

KfK 2704
ASA/ZE-13/78
Oktober 1978

Konsequenzen des großtechnischen Einsatzes der Kernenergie in der Bundesrepublik Deutschland

Studienleiter: H. Paschen
Abteilung für Angewandte Systemanalyse

Teil IV: Umweltauswirkungen von Kernkraftwerken und Anlagen des kerntechnischen Brennstoffkreislaufs

Hauptbearbeiter: G. Halbritter

Kernforschungszentrum Karlsruhe

K E R N F O R S C H U N G S Z E N T R U M K A R L S R U H E

Abteilung für Angewandte Systemanalyse

KfK 2704
ASA/ZE-13/78

KONSEQUENZEN DES GROSSTECHNISCHEN EINSATZES DER KERNENERGIE
IN DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND

Studienleiter: H. Paschen

Teil IV: Umweltauswirkungen von Kernkraftwerken und Anlagen
des kerntechnischen Brennstoffkreislaufs

Hauptbearbeiter: G. Halbritter

Kernforschungszentrum Karlsruhe GmbH, Karlsruhe

Konsequenzen des großtechnischen Einsatzes der Kernenergie in der Bundesrepublik Deutschland

Teil IV: Umweltauswirkungen von Kernkraftwerken und Anlagen des kerntechnischen Brennstoffkreislaufs

Zusammenfassung

In diesem Studienteil werden die Umweltauswirkungen von Energieumwandlungen untersucht. Für den Teilbereich der organspezifischen Strahlenbelastung aus energieerzeugenden Anlagen und Anlagen des zugehörigen Brennstoffkreislaufs bei Normalbetrieb wird ein quantitativer Vergleich für verschiedene Reaktorsysteme und Energieerzeugung durch Verbrennung von Kohle durchgeführt. Für eine Modellregion, das Oberrheingebiet, wird die Strahlenbelastung durch die bis 1990 geplante Kernenergiekapazität aufgezeigt. Weiterhin wird die Erhöhung der globalen Strahlenbelastung durch eine weltweit installierte Kerntechnik bis zum Jahre 2000 behandelt. Zur Beurteilung der erhaltenen Ergebnisse für die Strahlenbelastung wird der neueste Kenntnisstand der biologischen Strahlenwirkung auf den menschlichen Organismus dargestellt. Als weiteres Umweltproblem wird die Abwärmeabgabe aus energieerzeugenden Anlagen in die Studie einbezogen.

Als erster Schritt zur Erstellung reaktorspezifischer Emissionsdatensätze für Störfälle werden einige grundlegende Sicherheitseigenschaften der verschiedenen Reaktortypen zusammengestellt. Weiterhin werden die Sicherheitsprobleme bei der Endlagerung radioaktiver Abfälle erörtert. Der zeitliche Verlauf des Gefahrenpotentials für verschiedene Brennstoffkreisläufe wird aufgezeigt.

Consequences of Large-scale Implementation of Nuclear Energy in the Federal Republic of Germany

Part IV: Environmental impacts of nuclear energy generating plants and plants of the nuclear fuel cycle

Abstract

In this part of the study, the environmental impacts caused by energy conversion are analysed. As regards the exposure of specific organs to radiation produced in energy generating plants and plants of the corresponding fuel cycles under normal operating conditions, a quantitative comparison is carried out for different reactor systems and coal-burning energy generating systems. For a model region, the Upper Rhine Region, the radiation dose resulting from the nuclear energy generating capacity planned by the year 1990 is shown. Furthermore, the increase in the global radiation dose due to the world-wide nuclear capacity to be installed by the year 2000 is analysed. To assess the results obtained for the radiation dose the latest data on the biological effects of radiation in human organisms are presented. A further environmental problem treated in this study is the waste heat release from energy generating plants.

As a first step towards determining reactor specific emission data sets in case of accidents some basic safety characteristics of various types of reactors are compiled. Moreover, the safety problems associated with the ultimate storage of radioactive waste are discussed. The development of the hazard index as a function of time is shown for various fuel cycles.

Die Studie "Konsequenzen des großtechnischen Einsatzes der Kernenergie in der Bundesrepublik Deutschland" wurde im Auftrag der Arbeitsgemeinschaft der Großforschungseinrichtungen (AGF) erstellt.

