Gefahrenklasse des Arbeitsplatzes, Richtlinien für das Arbeitsverhalten vorgeschrieben; außerdem sind entsprechende Maßnahmen bei Störfällen vorgesehen. Die Verbesserung von Methoden und Arbeitsabläufen sowie die Kontrolle ihrer Durchführung fallen ebenfalls unter die Obliegenheit des Strahlenschutzes, der er mit Aufwendungen für meßtechnische Einrichtungen und dosimetrische Überwachung der Beschäftigten nachkommt.

Die mit Abluft und Abwässern in die Umgebung freigesetzten radioaktiven Stoffe werden mehr oder minder konsequent von den Überwachungsanlagen registriert. Mit der Verteilung der Radionuklide in der Umwelt (siehe Kapitel 4.4.1. und folgende) erlischt der Einfluß des Strahlenschutzes.

Das geringe Ausmaß der Kernenergieproduktion macht es verständlich, daß ihre Nebeneffekte noch nicht ernst genommen und – gemessen an anderen Umweltgefahren – als gering bezeichnet werden. Das beabsichtigte Wachstum der Atomwirtschaft – sie wird, wenn alles planmäßig weiterläuft, vor allem durch den Verkauf von Kernkraftwerken ihren Umsatz etwa alle 6 Jahre verdoppeln – erklärt sich aus den exorbitanten Gewinnerwartungen, die sich auf Investitionsvorleistungen in der Nuklearrüstung gründen und von massiven staatlichen Subventionen nicht nur finanzieller Art weiter genährt werden.

Mit der Kerntechnik wachsen der Apparat des Strahlenschutzes und sein Einfluß in vielen Bereichen des öffentlichen Lebens. Dieser Einfluß wird eingesetzt um über eine prinzipielle Bejahung und Förderung des Ausbaus der Kerntechnik dem Bestreben des Strahlenschutzapparates nach Selbstvergrößerung und Machtausweitung zu dienen (Moeller 1971). Mit dieser Entwicklung ist zwingend eine Erhöhung der Strahlenbelastung der Gesamtbevölkerung verbunden, was zeigt, daß der institutionalisierte Strahlenschutz seinen obersten Leitsatz, die Strahlenbelastung so gering wie möglich zu halten, zur Leerform entwertet.

Es ist daher nicht weiter verwunderlich, daß Kritiker, die die Nichtausweitung bzw. Nichtanwendung der Kernenergie aus dem Bereich des Möglichen nicht ausschließen, mit empfindlichen Reaktionen bis heftigen Anfeindungen insbesondere von Strahlenschutzfunktionären Bekanntschaft machen.

## 6. Schlußbetrachtungen

Die Elektrizitätsproduktion in Kernkraftwerken verleitet zu der Ansicht, daß die Kerntechnik als Ganzes einen positiven Beitrag zum Energieaufkommen leistet. Wären die Kernindustrie und ihre Zulieferfirmen heute ausschließlich auf diejenige Energie angewiesen, die in den Kernkraftwerken erzeugt wird, kämen sie wegen ihrer eigenen Energiekrise zum Stillstand. Es ist zu erwarten, daß dieses Verhältnis fortbesteht, solange ihr exponentielles Wachstum anhält – ein Wachstum, das Prognosen zufolge dasjenige anderer industrieller Bereiche bei weitem übertrifft.

Darüber hinaus ist zum Ausbau der Nuklearindustrie bis hin zur Abfallagerung ein hoher Einsatz seltener Rohstoffe erforderlich, die nach ihrer radioaktiven Verseuchung der Wiederverwendung entzogen sind. Die Kerntechnik erweist sich als ein Bereich, durch den bei weitem größere Probleme geschaffen als gelöst werden.

Die mit großem Aufwand genährte Hoffnung, der wissenschaftlich-technische Fortschritt könne die schädlichen Nebenwirkungen unserer Zivilisation im folgenden Entwicklungsstadium überwinden, erweist sich im Lichte einer kritischen Betrachtung und nüchternen Retrospektive als gefährliche Illusion. Mehr noch als für die toxische Gesamtsituation (Eichholtz 1956), mit der bislang, wenn überhaupt, recht erfolglos gekämpft wird, gilt dies für die irreversible Radiointoxikation unserer Lebensbereiche, die sich unmerklich, aber mit der Ausweitung der Kerntechnik unlösbar verbunden, bereits abzuzeichnen beginnt.

Neben den Gesundheitsschäden, verursacht durch die behördlich genehmigten Emissionen radioaktiver Stoffe während des Normalbetriebes kerntechnischer Anlagen, kann das Gefahrenpotential schwerer Unfälle nicht außer Betracht gelassen werden. Die in der Regel diminuierte Eintrittswahrscheinlichkeit nuklearer Katastrophen – mit der überhaupt nichts über ihren Eintrittszeitpunkt ausgesagt werden kann – darf nicht über die neuen Dimensionen der Zerstörung von Leben, Gesundheit und



Umwelt des Menschen, und zwar über viele Generationen, hinwegtäuschen.

Die im Hinblick auf die Bevölkerung notwendige Garantie der erforderlichen Sicherheit in allen Zweigen der Kernindustrie ist wegen der nie auszuschließenden Möglichkeiten menschlichen Fehlverhaltens, terroristischer und erpresserischer Anschläge sowie Sabotage (von kriegerischen Auseinandersetzungen überhaupt abgesehen) nicht zu erbringen. Der Diebstahl von Plutonium aus dem Brennstoffzyklus und eines schwarzen Marktes dafür wird von den verschiedenen Atomenergie-Organisationen als reale Gefahr der Zukunft gesehen, da dann nationalen und internationalen Verbrecherorganisationen ein Druckmittel bisher unbekannter Wirksamkeit zur Verfügung steht – wenige Gramm Plutonium reichen aus, ganze Stadtviertel radioaktiv zu verseuchen, fünf Kilogramm genügen, um eine Atombombe zu bauen (Willrich & Taylor 1974).

Es geht daher nicht um die Frage, wie die Kerntechnik perfekt für den Menschen gemacht werden kann, das unüberwindliche Hindernis besteht darin, den Menschen perfekt für die Kerntechnik zu machen. Die Sicherheit der Kernindustrie ist eine mit technischen Mitteln allein nicht zu lösende Aufgabe. Sie verlangt – weit über historische Zeiträume hinweg – gesellschaftliche Systeme mit absoluter Verläßlichkeit und Unbeweglichkeit der sozialen und politischen Strukturen als Voraussetzung einer lükkenlosen Überwachung und Wartung der radioaktiven Abfälle.

Der Glaube an die Omnipotenz von Wissenschaft und Technik nimmt in der Hinwendung zur Kerntechnik gelegentlich pseudoreligiöse Formen an, die sich von der Etikettierung der monströsen Kühltürme als Kathedralen des späten 20. Jahrhunderts bis in die Forderung nach einer nuklearen Hohepriesterschaft steigern (Weinberg 1972).

Die als Energiekrise bezeichneten Versorgungsschwierigkeiten einzelner Industriezweige, hervorgerufen durch marktpolitische Aktionen multinationaler Konzerne und der organisierten ölexportierenden Länder zur Ressourcen-Streckung unter gleichzeitiger Gewinnerhöhung, haben in einigen übertechnisierten Ländern eine hektische Behandlung der Symptome ausgelöst. Ohne ausreichende Berücksichtigung ökologischer Neben- und Langzeitwirkungen konzentriert sich diese Behandlung auf die Frage, wie das exponentielle Wachstum der Energieerzeugung reibungslos vorangetrieben werden kann. Diese vordergründigen, nicht selten leichtfertig hochgespielten Symptomkuren lenken von der notwen-

digen kausalen Behandlung der Energiekrise, der Drosselung der übermäßigen Energie- und Rohstoffverschwendung einer Konsum- und Wegwerfgesellschaft ab. In der Industriegesellschaft sind die Dinge zu groß, zu kompliziert, zu kapitalintensiv und zu gewaltsam geworden – es gilt, sie wieder auf ein menschliches Maß zurückzuführen (Schumacher 1974).

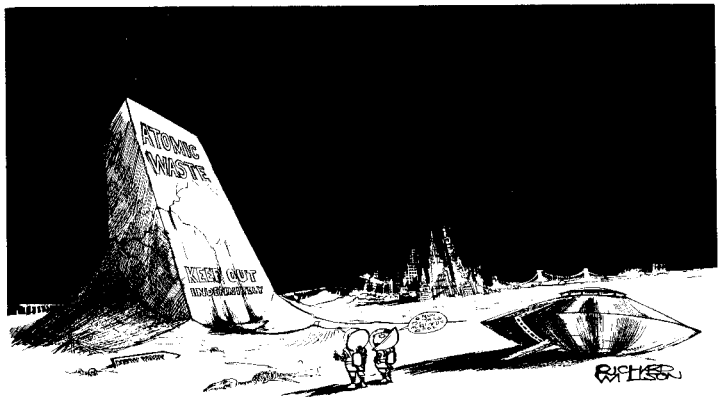
«Die in diesem Jahrzehnt ergriffenen energiepolitischen Maßnahmen werden über den Spielraum der sozialen Beziehungen entscheiden, dessen eine Gesellschaft im Jahr 2000 sich wird erfreuen können. Eine Politik des geringen Energieverbrauchs ermöglicht eine breite Skala von Lebensformen und Kulturen. Moderne und doch energiekarge Technologie läßt politische Optionen bestehen. Wenn eine Gesellschaft sich hingegen für einen hohen Energieverbrauch entscheidet, werden ihre sozialen Beziehungen notwendig von der Technokratie beherrscht und – gleichgültig ob als kapitalistisch oder sozialistisch etikettiert – gleichermaßen menschlich unerträglich werden (Illich 1974).»

Die Abkehr von Leistungsdressur und Konsumterror als Voraussetzung zur Selbstverwirklichung der Menschen wird helfen, ernstzunehmende Fehlentwicklungen in Familie und Gesellschaft zu korrigieren (Affemann 1973, Schmidbauer 1972). Aber auch international sind Fehlentwicklungen von größter Tragweite zu beobachten. Das Wirtschaftswachstum in den Industrienationen, die Ursache des steigenden Energieverbrauchs, vergrößert die soziale Kluft zwischen den armen und reichen Nationen auf der Erde und hat immer stärker spürbare Rückwirkungen auf den Lebensraum der Menschen.

Diese Entwicklung erweist die Trägheit und die Unzulänglichkeit der gesellschaftlichen Regelmechanismen, wobei politische Entscheidungen häufig Merkmale systembedingten Zwangsverhaltens tragen. Mancher mag daher in einem autoritären System einen Ausweg sehen.

Wir sind jedoch der Ansicht, daß folgenschwere Fehlentwicklungen in totalitären Staaten, in denen Mitsprache, Mitbestimmung und Kritik unterbunden werden, ebenso wahrscheinlich sind wie in demokratischen Systemen mit einflußreichen Lobbies, weil in beiden Fällen das wirksame Korrektiv ausgeschaltet bzw. übergangen ist. Um die übergeordneten Ziele des allgemeinen Wohls gegen die Interessen von heute sehr machtvollen Gruppen durchzusetzen, ist den betroffenen Personen – im weitesten Sinn – das Recht der Mitentscheidung einzuräumen. Vereinzelte Pannen in diesem Verfahren sind begreiflicherweise ein willkommener Anlaß zur prinzipiellen Ablehnung demokratischer Prozeduren. Es ist – im eigenen Interesse – Aufgabe des Staates, einen Prozeß einzuleiten, aus dem in gegenseitiger Förderung von Informationen, Problemerkenntnis und Mitbestimmungsrechten menschengerechte Zielvorstellungen und Zukunftsplanungen erwachsen. Nur diese tiefgreifende demokratische Evolution, deren vielversprechende Ansätze bereits zu sehen sind, kann den Fortbestand eines menschenwürdigen Lebensraumes sichern.






*(Translation) «Presumably a shrine for one of their primitive religious cults.»*

Anhang 1: Spezifische Gammastrahlenkonstanten (nach Nachtigall 1971, Diem & Lentner 1968, erweitert)

| Nuklid | Halbwertszeit | Gammastrahlenkonstanten**) $\left[\frac{R \times m^2}{h \times Ci}\right]$ |
|---|---|---|
| Ag-110 m | 253 d | 1,480 |
| Ag-111 | 7,5 d | 0,013 |
| Al-28 | 2,31 m | 0,842 |
| Ar-41 | 1,83 h | 0,700 |
| As-74 | 17,9 d | 0,440 |
| As-76 | 26,5 h | 0,220 |
| Au-198 | 2,69 d | 0,232 |
| Au-199 | 3,15 d | 0,086 |
| Ba-131 | 12,0 d | 0,235 |
| Ba/La-140 | 12,8 d/40,22 h | 1,300 |
| Br-82 | 35,5 h | 1,600 |
| Ca-47 | 4,53 d | 0,510 |
| Ce-141 | 32 d | 0,040 |
| Cl-38 | 37,3 m | 0,749 |
| Co-57 | 270 d | 0,550 |
| Co-58 | 71,3 d | 0,554 |
| Co-60 | 5,26 a | 1,350 |
| Cr-51 | 27,8 d | 0,017 |
| Cs-134 | 2,05 a | 0,905 |
| Cs-137/Ba-137m | 30,23 a/2,6 m | 0,318 |
| Cu-64 | 12,9 h | 0,121 |
| Eu-154 | 16 a | ~ 0,260 |
| Fe-59 | 45,1 d | 0,624 |
| Ga-72 | 14,10 h | 1,235 |
| Gd-153 | 236 d | ~ 0,005 |
| Hg-197 | 65 h | 0,066 |
| Hg-203 | 46,57 d | 0,125 |
| In-114 m/In-114 | 50 d/72 s | 0,053 |
| Ir-192 | 74,0 d | 0,542 |
| J-125 | 60,0 d | 0,067 |
| J-129 | $17 \times 10^6$ a | 0,059 |
| J-130 | 12,3 h | 1,214 |
| J-131 | 8,07 d | 0,227 |
| J-132 | 2,3 h | 1,222 |
| K-40 | $1{,}28 \times 10^9$ a | 0,084 |
| K-42 | 12,36 h | 0,142 |
| Kr-85 | 10,76 a | 0,002 |
| Mn-52 | 5,7 d | 1,776 |
| Mn-54 | 303 d | 0,475 |
| Mn-56 | 2,58 h | 0,900 |



| Nuklid | Halbwertszeit | Gammastrahlenkonstanten**) |
|---|---|---|
| N-16 | 7,2 s | 1,477 |
| Na-22 | 2,60 a | 1,181 |
| Na-24 | 15,05 h | 1,890 |
| Nd-147 | 11,1 d | 0,110 |
| Ni-65 | 2,52 h | 0,300 |
| Os-185 | 94 d | 0,400 |
| Pr-142 | 19,1 h | 0,030 |
| Ra-226 | 1600 a | 0,825* |
| Rb-86 | 18,66 d | 0,051 |
| Re-186 | 89 h | 0,180 |
| Ru-103/Rh-103m | 40 d/57 m | 0,270 |
| Sb-124 | 60,3 d | 0,959 |
| Sc-46 | 84 d | 1,134 |
| Se-75 | 120 d | 0,150 |
| Sn-113 | 115 d | 0,334 |
| Ta-182 | 115 d | 0,596 |
| Tb-160 | 72 d | 0,420 |
| Te-121 | 17,0 d | 0,440 |
| Te-132 | 78 h | 1,274 |
| Tl-204 | 3,8 a | 0,001 |
| Tm-170 | 128,6 d | 0,008 |
| V-48 | 16,3 d | 1,630 |
| W-187 | 24 h | 0,290 |
| Xe-133m/Xe-133 | 2,3 d/5,65 d | 0,126/0,038 |
| Xe-135 | 9,2 h | 0,145 |
| Yb-175 | 44,6 d | 0,280 |
| Zn-65 | 243,6 d | 0,289 |

* Bezogen auf 1 Gramm Radium-226, das mit seinen Folgeprodukten im radiochemischen Gleichgewicht steht und dessen Strahlung durch 0,5 mm starkes Platin gefiltert ist.

** Die Literaturangaben streuen zum Teil um mehr als 5 % vom angegebenen Mittelwert.

Anhang 2: Zusammenstellung der biologischen ($T_b$), physikalischen ($T_p$) und effektiven ($T_e$) Halbwertszeit sowie der Radiotoxizitätsklasse[1] (K) einiger wichtiger Radionuklide

| Nuklid | $T_b$ | $T_p$ | $T_e$ | K | Zerfallsart |
|---|---|---|---|---|---|
| H-3 | 19 d | 12,26 a | 19 d | 1 | $\beta^-$ |
| Be-7 | 400 d[3] | 53,37 d | 47,1 d | 2 | EC, $\gamma$ |
| C-14 | 35 d | 5730,0 a | 35 d | 2 | $\beta^-$ |
| F-18 | 140 d[3] | 1,83 h | 1,8 h | 2 | $\beta^+$ |

| Nuklid | $T_b$ | $T_p$ | $T_e$ | K | Zerfallsart |
|---|---|---|---|---|---|
| Na-24 | 19 d | 15,05 h | 14,6 h | 2 | $\beta^-, \gamma$ |
| P-32 | 1200 d | 14,3 d | 14,1 d | 2 | $\beta^-$ |
| K-40 | 37 d | $1{,}28 \times 10^9$ a | 37 d | — | EC, $\beta^+, \beta^-$ |
| Ca-45 | 50 a | 165,0 d | 163,5 d | 3 | $\beta^-, \gamma$ |
| V-48 | 50 d[3] | 16,0 d | 12,1 d | 2 | EC, $\beta^+, \gamma$ |
| Cr-51 | 110 d | 27,8 d | 22,2 d | 2 | EC, $\gamma$ |
| Zn-65 | 933 d[4] | 243,6 d | 111 d | 2 | EC, $\beta^+, \gamma$ |
| Sr-90 | 11 a[3] | 28,1 a | 7,9 a | 4 | $\beta^-$ |
| Y-90 | 500 d[3] | 64,0 h | 63,7 h | 2 | $\beta^-$ |
| Zr-95 | 180 d[3] | 65,0 d | 47,8 d | 3 | $\beta^-, \gamma$ |
| Nb-95 | 50 d[3] | 35,15 d | 20,6 d | 2 | $\beta^-, \gamma$ |
| Mo-99 | 150 d[3] | 2,78 d | 2,7 d | 2 | $\beta^-, \gamma$ |
| Ru-106 | 20 d | 1,0 a | 19,0 d | 3 | $\beta^-$ |
| Sn-113 | 149 d[3] | 115,0 d | 64,9 d | 2 | EC, $\gamma$ |
| J-131 | 138 d[3] | 8,07 d | 7,6 d | 3 | $\beta^-, \gamma$ |
| Cs-137 | 70 d | 30,23 a | 69,6 d | 3 | $\beta^-, \gamma$ (IT) |
| Ba-140 | 200 d | 12,8 d | 12,0 d | 3 | $\beta^-, \gamma$ |
| La-140 | 35 d[3] | 40,22 h | 38,4 h | 2 | $\beta^-, \gamma$ |
| Ce-144 | 500 d[3] | 284,9 h | 181,5 d | 3 | $\beta^-, \gamma$ |
| Pr-143 | 50 d[3] | 13,7 d | 10,8 d | 2 | $\beta^-$ |
| Nd-147 | 35 d[3] | 11,1 d | 8,4 d | 2 | $\beta^-, \gamma$ |
| Pm-147 | 100 d[3] | 2,52 a | 90,2 d | 2 | $\beta^-$ |
| Sm-151 | 110 a[3] | 93,0 a | 50,4 a | 2 | $\beta^-, \gamma$ |
| Eu-154 | 4 a[3] | 16,0 a | 3,2 a | 3 | $\beta^-, \gamma$ |
| Tm-170 | 110 d[3] | 128,6 d | 59,3 d | 3 | $\beta^-$, EC, $\gamma$ |
| W-181 | 5 d[3] | 140,0 d | 4,8 d | 2 | EC, $\gamma$ |
| Pb-210 | 531 d[3] | 21,0 a | 1,4 a | 4 | $\beta^-, \gamma, \alpha$ |
| Po-210 | 57 d | 138,4 d | 40,4 d | 4 | $\alpha, \gamma$ |
| Ra-226[7] | 55 a[3] | 1600 a | 53,2 a | 4 | $\alpha, \gamma$ |
| Ac-227 | 33 a[3] | 21,6 a | 13,1 a | 4 | $\beta^-, \alpha, \gamma$ |
| Th-234[5] | 110 a[3] | 24,1 d/1,17 m | 24,1 d | 3 | $\beta^-, \gamma$ |
| U-233 | 300 d | $1{,}62 \times 10^5$ a | 300 d | 4 | $\alpha, \gamma$ |
| Pu-239 | 120 a[6] | $2{,}44 \times 10^4$ a | 120 a | 4 | $\alpha, \gamma$, SF |
| Am-241 | 890 d[3] | 465,8 a | 2,4 a | 4 | $\alpha, \gamma$, SF |
| Cm-242 | 600 d[3] | 163 d | 128,2 d | 4 | $\alpha, \gamma$, SF |