Sie umfaßt die folgenden Teilstudien:

- Teil I: Anforderungen an die Versorgung mit Kernbrennstoffen und mögliche Versorgungsprobleme bei einem großtechnischen Einsatz der Kernenergie in der Bundesrepublik Deutschland

- Teil II: Fragen der Brennstoffversorgung bei einem großtechnischen Einsatz der Kernenergie in der Bundesrepublik Deutschland

- Teil III: Wirtschaftliche Fragen des großtechnischen Einsatzes der Kernenergie in der Bundesrepublik Deutschland

- Teil IV: Umweltauswirkungen von Kernkraftwerken und Anlagen des kerntechnischen Brennstoffkreislaufs

- Teil V: Die Akzeptanzproblematik der Kernenergie

- Teil VI: Kernmaterialüberwachung

Autoren (Teil IV):

- Kapitel 1: G. Halbritter¹⁾
- Kapitel 2: Abschnitt 1: G. Halbritter¹⁾
Abschnitt 2: A. Bayer²⁾, G. Halbritter¹⁾, R. Papp¹⁾,
W.M. Schikorr¹⁾, M. Schückler²⁾
- Kapitel 3: Abschnitt 1: G. Halbritter¹⁾, G. Spannagel³⁾
Abschnitt 2: K.-R. Bräutigam¹⁾, G. Halbritter¹⁾
Abschnitt 3: K.-R. Bräutigam¹⁾, G. Halbritter¹⁾
Abschnitt 4: G. Halbritter¹⁾
- Kapitel 4: Abschnitt 1: G. Halbritter¹⁾, U. Seele³⁾
Abschnitt 2: A. Bayer²⁾, M. Schückler²⁾
Abschnitt 3: A. Bayer²⁾
- Kapitel 5: Abschnitt 1: K.-R. Bräutigam¹⁾, G. Halbritter¹⁾
Abschnitt 2: G. Heusener⁴⁾, H. Vossebrecher¹⁰⁾
Abschnitt 3: J. Wolters⁵⁾, A. Müller⁵⁾, W. Kröger⁵⁾
Abschnitt 4: G. Halbritter¹⁾, U. Seele³⁾
- Kapitel 6: Abschnitt 1: E. Drosselmeyer⁶⁾
Abschnitt 2: E. Drosselmeyer⁶⁾
Abschnitt 3: A. Seidel⁷⁾
Abschnitt 4: A. Seidel⁷⁾
Abschnitt 5: U. Hagen⁷⁾
- Kapitel 7: W. Kinzelbach⁸⁾
- Kapitel 8: E. Korthaus⁹⁾, E. Leßmann¹⁾

Die Programmierarbeiten zu den Kapiteln 3, 4 und 5 wurden von R. Hulata³⁾, M. Mäule¹⁾ und U. Seele³⁾ durchgeführt.

-
- 1) Kernforschungszentrum Karlsruhe, Abteilung für Angewandte Systemanalyse (AFAS)
 - 2) Kernforschungszentrum Karlsruhe, Institut für Neutronenphysik und Reaktortechnik (INR)
 - 3) Kernforschungszentrum Karlsruhe, Institut für Datenverarbeitung in der Technik (IDT)
 - 4) Kernforschungszentrum Karlsruhe, Projekt Schneller Brüter (PSB)
 - 5) Kernforschungsanlage Jülich, Institut für Nukleare Sicherheitsforschung
 - 6) Kernforschungszentrum Karlsruhe, Abteilung Strahlenschutz und Sicherheit (ASS)
 - 7) Kernforschungszentrum Karlsruhe, Institut für Genetik und für Toxikologie von Spaltstoffen (IGT)
 - 8) Kernforschungszentrum Karlsruhe, Laboratorium für Aerosolphysik und Filtertechnik (LAF)
 - 9) Kernforschungszentrum Karlsruhe, Abteilung Behandlung radioaktiver Abfälle (ABRA)
 - 10) Interatom, Bergisch Gladbach 1

Teil IV:

Umweltauswirkungen von Kernkraftwerken und Anlagen des kerntechnischen Brennstoffkreislaufs

G l i e d e r u n g

Zusammenfassung

- I. Zielsetzung
- II. Wichtige Ergebnisse
- III. Schlußfolgerungen

1. Einführung

2. Brennstoffkreislauf verschiedener Reaktorsysteme und ihr Emissionsverhalten bei Normalbetrieb

2.1 Anlagen des kerntechnischen Brennstoffkreislaufs

2.2 Emissionen radiologisch bedeutender Nuklide an die Umwelt bei Normalbetrieb der Anlagen

2.2.1 Einzelnuklide

2.2.2 Gesamtdarstellung der Emissionen aus Kernkraftwerken

2.2.3 Gesamtdarstellung der Emissionen aus Wiederaufarbeitungsanlagen (WAA)

3. Strahlenbelastung durch die Emissionen von energieerzeugenden Anlagen bei Normalbetrieb - anlagenspezifischer Belastungsvergleich