[1] 1 = niedrig, 2 = mittel, 3 = hoch, 4 = sehr hoch

[2] $\alpha$ = Alphateilchen (Helium-Kern), $\beta^+$ = Positron, $\beta^-$ = Elektron, $\gamma$ = Gammastrahlung (Quanten), EC = Elektroneneinfang (electron capture) aus der K-Elektronenschale, IT = innere Kernumwandlung (internal transformation), SF = spontane Spaltung (spontaneous fission)

[3] im kritischen Organ

[4] die biologische Halbwertszeit im kritischen Organ ist 23 Tage



Anhang 3: Gültige DIN-Normen (Stand Mai 1974) auf dem Gebiet des Strahlenschutzes, gemäß dem Fachnormenausschuß «Kerntechnik». Bezugsquelle der Normblätter: Beuth-Vertrieb, 1 Berlin 30, Burggrafenstraße 4–7, und 5 Köln, Kamekestraße 8.

| DIN | Titel (Ausgabedatum) |
|---|---|
| 25.400 | Warnzeichen für ionisierende Strahlung (Mai 1966) |
| 25.403 | Grundsätze der Kritikalitätssicherheit bei der Herstellung und Handhabung von Kernbrennstoffen (Januar 1970) |
| E 25.403-2 | Kritikalitätssicherheit bei der Herstellung und Handhabung von Kernbrennstoffen; Kritikalitätsdaten für Uran-235-Metall-Leichtwasser-Mischungen (Mai 1973) |
| E 25.403-3 | Kritikalitätssicherheit bei der Herstellung und Handhabung von Kernbrennstoffen; Kritikalitätsdaten für Plutonium-239-Metall-Leichtwasser-Mischungen (Mai 1973) |
| 25.405 | Gesichtspunkte für eine sichere Auslegung von thermischen Reaktoren bezüglich des Reaktivitätsverhaltens (Juni 1970) |
| 25.407-1 | Abschirmwände gegen ionisierende Strahlung; Bleibausteine (Februar 1974) |
| 25.407-1 B | Hinweise für die Verwendung (Februar 1974) |
| E 25.407-2 | Abschirmwände gegen ionisierende Strahlung; spezielle Bauelemente (März 1973) |
| E 25.407-2 B | Hinweise für die Verwendung (Januar 1973) |
| E 25.409 | Fernbedienungsgeräte zum Arbeiten hinter Schutzwänden; Hinweise für die Verwendung (Juli 1973) |
| E 25.409-1 | Fernbedienungsgeräte zum Arbeiten hinter Schutzwänden; Ferngreifer; Maße (Januar 1973) |
| E 25.409-2 | Parallel-Manipulatoren mit 3 Gelenken; Maße (Januar 1973) |
| E 25.409-3 | Parallel-Manipulatoren in Teleskopbauart; Maße (Januar 1973) |
| E 25.413 | Klassifikation von Abschirmbetonen nach Elementanteilen (Juni 1973) |
| E 25.416-1 | Kerntechnische Anlagen; Behandlung von radioaktiv kontaminiertem Wasser; Begriffe, Bildzeichen, Methoden (September 1973) |
| 44.422 | Strahlungsmeßsonden; Hauptmaße (April 1971) |
| 44.423 | Probenschälchen für radioaktive Stoffe (August 1963) |

[5] im Gleichgewicht mit dem radioaktiven Folgeprodukt Protactinium-234 (Halbwertszeit: 1,17 Minuten)

[6] im Knochen. Als unlösliche Verbindung in der Lunge ist die biologische Halbwertszeit 1 Jahr

[7] inkl. 55 % Tochterprodukte

| DIN | Titel (Ausgabedatum) |
|---|---|
| 44.425 | Isolationskammer Stabdosismesser; Anschlußmaße, Ladespannung (Oktober 1967) |
| 44.427 | Prüfstrahler zur Funktionskontrolle von Dosisleistungsmessern (August 1972) |
| E 44.801 | Alpha-, Beta- und Alpha-Beta-Kontaminationsmeßgeräte und -monitoren (April 1974) |
| 54.113 | Technische Röntgeneinrichtungen und -anlagen bis 300 kV; Strahlenschutzregeln für die Herstellung und Errichtung (Juli 1956) |
| 54.115 | Strahlenschutzregeln für die technische Anwendung umschlossener radioaktiver Stoffe; Beförderung (März 1972) |
| 54.115-1 | Zugelassene Körperdosen, Kontroll- und Überwachungsbereiche (August 1970) |
| 54.115-2 | Umschlossene Strahler (August 1967) |
| 54.115-3 | Strahlenschutzregeln für die technische Anwendung umschlossener radioaktiver Stoffe; Beförderung (März 1972) |
| 6.804 | Geschlossene radioaktive Präparate in medizinischen Betrieben; Regeln für den Strahlenschutz (Juni 1964) |
| 6.811 | Medizinische Röntgeneinrichtungen bis 300 kV; Strahlenschutzregeln für die Herstellung (Januar 1972) |
| 6.812 | Medizinische Röntgenanlagen bis 300 kV; Strahlenschutzregeln für die Errichtung (Januar 1962) |
| 6.813 | Röntgen-Schutzkleidung, -Schutzkanzeln und -Schutzwände; Regeln für die Herstellung (März 1962) |
| 6.814 | Begriffe und Benennungen in der radiologischen Technik; |
| 6.814-1 | Allgemeines, Anwendungen ionisierender Strahlung (Oktober 1963) |
| 6.814-2 | Strahlenphysik (April 1970) |
| 6.814-3 | Dosisgrößen und Dosiseinheiten (Juni 1972) |
| 6.814-4 | Radioaktivität (Dezember 1969) |
| 6.814-5 | Strahlenschutz (April 1972) |
| 6.814-6 | Technische Mittel zur Erzeugung von Röntgen- und Elektronenstrahlung (Oktober 1963) |
| 6.814-7 | Begriffe und Benennungen in der radiologischen Technik; Technische Mittel zur medizinischen Anwendung von Röntgen- und Elektronenstrahlung (April 1964) |
| 6.814-9 | Begriffe und Benennungen in der radiologischen Technik; Radioskopie und Radiographie (Oktober 1972) |
| 6.815 | Regeln für Strahlenschutzprüfungen an medizinischen Röntgenanlagen bis 300 kV (Januar 1962) |
| 6.816 | Filmdosimetrie nach dem filteranalytischen Verfahren zur Strahlenschutzüberwachung (März 1964) |



| DIN | Titel (Ausgabedatum) |
|---|---|
| 6.819 | Strahlenexposition des Patienten in der Röntgendiagnostik; Messung des Flächendosisproduktes (Juni 1968) |
| E 6.827-2 | Strahlen; Diagnostik und Therapie mit offenen radioaktiven Präparaten (Mai 1973) |
| 6.828-1 | Mechanische Sicherheit von Anlagen zur medizinischen Anwendung ionisierender Strahlung; Regeln für die Herstellung von Einrichtungen (April 1973) |
| 6.828-2 | Mechanische Sicherheit von Anlagen zur medizinischen Anwendung ionisierender Strahlung; Regeln für die Errichtung von Anlagen (April 1973) |
| 6.841 | Röntgen-Strahlenschutz; Bleiglasscheiben (Oktober 1966) |
| 6.843 | Strahlenschutz beim Arbeiten mit radioaktivem Material in offener Form in medizinischen Betrieben; Regeln (Dezember 1973) |
| V 6.845 | Prüfung von Strahlenschutzstoffen für Röntgen- und Gamma-Strahlung (Juni 1967) |
| 6.846 | Medizinische Gamma-Bestrahlungsanlagen; Strahlenschutzregeln für die Herstellung und Errichtung (März 1969) |

## Literatur


Abrahamson, S., Bender, M. A., Conger, A. D. (1973): Uniformity of radiation-induced mutation rates among different species. – Nature 235, 460–62.

Affemann, A. (1973): Krank an der Gesellschaft. – Deutsche Verlags-Anstalt, Stuttgart.

Alfven, H. (1972): Energy and environment. – Bulletin of the Atomic Scientists, 5–7, May 1972.