3.1 Radiologische Belastungsmöglichkeiten

3.2 Organspezifische Strahlenbelastung durch die Emissionen verschiedener Reaktorsysteme

- 3.2.1 Organspezifische Strahlenbelastung durch die Emissionen verschiedener Reaktortypen
- 3.2.2 Organspezifische Strahlenbelastung aus der Wiederaufarbeitung abgebrannter Brennstoffe verschiedener Reaktortypen
- 3.3 Organspezifische Strahlenbelastung aus den Emissionen von Kohlekraftwerken
- 3.4 Zusammenfassender Belastungsvergleich
- 4. Strahlenbelastung durch die Emissionen von kerntechnischen Anlagen bei Normalbetrieb - regionsspezifische und globale Strahlenbelastung
- 4.1 Vergleich der atmosphärischen Ausbreitungsverhältnisse verschiedener Standorte
- 4.2 Zukünftige Strahlenbelastung durch die geplante Kernenergiekapazität am Beispiel einer Modellregion (Oberrheingebiet)
- 4.3 Radiologische Belastung durch die weltweite Kerntechnik
- 5. Zum Störfallverhalten von kerntechnischen Anlagen
- 5.1 Das Störfallverhalten des Leichtwasserreaktors (LWR)
 - 5.1.1 Spezifische Eigenschaften des LWR
 - 5.1.2 Auslegungsstörfälle
 - 5.1.3 2F-Bruch der Hauptkühlmitteleitung
 - 5.1.4 Hypothetische Störfälle
- 5.2 Das Störfallverhalten des Schnellen Natriumgekühlten Brutreaktors (SBR)
 - 5.2.1 Spezifische Eigenschaften eines Schnellen Natriumgekühlten Brutreaktors
 - 5.2.2 Auslegungsstörfälle
 - 5.2.3 Hypothetische Störfälle
 - 5.2.4 Risikostudie
- 5.3 Das Störfallverhalten des Hochtemperaturreaktors (HTR)
 - 5.3.1 Spezifische Eigenschaften eines Hochtemperaturreaktors

- 5.3.2 Größter anzunehmender Unfall
- 5.3.3 Weitere Auslegungstörfälle
- 5.3.4 Störfälle mit einer Freisetzung von Radionukliden über das Abwasser
- 5.3.5 Risiko von Hochtemperaturreaktoren

- 5.4 Kritikalitätsstörfall bei der Wiederaufarbeitung von abgebrannten Kernbrennstoffen
 - 5.4.1 Berechnung der lokalen Fraktilwerte der Dosisbelastungen
 - 5.4.2 Ausgangsdaten
 - 5.4.3 Fraktilwerte der Dosisbelastung bei einem angenommenen Kritikalitätsstörfall

- 6. Grundlagen für die Ermittlung der biologischen Strahlenwirkung

 - 6.1 Die natürliche Strahlenbelastung des Menschen
 - 6.1.1 Herkunft der Strahlung
 - 6.1.2 Örtliche mittlere natürliche Strahlenbelastung in der Bundesrepublik Deutschland
 - 6.1.3 Vergleichende Untersuchungen in Gebieten mit unterschiedlicher Strahlenbelastung
 - 6.2 Anthropogene Strahlenbelastung
 - 6.2.1 Einleitung
 - 6.2.2 Medizinische Strahlenbelastung
 - 6.2.3 Strahlenbelastung von beruflich Strahlenexponierten
 - 6.2.4 Industrie
 - 6.2.5 Kleinquellen
 - 6.2.6 Vergleich mit der Belastung aus anderen Strahlenquellen
 - 6.3 Verhalten kerntechnischer Radionuklide im Säugetierorganismus
 - 6.3.1 Aufnahmewege
 - 6.3.2 Verteilung
 - 6.3.3 Verweilzeit in den Organen
 - 6.3.4 Einfluß der Tierart auf das Radionuklidverhalten