Arakawa, E. T. (1960): Radiation dosimetry in Hiroshima and Nagasaki atomic bomb survivors. – New England J. Med. 263, 488–93.

Bacq, Z. M., Alexander, P. (1961): Fundamentals of radiobiology. – Pergamon Press, Oxford.

Baratta, E. J. (1966): Uptake of J-131 in bovine thyroids. – Symp. Radioecological concentration processes, Pergamon Press, 609–19.

Barthelmeß, A. (1969): Die Strahlenschädigung des Erbgutes. – Gesellschaft für Strahlenforschung München, Ber. K. 19.

Barthelmeß, A. (1973): Erbgefahren im Zivilisationsmilieu. – Goldmann, München.

Beermann, W. (1964): Kontrollierte RNS-Synthese in Riesenchromosomen. – In: Struktur und Funktion des genetischen Materials. Akademie Verlag, Berlin, 211–23.

Bergmann, B., Krämer, H. (1972): Technischer und wirtschaftlicher Stand sowie Aussichten der Kernenergie in der Kraftwirtschaft der BRD. – JÜL-827-HT, Februar 1972.

BEIR-Report (1972): The effects on populations of exposure to low levels of ionizing radiation. – Report of the advisory committee on the biological effects of ionizing radiations. NAS, Washington, Nov. 1972.

Beyers, R. J. (1962): Relationship between temperature and the metabolism of experimental ecosystems. – Science 136, 980–82.

Boveri, T. (1904): Ergebnisse über die Konstitution der chromatischen Substanz des Zellkerns. – Fischer, Jena.

Bresch, C. (1970): Klassische und molekulare Genetik. – Springer Verlag, Berlin, 2. Aufl.

Briejèr, C. J. (1970): Silberne Schleier – Gefahren chemischer Bekämpfungsmittel. – Biederstein Verlag, München.

Broda, E. (1973): Gibt es biopositive Wirkungen ionisierender Strahlung? – Biologie in unserer Zeit 3 (4) 108–115.

Bross, I. D. J., Natarajan, N. (1972): Leukemia from low level radiation. – New Engl. J. Med. 287, 107–10.





Bruce, A. K. (1964): Extraction of the radio-resistent factor of *Micrococcus radiodurans*. – Radiation Res. 22, 155–64.

Cairns, J. jr. (1956): Temperature effects on aquatic organisms. – Industrial Wastes 1 (4).

Cavalli-Sforza, L. L., Bodmer, W. F. (1971): The genetics of human populations. – Freeman & Co, San Francisco.

Charpie, R. A., Halperin, J., Klotzbach, R. J., McWerter, J. R., Nelson, F., Nicholson, E. L., Odom, C. H., Stroughton, R. W., Wigner, E. P., Zeitlein, H. R. (1954): Project hope – a chemical processing plant for nuclear power economy. – ORNL-1638, Oak Ridge National Laboratory.

Claus, W. D. (1958): Radiation biology and medicine. – Addison-Wesley Publ. Comp., Massachusets.

Court Brown, M. W., Doll, R. (1957): Leukemia and aplastic anaemia in patients irradiated for ankylosing spondilitis. – Medical Research Council, Special Report 295, London.

De Groot, M. H. (1972): Statistical studies of the effect of low-level radiation from nuclear reactors on human health. – 6th Berkeley Symp. Mathematical statistics and probability 1970. University of California Press, 223–34.

Demerec, M., Sams, J. (1960): Induction of mutations in individual genes of *Escherichia coli* by low x-radiation. – In: Buzzati-Traverso, A. A. (Ed.): Immediate and low level effects of ionizing radiations. Int. J. Rad. Biol., Suppl. Vol., 283–91.

Dertinger, H., Jung. H. (1969): Molekulare Strahlenbiologie. – Springer-Verlag.

Deutscher Bundestag (1971): 6. Legislaturperiode, Drucksache VI/27 10, 158.

Diem, K., Lentner, C. (Red. 1968): Documenta Geigy – Wissenschaftliche Tabellen. – J. R. Geigy S. A., Basel, 7. Aufl.

Dolphin, G. W., Eve, I. S. (1968): Some aspects of the radiological protection and dosimetry of the gastrointestinal tract. – In: M. F. Sullivan (Ed.): Gastrointestinal radiation injury. Excerpta Medica Foundation, Amsterdam, 465–74.

Dyer, N. C., Brill, A. B. (1969): Fetal radiation dose from maternally administered Fe-59 and J-131. – Symp. Radiation biology of the fetal and juvenile mammal, Hanford, 73–88, Dez. 1969.

Eichholtz, F. (1956): Die toxische Gesamtsituation auf dem Gebiet der menschlichen Ernährung. Umrisse einer unbekannten Wissenschaft. – Springer Verlag, Berlin.

Eisenbud, M., Petrow, H. G. (1964): Radioactivity in the atmospheric effluents of power plants that use fossil fuels. – Science 144, 288–89.

Eisenbud, M., Petrow, H., Drew, R. T., Roser, F. X., Kegel, G., Cullen, T. L. (1964): Naturally occurring radionuclides in foods and

waters from the Brazilian areas of high radioactivity. – In: The natural radiation environment. William Marsh, Chic., Ill., 837–54.

Eisenbud, M. (1967): Radionuclides in the environment. – Symp. Diagnosis and treatment of deposited radionuclides. Washington, May 1967.

Ekman, L. (1966): Mechanisms of uptake and accumulation of radionuclides in terrestrial animals. – In: Åberg, B., Hungate, F. P.: Radioecological concentration processes. Pergamon Press, 547–60.

Evans, R. D. (1966): The effect of skeletally deposited alpha-emitters in man. – Brit. J. Radiol. 39, 881–95.

Evans, R. D., Keane, A. T., Kolenkow, R. J., Neal, W. R., and Shanahan, M. M. (1969): Radiogenic tumors in the Radium and Mesothorium cases studied at the M. I. T. pp. 157–94, in: Delayed effects of bone-seeking radionuclides. – Mays, C. W. et al. ed. – Univ. of Utah Press, Salt Lake City.

Fairhall, A. W., Young, J. A. (1970): Radiocarbon in the environment. – In: Radionuclides in the environment. American Chemical Society, Advances in Chemistry Series 93, 401–18.

Farmer, F. R. (1967): Siting criteria – a new approach. – Symp. Containment and siting of nuclear power reactors. IAEA, SM-89/34, Vienna.

Feldt, W. (1966): Die Entwicklung der radioaktiven Kontamination in See- und Süßwasserfischen bis zum Jahre 1965. – Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung, Bericht II/66, BM f. wiss. Forschung, Bad Godesberg.

Feldt, W. (1968): Radioecological field studies carried out in the Federal Republic of Germany. – Seminar on marine radioecology, ENEA, Cherbourg.

Finkel, M. P., Biskis, B. O., Jinkins, P. B. (1969): Toxicity of Radium-226 in mice. – Symp. Radiation-induced cancer. IAEA, Vienna, 369–91.

Focke, R. (1959): Erbliche Schäden durch ionisierende Strahlen. – Thieme Verlag, Leipzig.

Folsom, T. R., Harley, J. H. (1957): Comparison of some natural radiations received by some selected organisms. – In: The effects of atomic radiation on oceanographie and fisheries. NAS-NRC, Washington, Publ. 551.

Fritz-Niggli, H. (1959): Strahlenbiologie. – Georg Thieme, Stuttgart.

Fritz-Niggli, H. (1961): Vererbung bei Mensch und Tier. Eine Einführung in die Genetik. – Georg Thieme, Stuttgart.

Geesaman, D. P. (1970): Plutonium and public health. – GT-121-70, April 1970.

Gentry, J. T., Parkhurst, E., Bulin, G. V. jr. (1959): An epidemiological study of congenital malformations in New York state. – Am. J. Publ. Health 49, 497–513.



Gillette, R. (1972): Nuclear safety: Damaged fuel ignites a new debate in AEC. – Science 177, 330–31.

Gillette, R. (1973): Radiation spill at Hanford: The anatomy of an accident. – Science 181, 728–30.

Ginsburg, T. (1965): Die friedliche Anwendung von nuklearen Explosionen. – Verlag Karl Thiemig, München, 21.

Glasstone, S. (1956): Principles of nuclear reactor engineering. – Macmillan, London.

Gloyna, E. F., Ledbetter, J. O. (1969): Principles of radiological health. – Marcel Dekker, New York.

Glueckauf, E. (1955): Long term aspects of fission product disposal. – Atomkonferenz Genf, 398.

Gofman, J. W., Tamplin, A. R. (1970 a): Radiation – induction of human lung cancer. – Testimony presented at hearings of the JCAE, US-Congress.

Gofman, J. W., Tamplin, A. R. (1970 b): Studies of radium-exposed humans II: Further refutation of the R. D. Evan's claim that «the linear, nonthreshold model of human radiation carcinogenesis is incorrect». – Testimony presented at the hearings of the JCAE. US-Congress, January 1970.

Gofman, J. W., Tamplin, A. R. (1970 c): The cancer-leukemia risk from FRC guideline radiation based upon ICRP publications. – Supplement to testimony presented at hearings of the JCAE. US-Congress. Feb. 1970.

Gofman, J. W., Gofman, J. D., Tamplin, A. R., Kovich, E. (1971): Radiation as an environmental hazard. – Symp. Fundamental cancer research, Houston, März 1971.

Gofman, J. W. (1972): Persönliche Mitteilung.

Goss, S. G. (1970): The malignant tumor risk from radium body burdens. – Health Physics 19, 731–37.

Graul, E. H., Hundeshagen, H. (1958): Y-90-Organverteilungsstudien unter besonderer Berücksichtigung des autoradiographischen und papierelektrophoretischen Nachweisverfahrens. – Strahlentherapie 106, 405–17.