- 6.4 Risikoschätzungen für somatische Spätwirkungen nach Radionuklidinkorporation
 - 6.4.1 Allgemeine Gesichtspunkte
 - 6.4.2 Leukämie
 - 6.4.3 Osteosarkome
 - 6.4.4 Lebertumoren
 - 6.4.5 Lungencarcinome
 - 6.4.6 Gesamttumorrisiko nach Ganzkörperbestrahlung
 - 6.4.7 Mögliche Folgen einer Strahlenbelastung der Bevölkerung
- 6.5 Probleme bei der Beurteilung genetischer Strahlenschäden
 - 6.5.1 Einleitung
 - 6.5.2 Art der genetischen Strahlenschäden in der Zelle
 - 6.5.3 Genetische Schäden in den Keimzellen des Menschen
 - 6.5.4 Strahlenbedingte Mutationen
 - 6.5.5 Risikoabschätzung genetischer Strahlenschäden

- 7. Abwärme aus energieerzeugenden Anlagen
 - 7.1 Definition von Abwärme
 - 7.2 Abwärme aus Wärmekraftwerken - Entstehung und Abfuhr
 - 7.3 Umwelteinflüsse
 - 7.3.1 Umwelteinflüsse durch Abwärmeabgabe an ein Gewässer
 - 7.3.2 Umwelteinflüsse durch Wärmeabgabe an die Atmosphäre
 - 7.4 Potential verschiedener Kühlarten
 - 7.5 Möglichkeiten der Abwärmereduktion

- 8. Zum Problem der mittel- und langfristigen Sicherheit bei der Endlagerung der radioaktiven Abfälle
 - 8.1 Gefahrenpotential und Sicherheitsrisiko bei der Beseitigung des radioaktiven Abfalls
 - 8.1.1 Das Gefahrenpotential als Hinweis auf die an Endlagerkonzepte zu stellenden Anforderungen
 - 8.1.2 Einflußgrößen des Sicherheitsrisikos bei der Endlagerung und Probleme der Risikoanalyse

- 8.2 Die Endlagerung im deutschen Entsorgungskonzept
- 8.2.1 Endlagerkonzepte
- 8.2.2 Stand der F+E-Arbeiten im Hinblick auf die Sicherheit
- 8.2.3 Notwendige F+E-Arbeiten und Machbarkeit

Anhänge:

- Anhang 1: Begriffserklärungen
- Anhang 2: Methoden zur Berechnung der Strahlenbelastung
- Anhang 3: Ausgangsdaten zur Berechnung der Strahlenbelastung
- Anhang 4: Nuklidspezifische Einzelergebnisse für die Strahlenbelastung

Zusammenfassung

I. Zielsetzung

Die ökologische Problematik jeder Energieerzeugung wird durch stoffliche Emissionen und durch Abwärmeemissionen verursacht. Energieerzeugung aus Kernreaktoren bringt weiterhin die Notwendigkeit der sicheren Endlagerung von radioaktiven Abfällen mit sich. Ziel dieser Studie ist es, die Umweltauswirkungen durch Emissionen von Kernkraftwerken und Anlagen des kerntechnischen Brennstoffkreislaufs, soweit mit heute vorhandenen Daten und Modellen möglich, zu quantifizieren und dabei die Brennstoffkreisläufe verschiedener Reaktorsysteme vergleichend zu untersuchen. In den Vergleich wird darüber hinaus auch die Umweltbelastung durch Energieerzeugung mittels fossil befeuerter Kraftwerke einbezogen.

Da der quantitative Vergleich nur für den Teilbereich der Strahlenbelastung aus energieerzeugenden Anlagen und Anlagen des zugehörigen Brennstoffkreislaufs durchgeführt werden konnte, wird, um eine Gesamtbewertung der Umweltbelastungen durch die Energieerzeugung möglich zu machen, ein Überblick über den Kenntnis- und Diskussionsstand zu einer Reihe weiterer Einzelfragen gegeben. Dies betrifft zum Beispiel die Probleme der Abwärmeabgabe aus energieerzeugenden Anlagen. Weiterhin wird die biologische Strahlenwirkung auf den menschlichen Organismus behandelt, um eine Beurteilung der erhaltenen organspezifischen Strahlenbelastungen aus energieerzeugenden Anlagen zu ermöglichen.

Die Rechnungen zur Strahlenbelastung müssen die lokalen, die regionalen und die globalen Belastungsanteile aufzeigen. In dieser Studie werden im wesentlichen nur die Strahlenbelastungen in der näheren Umgebung der Anlagen untersucht (bis 10 km Entfernung von der Emissionsquelle). Eine Erweiterung der Vergleichsrechnungen auf größere Regionen und auf die globale Erhöhung des Strahlenpegels ist noch zu leisten. Dabei wird dann auch die Kollektivbelastung zu berücksichtigen sein, d.h. die Summe aller Einzelbelastungen der betroffenen Personen, um die Voraussetzungen für eine möglichst umfassende Abschätzung des somatischen und genetischen Risikos zu schaffen.