Groueff, S. (1968): Projekt ohne Gnade. Das Abenteuer der amerikanischen Atomindustrie. – Bertelsmann.

Guild, W. R. (1958): Hazards from isotopic tracers. – Science 128, 1308.

Gustafson, P. F. (1966): Comments on radionuclides in aquatic ecosystems. – In: Äberg, B., Hungate, F. P. (Ed.): Radioecological concentration processes. Pergamon Press, 853–58.

Haberer, K. (1969): Radionuklide im Wasser. – Verlag Karl Thiemig, München, 17.

Halik, J. (1971): Některá hygienická pozorování v radonových lázních. (Some hygienic observations in radon balnear stations). – Fysiatrický Věstnik 49 (3), 115–20.

Hanawalt, P. C., Haynes, R. H. (1967): The repair of DNA. – Scientific American, Feb. 1967.
Hanson, W. C. (1966): Radioecological concentration processes characterizing arctic ecosystems. – In: Åberg, B., Hungate, F. P. (Ed.): Radioecological concentration processes. Pergamon Press 183–92.
Hardin, G. (1959): Nature and man's fate. – Univ. of California.
Hardy, E. P. jr. (1973): Fallout program – Quarterly summary report. – HASL–268, New York.
Hargis, W. J. jr., Warinner, J. E. (1970): Impacts of thermal alternations on estuarine and coastal environments. – In: Eisenbud, M., Gleason, G. (Ed.): Electric power and thermal discharges. Gordon and Breach, New York.
Hecht, F. (1968): Grundzüge der Radio- und Reaktorchemie. – Akademische Verlagsgesellschaft, Frankfurt/Main.
Heitler, W. (1954): The quantum theory of radiation. – Oxford Univ. Press.
Herbst, W. (1968): Unübersehbare Gesundheitsrisiken durch Lebensmittelbestrahlung. – Verlagsgenossenschaft der Waerland-Bewegung.
Herre, W. (1954): Domestikation und Stammesgeschichte. – In: Heberer, G. G.: Die Evolution der Organismen. Fischer, Stuttgart.
Holdren, J. P. (1973): Radioactive pollution of the environment by the nuclear fuel cycle. – 23rd Pugwash Conf., Aulanko, XXIII–2.
Höll, K. (1971): Gefährdung unserer Flüsse durch die Kühlwässer der Atomkraftwerke. – Städtehygiene (12) 1971.
Hug, O. (1971): Strahlenschäden und Strahlenschutz. – atw 16 (6), 294–300.
Hunter, H. F., Ballou, N. E. (1951): Fission-product decay rates. – Nucleonics 9 (5) C2–C7.
IAEA-WMO-Symposium (1973): Physical behaviour of radioactive contaminants in the atmosphere. – IAEA-SM-181, Vienna, Nov. 1973.
ICRP-Publ. 9 (1965): Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. – Pergamon Press, Oxford.
Illich, I. (1974): Die sogenannte Energiekrise oder Die Lähmung der Gesellschaft. – rororo 1763.
Iranzo, E., Lara, M. D., Salvador, S., San-Martin, M. V. (1973): Considerations on plutonium migration in a ground ecologic system. – IRPA Congr. Wash. D. C., Sept. 1973.
Jacobsen, L. (1968): Low dose x-irradiation and teratogenesis. – Munksgaard, Copenhagen.
Jelinek-Fink, P., Keese, H. (1972): Der Markt für Kernbrennstoffe. – Jb. d. Atomwirtschaft, Handelsblattverlag, Düsseldorf.
Kaplan, R. W. (1957): Die Gefährdung der Erbanlagen des Menschen durch Strahlen. – Naturwissenschaften 44, 433–38.
Keckes, F. (1968): The possible role of euphausiids in vertical transport of radionuclides. – Sem. on Marine Radioecology, ENEA, Cherbourg.



Klusmann, A., Völcker, H. (1969): Brennelemente von Kernreaktoren. – Verlag Karl Thiemig, München, 25.
Knelson, J. H. (1971): Environmental influence on intrauterine lung development. – Arch. Intern. Med. 127, 421–25.
Krawczynski, S. J. B. (1967): Radioaktive Abfälle, Aufbereitung – Lagerung – Beseitigung. – Verlag Karl Thiemig, München, 27.
Langham, W., Anderson, E. C. (1959): Biospheric contamination from nuclear weapons tests through 1958. – In: Hearings before the special subcommittee on radiation of the joint committee on atomic energy. First session on fallout from nuclear weapons tests, Vol. 2, 1067–1169, May 1959.
Larson, K. H., et al. (1951): Alpha activity due to the 1945 atomic bomb detonation at Trinity, Alamagordo, New Mexico. – UCLA–108.
Lave, L. B., Leinhardt, S., Kaye, M. B. (1972): Low-level environmental radiation and US mortality. – Carnegie Mellon Univ., W. P. 19–70-1.
Laven, H. (1967): Eradication of *Culex pipiens fatigans* through cytoplasmatic incompatibility. Nature 216, 383–84.
Laven, H., Jost, E., Meyer, H., Selinger, R. (1971): Semisterility for insect control. – IAEA, Vienna, SM–138/16.
Leach, L. J., Yuile, L., Hodge, H. C., Sylvester, G. E., Wilson, H. B. (1973): A five-year inhalation study with natural uranium dioxide ($UO_2$) dust – II. Postexposure retention and biological effects in the monkey, dog and rat. – Health Physics 25 (9) 239–58.
Lederer, C. M., Hollander, J. M., Perlman, I. (1967): Table of isotopes. – John Wiley & Sons, New York, 6th Edition.
Lerider, K. (1968): Maßnahmen nach einem Unfall mit Atomsprengkörpern. – Truppendienst (4), 312–14.
Lewis, F. (1967): H-Bombe vermißt. – Bertelsmann Verlag.
Lewis, R. (1973): Shippingport – the killer reactor? – New Scientist, (9) 552–53.
Libby, W. F. (1957): In: The nature of radioactive fallout and its effect on man. – Hearings before the special subcommittee on radiation, Washington, 610–16.
Lidén, K., Gustafson, M. (1966): Relationships and seasonal variation of Cs-137 in lichen, reindeer and man in northern Sweden – 1961 to 1965. – In: Åberg, B., Hungate, F. P.: Radioecological concentration processes. Pergamon Press, 193–208.
Lindop, P. J., Rotblat, J. (1971): Radiation pollution of the environment. – Bulletin of the Atomic Scientists, 17–24, Sept. 1971.
Löbbecke, E. A. (1964): Mutationsgenetik. – In: Fortschritte der Zoologie 17, 155–88.
L'Orange, R., Zimen, K. E. (1969): Neue Bestimmung der biologischen Halbwertszeit von C-14 in Menschenknochen bei Aufnahme von Kohlenstoff in organisch gebundener Form. – In: Strahlen-

schutzprobleme bei der Freisetzung und Inkorporation radioaktiver Stoffe. 4. Jahrestagung d. Fachverb. f. Strahlenschutz, Berlin, 289–97.

Lorenz, K. (1950): Ganzheit und Teil der tierischen und menschlichen Gemeinschaft. – Studium Generale 3, 9.

Lorenz, R. A., Hobson, D. O., Parker, G. W. (1971): Final report on the first fuel rod failure transient test of a zircaloy-clad fuel rod cluster in treat. – ORNL-4635.

Lorenz, R. A., Parker, G. W. (1972): Final report on the second fuel rod failure transient test of a zircaloy-clad fuel rod cluster in treat. – ORNL-4710.

Ludwieg, F. (1962): Radioaktive Isotope in Futter- und Nahrungsmitteln. – Verlag Karl Thiemig, München, 7.

Lundin, F. E. jr., Lloyd, J. W., Smith, E. M., Archer, V. E., Holaday, D. A. (1969): A joint publication: Mortality of uranium miners in relation to radiation exposure, hardrock mining and cigarette smoking 1950–1967. – Health Physics 16, 571–78.

Machta, L. (1959): In: US Scientific committee on effects of atomic radiation. Dec. 1959.

Martin, J. E., Harward, E. D., Oakley, D. T., Smith, J. M., Bedrosian, P. H. (1970): Radioactivity from fossil fuel and nuclear power plants. – Symp. Environmental aspects of nuclear power stations. New York, IAEA, SM-146/19.

Maslov, V. I., Maslova, K. I., Verkhovskaya, N. (1966): Characteristics of the radioecological groups of mammals and birds of biocoenoses with high natural radiation. – In: Äberg, B., Hungate, F. P. (Ed.): Radioecological concentration processes. Pergamon Press, 561–71.

Mayr, E. (1967): Artbegriff und Evolution. – Verlag Paul Parey, Hamburg.

Mays, C. W. (1963): Iodine-131 in Utah during july and august 1962. – In: Haerings on fallout, radiation standards and countermeasures. JCAE, part 2, 536–63, Aug. 1963.

Moeller, D. W. (1971): The president's message. – Health Physics 21 (1), 1.

Moskalev, J. I., Buldakov, L. A., Lyaginskaya, A. M., Ovcharenko, E. P., Egorova, T. M. (1969): Experimental study of radionuklide transfer through the placenta and their action on the fetus. – Symp. Radiation biology of the fetal and juvenile mammal. Hanford, 153–66, Dec. 1969.

Münnich, K. O., Vogel, J. C. (1958): Durch Atomexplosion erzeugter Radiokohlenstoff in der Atmosphäre. – Naturwissenschaften 45, 327–29.

Mukai, T. (1964): The genetic structure of natural populations: I. Spontaneous mutation rate of polygenes controlling viability. – Genetics 50, 1–19.



Mukai, T., Chigusa, S. I., Mettler, L. E., Crow, J. F. (1972): Mutation rate and dominance of genes affecting viability in Drosophila melanogaster. – Genetics 72, 335–55.

Muller, H. J. (1927): Artificial transmutation of the gene. – Science 66, 84.

Müller, W. A. (1967): Gonad dose in male mice after incorporation of strontium-90. – Nature 214, 931–33.

Nachtigall, D. (1971): Physikalische Grundlagen für Dosimetrie und Strahlenschutz. – Verlag Karl Thiemig, München, 24.

NAS-Publ. (1961): Effects of inhaled radioactive particles. – NAS-NRC, Publ. 848, Washington.

NAS-Report (1966): Report to the division of reactor development and technology, US Atomic Energy Commission. – NAS-NRC, Div. of Earth Sciences, Committee on Geologic Aspects of Waste Disposal (J. E. Galley, Chairman). May 1966, unpubl.

Nelms, A. T. (1956): Energy loss and range of electrons and positrons. – NBS, Circular Nr. 577.

Nevstrueva, M. A., Ramzaev, P. V. Moiseev, A. A., Ibatullin, M. S., Teplykh, L. A. (1966): The nature of Cs-137 and Sr-90 transport over the lichen-reindeer-man food chain. – In: Äberg, B., Hungate, F. P. (Ed.): Radioecological concentration processes. Pergamon Press, 209–16.

Newcombe, H. B., McGregor, J. F. (1964): Learning ability and physical well-being in offspring from rat populations irradiated over many generations. – Genetics 50, 1065–81.

Norman, C. (1974 a): Concerted criticism of breeder reactors. – Nature 249, 202–3.

Norman, C. (1974 b): Fruits of a Faustian bargain. – Nature 251, 270–71.

Novick, S. (1969): The careless atom. – Houghton Mifflin Comp., Boston.

Ophel, I. L. (1962): The fate of strontium in a freshwater community. – AECL-1642, Chalk River, Ont., Nov. 1962.

Paas, H. J., Thomas, C. W. (1952): A report of particle contamination, October – December 1951. – USAEC-HW-23517 (decl. 1959).

Page, D. I., Pulsford, E. W. (1967): The basic physics of radionuclides. – HL-67/6216, Harwell.

Pasquill, F. (1962): Atmospheric diffussion. – D. Van Nostrand, London.

Pauling, L. (1960): No more war. – Dodd, Mead & Co., New York, 1958. (Deutsch: Leben oder Tod im Atomzeitalter. – Sensen-Verlag, Wien).

Peirson, D. H., Salmon, L. (1959): Gamma-radiation from deposited fall out. – Nature 184, 1678–79.

Pendleton, R. C., Lloyd, R. D., Mays, C. W. (1963): Iodine-131 in Utah during july and august 1962. – Science 141, 640–42.

Peters, T. (1960): Über die Wirkung von Röntgenstrahlen auf befruchtete Eizellen von *Triton alpestris* unter besonderer Berücksichtigung der Wirkung kleiner Strahlendosen und geringer Schäden. – Strahlentherapie 112, 525–42.

Petkau, A. (1972): Effect of Na-22 on a phospholipid membrane. – Health Physics 22 (2) 239–44.

Pohl, R. O. (1974): Kernenergie und unsere Verantwortung gegenüber zukünftigen Generationen. – Blätter für Natur- und Umweltschutz, Juli 65–67.

Polikarpov, G. G. (1966 a): Radioecology of aquatic organisms. – North-Holland Publ. Comp. Amsterdam, Reinhold Book Div., New York.

Polikarpov, G. G. (1966 b): Regularities of uptake and accumulation of radionuclides in aquatic organisms. – In: Åberg, B., Hungate, F. P. (Ed.): Radioecological concentration processes. Pergamon Press, 819–25.

Rajewsky, B. (1954): Radiation death in mammals. – In: Bacq, Z. M., Alexander, P.: Radiobiol. Symp., Butterworths Sci. Publ., 81–92.

Rajewsky, B., Franke, T., Groos, E., Heyder, J., Kaul, A., Lippert, W., Rajewsky, M. F. (1962): Untersuchungen radioaktiver Partikel aus dem Jahre 1961 („Heiße Teilchen"). – Atompraxis 8 (50), 237–57.

Rasmussen, N. C. (1974): An assessment of accident risks in U.S. commercial nuclear power plants. – WASH-1400, AEC.

RBE-Committee (1963): Report of the RBE-Committee to the international commission on radiological protection and on radiological units and measurements. – Health Physics 9, 357–84.

Rodger, W. A., Fineman, P. (1957): Ultimate disposal of radioactive wastes. – Symp. Reprocessing of irradiated fuels. AEC/TID-7534, Brüssel.

Roser, F. X., Kegel, G., Cullen, T. L. (1964): Radioecology of some high-background areas of Brazil. – In: The natural radiation environment. William March, Chic. Ill., 855–72.

Russell, L. B., Russell, W. L. (1954): An analysis of the changing radiation response of the developing mouse embryo. – J. Cell. Comp. Physiol. 43, Suppl. 1, 103–49.

Russell, W. L. (1965): Studies in mammalian radiation genetics. – Nucleonics 23 (1), 53–62.

Sax, K. (1940): An analysis of x-ray induced chromosomal aberrations in *Tradescantia*. – J. Genetics 25, 41.

Sax, N. I., Lemon, P. C., Benton, A. H., Gabay, J. J. (1969): Radiological surveillance of waterways around a nuclear fuels reprocessing plant. – Radiological Health and Data Reports 10 (8), 289–296.

Schmidbauer, W. (1972): Homo consumens – Der Kult des Überflusses. – Deutsche Verlags-Anstalt, Stuttgart.

Schumacher, E. F. (1974): Es geht auch anders. Jenseits des Wachstums – Technik und Wirtschaft nach Menschenmaß. – Desch Verlag, München.



Schwerdtfeger, F. (1963): Ökologie der Tiere. Band 1: Autökologie. – Verlag Paul Parey, Hamburg.

Scott, K. G., Stewart, E. T., Porter, C. D., Sirafinejad, E. (1973): Occupational x-ray exposure associated with increased uptake of rubidium by red cells. – Arch. Environmental Health 26, 64–66.

Seelentag, W. (1973): Die medizinische Strahlenbelastung der Bevölkerung. – In: Allgemeine Strahlenbelastung des modernen Menschen. SVA Tagung Zürich, 16–28, März 1973.

Seelmann-Eggebert, W., Pfennig, G., Münzel, H. (1968): Nuklidkarte. – BM f. wiss. Forschung (Hg.), BRD.

Segi, M., Kurihara, M., Matsugama, T. (1965): Cancer mortality in Japan (1899–1962). – Dept. of Public Health, Tohoku University Sendai, Japan.

Spalding, J. F., Brooks, M., McWilliams, P. (1966): Reproductivity and life span of mouse populations from 25 generations of irradiated sires. – Genetics 54, 755–61.

Spiess, H., Mays, C. W. (1970): Bone cancers induced by Ra-224 (ThX) in children and adults. – Health Physics 19, 713–29.

Stehn, J. R., Clancy, E. F. (1958): Fission product radioactivity and heat generation. – 2nd UN-Conf. Peaceful uses of atomic energy, Geneva, P/1071, Bd. 13, 49–56.

Stehney, A. F. (1960): In: Symp. Radioisotopes in the biosphere, Section IV; Minneapolis 1960.

Steinitz, R. (1965): Pulmonary tuberculosis and carcinoma of the lung. A survey from two population based disease registers. – Amer. Rev. Resp. Dis 92, 758–65.

Sternglass, E. J. (1972 a): Environmental radiation and human health. – 6th Berkeley Symp. Mathematical statistics and probability 1970. University of California Press, 145–221.

Sternglass, E. J. (1972 b): Low level radiation. – Ballantine books, SBN 345-02516-4-125.

Sternglass, E. J. (1973): Epidemiological studies of fallout and patterns of cancer mortality. – In: Radionuclide carcinogenesis. AEC-CONF-72 05 05, 254–77.

Sternglass, E. J. (1974): Dose-rate effects in the relative biological action of medical and environmental radiation. – Dept. of Radiology, Univ. Pittsburgh, June 1974.

Stewart, A., Kneale, G. W. (1970): Radiation dose effects in relation to obstetric x-rays and childhood cancers. – The Lancet (6), 1185–88.

Stokke, T., Oftedal, P., Pappas, A. (1968): Effects of small doses of radioactive strontium on the rat bone marrow. – Acta Radiologica 7, 321–29.

Strohm, H. (1973): Friedlich in die Katastrophe – Eine Dokumentation über Kernkraftwerke. – Association Verlag, Hamburg.

Tamplin, A. R., Fisher, H. L. (1966): Estimation of dosage to thyroids

of children in the US from nuclear tests conducted in Nevada during 1952 through 1955. – UCRL-1 47 07, May 1966.

Tamplin, A. R., Gofman, J. W. (1970): «Population control» through nuclear pollution. – Nelson Hall. Comp., Chicago.

Tamplin, A. R., Cochran, T. B. (1974): Radiation standards for hot particles. A report on the inadequacy of existing radiation protection standards related to internal exposure of man to insoluble particles of plutonium and other alpha-emitting hot particles. – Natural Resources Defense Council, 1710 N Street, N. W. Wash. D. C.

Timofeeva, N. A., Kulinov, N. V. (1966): The role of freshwater plants in accumulation of Sr-90 and its distribution over the components of reservoir. – In: Åberg, B., Hungate, F. P. (Ed.): Radioecological concentration processes, Pergamon Press 835–41.

Timofeeff-Ressovsky, N. V., Ivanov. V. I., Korogodin. V. J. (1972): Die Anwendung des Trefferprinzips in der Strahlenbiologie. – VEB Fischer Verlag, Jena.

Tinker, J. (1973): Breeders: risks man dare not run. – New Scientist, 473–76.

US Department of Health, Education and Welfare (1966): Disposition and control of uranium mill tailings piles in the Colorado River basin. – Federal Water Pollution Administration, Region VIII, Denver, Colorado.