Lediglich für eine Modellregion, die Oberrheinregion, für die die zukünftige Kernenergieausbauplanung bereits hinreichend bekannt ist, wird in dieser Studie eine Regionalanalyse durchgeführt. Eine regionspezifische Gesamtanalyse der ökologischen Auswirkungen eines großtechnischen Einsatzes der Kernenergie in der Bundesrepublik Deutschland entsprechend einer vorgegebenen Prognose des Kernenergieeinsatzes erscheint erst dann sinnvoll, wenn außer einer Energiegesamtplanung auch die zugehörige Standortplanung vorliegt.

Die Strahlenbelastungen werden, außer für einen angenommenen sog. Kritikalitätsstörfall in einer Wiederaufarbeitungsanlage für abgebrannte Kernbrennstoffe, nur für Normalbetriebsbedingungen der Anlagen errechnet. Die potentiellen Strahlenbelastungen bei Störfällen in den Anlagen sind Thema eigener Risikostudien. Hier werden nur einige grundlegende Sicherheitseigenschaften verschiedener Reaktortypen zusammengestellt, anhand derer dann in weiteren Arbeiten reaktorspezifische Emissionsdatensätze für Störfälle entwickelt werden können. Weiterhin werden die Sicherheitsprobleme bei der Endlagerung radioaktiver Abfälle dargestellt. Unter anderem wird der zeitliche Verlauf des Gefahrenpotentials für verschiedene Brennstoffkreisläufe aufgezeigt.

Alle durchgeführten Berechnungen orientieren sich bewußt weitgehend an konservativen Modellansätzen und Ausgangsannahmen. Die einzelnen Themenschwerpunkte werden wie folgt behandelt:

- (1) Beitrag zu einer vergleichenden Übersicht der Strahlenbelastung durch Energieerzeugung mittels der Reaktorsysteme (Kap. 2 und 3):
 - Leichtwasserreaktor (LWR)
 - Schneller Brutreaktor (SBR)
 - Hochtemperaturreaktor (HTR)

und durch Energieerzeugung mittels Kohlekraftwerken.

- (2) Beitrag zu einer Regional- und Globalanalyse der Strahlenbelastung (Kap. 4):
- Vergleich der Ausbreitungsbedingungen an verschiedenen Standorten
 - radiologische Belastung einer Modellregion durch Emissionen der geplanten Kernenergiekapazität im Zeitraum 1985/90
 - Erhöhung der globalen Strahlenbelastung durch die weltweite Kerntechnik.
- (3) Problemübersicht zur Gesamtbewertung der Umweltauswirkungen durch die Kernenergieerzeugung (Kap. 5-8):
- Vergleich der Strahlenbelastungen aus verschiedenen Quellen
 - biologische Strahlenwirkung
 - Auswirkungen der Abwärmeabgaben
 - Sicherheitsprobleme beim Betrieb kerntechnischer Anlagen
 - Sicherheitsprobleme bei der Endlagerung radioaktiver Abfälle.

Zu den Themenschwerpunkten (1) und (2) wurden eigene Ausbreitungs- und Belastungsrechnungen durchgeführt, Themenschwerpunkt (3) wurde anhand der vorliegenden Literatur bearbeitet.

II. Wichtige Ergebnisse

- (1) Bei dem Vergleich der Strahlenbelastung durch verschiedene Reaktorsysteme wird von den Abluft- und Abwasseremissionen bei Normalbetrieb der Reaktoren - LWR, SBR und HTR - sowie von den Abluftemissionen bei der Wiederaufarbeitung der abgebrannten Brennstoffe dieser Reaktoren ausgegangen. Die Emissionen der Reaktoren wurden der Literatur entnommen. Während für den LWR aufgrund bisheriger Betriebserfahrungen eine zufriedenstellende Datenbasis existiert, ist dies für den SBR und den HTR nicht der Fall. Die Emissionen der Wiederaufarbeitungsanlagen (WAA) wurden aus eigenen nuklidspezifischen Abbrandrechnungen bei

Annahme vorgegebener Rückhaltefaktoren bestimmt. Es wurden dabei unterschiedliche Abbrände und Kühlzeiten der Brennelemente betrachtet sowie unterschiedliche Annahmen für die Rückhaltung der radioaktiven Aerosole gemacht. Aus Modellrechnungen ergeben sich dann die radiologischen Belastungen über die Expositionspfade β -Submersion, γ -Submersion, γ -Bodenstrahlung, Inhalation und Ingestion.