Vogt, K. J. (1973): Dispersion of airborne radioactivity released from nuclear installations and population exposure in the local and regional environment. – KFA Jülich, ZST-Bericht 179.

Wagner, F. (1969): Die Wissenschaft und die gefährdete Welt. Eine Wissenschaftssoziologie der Atomphysik. – Beck'sche Verlagsbuchhandlung, München.

WASH-1258 (1973): Numerical guides for design objectives and limiting conditions to meet the criterion as low as practicable for radioactive material in light water cooled nuclear reactor effluents. – AEC, Washington DC.

Way, K., Wigner, E. P. (1948): Decay rate of fission products. – Phys. Rev. 73, 1318–30.

Weinberg, A. M. (1972): Social institutions and nuclear energy. – Science 177, 27–34.

Weish, P., Gruber, E. (1973 a): Das «friedliche Atom». – In: Grzimeks Tierleben, Bd. 15: Unsere Umwelt als Lebensraum. Kindler Verlag, München.

Weish, P., Gruber, E. (1973 b): Atomenergie und Umweltsituation – Die Radiointoxikation der Biosphäre. – Aufsätze u. Red. senckenb. naturf. Ges., Bd. 23, Verlag W. Kramer, Frankfurt.

Weish, P., Gruber, E. (1974): Beitrag zur Problematisierung der Kernindustrie. – Ludwig Boltzmann-Institut für Umweltwissenschaften und Naturschutz, Wien.



Wick, G. (1972): A salty graveyard for nuclear waste. – New Scientist, 587–89.

Willis, E. H. (1960): Atmospheric radiocarbon activity in 1959. – Nature 185, 552–53.

Willrich, M., Taylor, T. B. (1974): Nuclear theft: Risks and safeguards. – Ballinger Publ. Comp.

Wright, J. H. (1970): Electric power generation and the environment. – Westinghouse Engineer, May 1970.

Zhitenjowa, T. S., Nikanorow, J. I. (1972): Der Einfluß des vom Konakowschen Wärmekraftwerk abfließenden Warmwassers auf die biologischen Prozesse im Iwanjkowo-Stausee. – Verh. Internat. Verein. Limnol. 18, 833–36.

Zaytsev, Y. P., Polikarpov, G. G. (1964): Problems of the radioecology of the hyponeuston. – Okeanologiya 4 (3), 423–30.

# Sachregister


ABCC-Studien 99
A-Bomben-Tests 108
Abschirmung, Höhenstrahlung 22 ff.
–, Strahlung 7 f.
Abfall 61 ff.
–, radioaktiver 70 ff., 103
–, –, fester 103
–, –, flüssiger 70, 72
–, radiotoxischer 64, 72
–, Salzbergwerke 75 f.
–, Versickerung 51, 53
Abfallbehandlung 76
Abfallerze 63 f.
Abfalluran 65
Abfallwärme 54 ff.
Abgaben, radioaktive 103
–, höchstzulässige 49, 52
Abgase, radioaktive 48 ff.
Abschirmung, Strahlung 7 f., 21 ff.
Absorption, biologische 5
Absorptionsgesetz, Gammastrahlung 7
Abwärme 54 ff.
Abwasser, radioaktives 49
–, chemisch toxisches 51
Aerosole, Lunge, Ausscheidungsmechanismus 105
–, radioaktive 14, 27, 32, 49, 66, 103, 118, 119
Akkumulation siehe Anreicherung
Aktivität 3
–, Spaltprodukte 68, 73 f.
–, spezifische 3
Alpha-Teilchen 4
Alpha-Strahlung 4, 113, 119
Anreicherung 32, 35, 102–116
–, Hypophyse 114
–, Jod 108, 113
–, Keimdrüsen 114
–, Radium-226 40, 64, 105
–, Schilddrüse 108, 113
–, Yttrium-90 115
–, Uranbrennstoff 64
–, Zink-65 112
Anreicherungsfaktoren 109 f.
Äquivalenzdosis 11, 113
Asse 76
Atom 2 f.
–, Aufbau 2 f.
Atombomben, Entwicklung 24 ff.
–, Terrorismus 61
–, Japan, Opfer 99
Atomkern 2 f.
Atomkonferenz 33, 39
Atommüll 72 f.
–, Langzeitlagerung 75 f.
Atomunterseeboote 31 f.
Auslese 120–126
–, natürliche 120
–, Verminderung 124

Belastung, Flüsse, chemische 51
–, –, thermische 54 ff.
Bestrahlung, akute 87
–, innere 113
–, protrahierte (verzögerte) 99
Beta-Strahlung 5, 8, 113
Beta-Teilchen 4
Betriebserfahrung 59
biopositive Strahlenwirkung 39
Brasilien 14
Bremsstrahlung 6
Brennelemente 66 f.
–, Austausch 48
Brennstäbe 66
–, Deformationen 48
Brennstoff 65 f.
Brennstoffwechsel 48, 66
Brennstoffzyklus 60 ff.
Brutreaktor 57, 59, 119

Caesium-137, Fallout 29
–, Industrie 39
–, Nahrungsketten 106 f., 111
Chromosomenaberrationen 42, 91
Chromosomenbrüche 86
Chromosomenmutationen 94
Cladding 47
Compton-Effekt 8
core meltdown 58
Curie 3

Delta-Teilchen 4, 8
Desoxyribonukleinsäure siehe DNS
DNS 78 f., 90
–, Reparatur 81
–, –, Mechanismen 81–83, 122
Domestikation, Tierarten 122 f.
Dominanz 91
Dosis 7, 9 f.
–, inkorporierte Radionuklide 12 f., 107, 109
–, letale (tödliche) 88
–, maximal zugelassene 52, 127 ff.
Dosisleistung 12, 94
Dosisleistungskonstante 12, 136 f.
Dosis/Wirkungs-Beziehung 94, 97, 100
–, lineare 97, 100 f.
Dunkelreparatur 82

Edelgase, Wechselwirkung biologische 105
Ein-Treffer-Ereignisse 94, 97, 100
Elektron 2
Elektronvolt 4
Energie, ionisierende Strahlung 4–10
Energieabgabe 4, 10 f.
Energiedosis 10
Energiemaßstab 4
Entwicklungsphasen, sensible 89 f.
Entwicklungsstörungen 116 f.
Entwicklungsverzögerung 114, 117
Enzymdefekte 124 f.
Erbinformation 78 f., 90
Erbkrankheiten 124
Evolution 119–123

Fallout 28, 44 f., 115
Fäulnisprozesse 55 f.
Fischsterben 55 ff.
Fitness 126
Flußerwärmung 54 ff.
Forschungsreaktoren 34
Frank Report 25

Gamma-Strahlung 7
Gammastrahlenkonstante, spezifische 12, 136
Ganzkörperbestrahlung, akute 37 f.
Gase, radioaktive 61
Gasdiffusion 65
Geburten, unreife 114
Gefährdung, genetische 124 f.
Geheimhaltung 32
Gene, labile/stabile 85, 95
Genehmigungsverfahren 49 ff.
Genmutationen 92 f.
Genwirkung, multiple 120
Gonadendosis, Röntgendiagnostik 35 f., 38
Guarapari 14
Gundremmingen 49 f.

Haarausfall 88
Halbwertszeit, physikalische 3
–, biologische/effektive 13, 138
Heiße Teilchen siehe hot particles
hot particles 27, 32, 66, 118, 119
Höhenstrahlung 18 f.
–, Abschirmung 21 f.
Hypophyse 114

Inkorporation 113
–, Dosis 12 f.
Indien 14, 45

Insektenbekämpfung 42
Ionenaustauscherharze 31, 71
Ionendosis 10
Ionisationsdichte 4, 10
Isotop 2
–, radioaktives 2
Isotopenanreicherung, Uran 25, 65
Isotopenbatterien 40
Isotopentechnik 39

Jod, Organanreicherung 113
Jod-129 108
Jod-131, Emission 50
–, Nahrungsketten 108 f.

K-Einfang 8 f.
Kalium-40, Baumaterial 23 f.
–, biologisches Gewebe 17
–, Meer 17
–, Milch 104
Karzinogenese 98
Kerala 14
Kernenergie, Nettoproduktion 132
Kernkraftwerk siehe Kraftwerk
Kernladungszahl 2 f.
Kernreaktor 45 f.
Kernspaltung 9
–, Energie 27
Kettenreaktion 27
Kindersterblichkeit 114
Klimaveränderung, lokale 57
Knallgas 49
Knochenkrebs 37 f., 40, 97
Kohle, radioaktive 16, 63 f.
Kohlenstoff-14, Entstehung 18, 20, 29
–, Transmutationen 113
Kraftwerk, Abgase 48 f.
–, Abwasser 50
–, radioaktive Emissionen 50 f.
–, Wirkungsgrad 53 f.
Krebs 37, 97 f.
–, Auslösung 100
–, Bestrahlungstherapie 37
–, Risikoabschätzung 98 f.
–, spontaner 98
Kreislaufentgasung 48
Kritikalität 45, 47
Kritikalitätsunfall 47
kritische Masse 27
Krypton-85 70, 105
Kühltürme 57
Kühlwasser, Radiolyse 49

Lagertanks, Atommüll 72 f.
Latenzzeit 98
LD-50 siehe Letaldosis
Lebensmittel, Strahlenkonservierung 41
Lebenstüchtigkeit 126
Lebensverkürzung 96
Leistungsdichte, Reaktor 57
LET-Wert (linearer Energie-Transfer) 10 f.
Letaldosis 13, 88
Leuchtfarben 40, 105
Leukämie 37, 97 f., 99
Lingen 52 f.
Lungenkrebs 37, 62 f., 101, 118

man-rem 12
Manhattan-Projekt 25
Masse, kritische 27
Meer, natürliche Radionuklide 17
–, radioaktive Abfälle 14
–, Verseuchung 31
Menzenschwand 16
Micrococcus radiodurans 83
Milch, Kalium-40 104
–, Strontium-90 108
Mißbildungen 89, 118, 124
Mutationen, positive 121, 123, 126
–, rezessive 120
–, somatische 91
Mutationsauslösung, Gesetzmäßigkeiten 92
–, Zeitfaktor 93
Mutationszüchtung 43, 123

Nachwärme (s. a. Zerfallswärme) 47 f., 58, 67 f.
Nahrungsketten 106 f.
Natururan 65
Neutronen 2 f., 9
–, Kernspaltung 27
–, prompte 47
–, verzögerte 46 f.
Neutronenaktivierung 9, 35
Neutronenstrahlung, biologische Wirkung 9
Notkühlanlagen (Notkühlsystem) 58 f.
Nuklid 2

Ordnungszahl 2 f.
Organanreicherung 113 f.

Paarbildungseffekt 8
Palomares 26
Pankreas-Krebs 115
Pellets 66
Pflanzenzucht 43
Phosphor-32, Transmutationen 113
Photoeffekt 8
Photon 3
Photoreaktivierung 81
Plowshare 108
Plutonium 59 f., 66 f., 72
–, Brände 25 f.
–, Erzeugung im Reaktor 68
–, Strahlenschutz 115
–, Verseuchung 26, 133
Plutoniumoxid-Aerosole 26, 118 f.
Polygenie 120
Polyphänie 120
Positronen 5
Protonen 2, 4
Punktmutationen 92 f.

Qualitätsfaktor (QF-Wert) 11 f., 113

R (Röntgen) 10
rad (radiation absorbed dose) 10
Radioaktivität 3
–, natürliche 3, 23
–, Spaltprodukte 27
Radiokohlenstoff, Entstehung 18, 29
Radiolyse, Kühlwasser 49
Radionuklide 3
–, Aufnahme 105
–, Kraftwerksabwasser 50
–, primäre/sekundäre 14, 18
–, trägerfreie 3
Radiotoxizitätsklassen 138
Radium 16, 63 f., 103, 106
–, Leuchtfarben 40, 105
–, Medizin 37 f.
Radon 14, 62 ff.
–, Heilbäder 16, 38
rain out 28
RBW (relative biologische Wirksamkeit) 11
Reaktorbrennstoff 65
Reaktorgifte 66 f.
Reaktorkern, Schmelzen 58 f.
Reaktortypen 46
Reichweite, Alpha-/Beta-Teilchen 5
rem (roentgen equivalent man) 11, 113
Rekonversion 65
Reparaturmechanismen, genetische 81
Resistenzverminderung 121
Rezessivität 92, 120
Risikoabschätzungen 37, 59, 101
Röntgen 10
Röntgendiagnostik 36 ff.
Röntgenstrahlung 7
Röntgentherapie 36 ff., 99
Rückmutationen 85
Rüstungseskalation 25

Sabotage 60
Schädigung, genetische 124 f.
–, Hypophyse 114
–, synergistische 62
Schädlingsbekämpfung 42, 121
schneller Brüter siehe Brutreaktor
Schwarzwald, natürliche Strahlung 16
Schwellenwert 93, 96, 98
–, genetischer 94 f.
–, praktischer 94, 99 ff.

Schwingungsphänomene, Reaktor 57 f.
Sekundärelektronen 8, 10
Selektion 123 f., 120–126
Shippingport-Reaktor 52
Spaltenergie 27
Spaltprodukte 27, 45 ff., 66, 70 f.
–, Aktivität 27, 68
–, flüchtige 48
–, gasförmige 70
Spaltung, spontane 9
Spätschäden 89, 96 f.
Stammesentwicklung 119 f.
Standortwahl 57
Störfall 51
Störungen, physiologische 124 ff.
–, Verhalten 126
Strahlenabschirmung 5, 7 f.
Strahlenbelastung, äußere/innere 113
–, Bergleute 64
–, Bevölkerungsgruppen 102
–, Diagnostik 36
–, erhöhte 114
–, Gebäude 23
–, Meer 22 f.
–, Kraftwerk 52
–, natürliche 23 f.
–, –, extreme 16
–, Schilddrüse 108
Strahlendosis 9
Strahlenempfindlichkeit, erhöhte 115 f.
–, genetische 95 f.
–, Jugendorganismen 89
–, Krebs 98
–, vielzellige Organismen 85 f.
Strahlengenetik, Gesetzmäßigkeiten 92
Strahlenkrankheit, akute 87
Strahlenkonservierung, Lebensmittel 41
Strahlenkorrosion 48, 73
Strahlenkrebs, Schwellenwert 100
Strahlenmenge (Dosis) 9
Strahlenquellen, industrielle 39
Strahlenrisiko 37, 99, 114
Strahlenschäden, Ausmaß 100 ff., 122
–, Atombomben 29
–, irreparable 81, 83
–, somatische 96
Strahlenschutz, Abschirmung 7 f.
–, Eigendynamik 131
–, Normen 101, 139
–, Praxis 130
Strahlenwirkung, Abschätzung 114
–, biologische 113
–, biopositive 39
–, Schwellenwert 93 ff., 99 ff.
–, synergistische 62
Strahlung, Intensität 12
–, ionisierende 4
–, kosmische 18 f.
–, natürliche 14 f., 98, 102
–, Reichweite 4
–, Wechselwirkung 8 (s. a. Strahlenwirkung)
– s. a. Strahlen . . .
Strahlungsenergie, Einheiten 4
Strontium-90, Fallout 29
–, Milch 108
–, Sterblichkeitsrate 115
–, Stoffwechselverhalten 105
–, Strahlenquellen 39
Suess-Effekt 19 f.
Synergismus, Strahlenschäden 62

Tailings 63 f.
Temperatureinflüsse, Lebensgemeinschaften 54 ff.
Terrorismus, Kernwaffen 60 f., 133
Test-Stop-Abkommen 31
Thorium 14, 37, 66
Thorotrast 37
Tierzucht 43, 123
Tochterprodukte 3, 14 f.
Transmutation 113
Transport verbrauchter Brennelemente 67
Treffer 79
Trefferbereich, kritischer 83, 85
Trefferprinzip 77
Trinkwasser 55
Tritium 50, 71
–, Entstehung 18, 29
–, Gesamtmenge 20
–, Leuchtfarben 40
–, Transmutationen 113
Tuberkulose 37

Unfall 47, 132
–, Brennstoffzyklus 60
–, größter angenommener 58
–, Risiko 59, 132
Unterseeboote 31 f.
Uran, abgereichertes 65
–, Abfallerze 63 f.
–, Bergbau 63
–, Metall 66
–, Zerfallsreihen 14

Verbesserung, genetische 126
Verdopplungsdosis, genetische 84
–, Krebsauslösung 98, 101
Vermehrung, geschlechtliche 120
Verseuchung, Meere 31, 74
–, Plutonium 26, 31 f., 133
–, radioaktive 40 f., 103 f.
Versuchsversenkung, radioaktiver Abfall 74
Vitalitätsverminderung 95

Wärmebelastung, Flüsse 54 ff.
Wärmeverschmutzung siehe Wärmebelastung
Wasserstoff, überschwerer siehe Tritium
Weltraumdeponie 76
Wiederaufarbeitungsindustrie 67 ff.
Wirkungsvolumen 77

Yttrium-90, Schadeffekte 113–116

Zeitfaktor, Mutationsauslösung 93
Zerfall, radioaktiver 3
Zerfallsenergie 4
Zerfallswärme, Spaltprodukte 67 f., 73
Zink-65, Anreicherung 112
Zweitreffer-Effekte 94

# Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene

Herausgegeben im Auftrag des Vereins von Prof. Dr. F. Meinck, Berlin.

Eine Auswahl:

**Nr. 23** · Lahmann · **Luftverunreinigung in den Vereinigten Staaten von Amerika**
1965. 35 S., 3 Abb., 20 Tab., kart. DM 5,60

**Nr. 28** · Lahmann · **Untersuchungen über Luftverunreinigungen durch den Kraftverkehr**
1969. 80 S., 12 Abb., 24 Tab., kart. DM 13,40

**Nr. 29** · Heller/Kettner · **Forschungsarbeiten über Blei in der Luft und in Staubniederschlägen**
1969. 61 S., 12 Abb., kart. DM 11,60

**Nr. 30** · **Meteorologie und Lufthygiene**
1970. 128 S., kart. DM 19,80

**Nr. 31** · **Die Desinfektion von Trinkwasser**
1970. 188 S., kart. DM 30,80

**Nr. 34** · **Gewässer und Pestizide**
1971. 149 S., kart. DM 15,20

**Nr. 37** · **Gewässer und Pflanzenschutzmittel**
1972. 266 S., kart. DM 27,40

**Nr. 38** · Meinck · **Umweltschutz und öffentlicher Gesundheitsdienst**
1972. 380 S., zahlreiche Abb. und Tab., kart. DM 34,60

**Nr. 39** · Kettner · **Schadstoff-Normierung der Außenluft in der Sowjetunion**
MIK-Werte und Schutzzonen 1972
1972. 40 S., zahlreiche Tab., kart. DM 4,60

**Nr. 40** · Meinck · **Hygienisch-toxikologische Bewertung von Trinkwasserinhaltsstoffen**
1973. 236 S., zahlr. Abb. und Tab., kart. DM 21,50

**Heft 41** · Meinck · **Lufthygiene 1974**
1974. 284 S., zahlr. Abb. und Tab., kart. DM 26,—

**Heft 42** · Meinck · **Immissionssituation durch den Kraftverkehr in der Bundesrepublik Deutschland**
1974. 364 S., zahlr. Abb. und Tab., kart. DM 70,—

SEMPER BONIS ARTIBUS

**Gustav Fischer Verlag**
**Stuttgart**