Es wurden jeweils die organspezifischen Strahlenbelastungen in der Umgebung der kerntechnischen Anlagen errechnet. Die erhaltenen Belastungswerte liegen für alle Reaktoren weit unterhalb der Richtwerte der Strahlenschutzverordnung; es wird für kein Organ ein höherer Wert als 1 mrem/a erhalten. Die beiden fortgeschrittenen Reaktortypen führen dabei zu noch günstigeren Werten als der LWR. Bei der mehrfach erwähnten Unsicherheit bezüglich der Emissionsdaten sollte dieser Vergleich allerdings nicht überbewertet werden. Insgesamt kann jedoch gesagt werden, daß nach dem jetzigen Planungsstand und den vorliegenden Kenntnissen die fortgeschrittenen Reaktortypen bei Normalbetrieb ähnliche Werte für die Umweltbelastung erbringen werden wie der LWR, wenn nicht sogar günstigere.

Die organspezifischen Belastungswerte durch Emissionen aus den Wiederaufarbeitungsanlagen überschreiten ebenfalls selbst bei ungünstigen Annahmen nicht die Richtwerte der Strahlenschutzverordnung. Die Durchsätze aller Wiederaufarbeitungsanlagen wurden dabei auf die 1400-jato-LWR-Wiederaufarbeitungsanlage normiert, d.h. jede Wiederaufarbeitungsanlage kann die gleiche Energieerzeugungskapazität entsorgen wie die 1400 jato-LWR-Anlage. Für alle Organe werden Belastungswerte kleiner als 10 mrem/a erhalten, ausgenommen die Knochen und die Schilddrüse mit Werten bis 30 bzw. 40 mrem/a. Die Unterschiede zwischen den reaktorspezifischen Typen der Wiederaufarbeitungsanlagen sind sehr gering. Erhöhte Aerosolrückhaltung (um den Faktor 10) ergibt für fast alle Organe eine Verringerung der Strahlenbelastung um etwa 40 %. Bei der Knochenbelastung ist diese Reduktion noch größer (etwa 80 %), ausgenommen die HTR-Wiederaufarbeitungsanlage, bei der die Knochenbelastung wesentlich durch die Kohlenstoff-14-(C-14) Emissionen bestimmt wird. Bei der Schilddrüsenbelastung ist der Belastungswert für beide Rückhalteannahmen in etwa gleich, 30-40 mrem/a, bedingt durch die in beiden Fällen gleich hohe Jod-129 (J-129)-Emission.

Wie am Beispiel des HTR aufgezeigt, führt eine Erhöhung des Brennstoffabbrandes (95 000 MWd/t SM im Vergleich zu 57 000 MWd/t SM), bezogen auf gleiche Energieerzeugung, zu einer geringen Erhöhung der Strahlenbelastung ($\sim 10\%$). Bei der HTR-Wiederaufarbeitungsanlage ist der Belastungsanteil durch Ingestion im Vergleich zur Inhalation höher als bei der LWR- und SBR-Anlage; dieses Ergebnis wird durch die vergleichsweise höheren Kohlenstoff-14 (C-14)-Emissionen erhalten. Bei Rechnungen mit einer C-14-Rückhaltung von 90 % schneidet die HTR-Wiederaufarbeitungsanlage günstiger ab als die LWR- und SBR-Anlagen. Bei den Vergleichsrechnungen für verschiedene Kühlzeiten der Brennelemente wird von 180, 365 und 3650 Tagen ausgegangen. Der Belastungsunterschied bei Kühlzeiten von 180 bzw. 365 Tagen ist bis auf die Magen-Darm-Belastung bei der Wiederaufarbeitung von HTR-Brennstoffen vernachlässigbar. Ursache der unterschiedlichen Werte beim HTR ist das Nuklid Protactinium-233 (Pa-233) mit einer Halbwertszeit von 27 Tagen. Ein Vergleich der Strahlenbelastungen bei einer Kühlzeit von 3650 Tagen mit einer solchen von 365 Tagen ergibt für alle Reaktortypen eine Verringerung der Belastungswerte zwischen 10 und 40 %. Dies gilt nicht für die Schilddrüsenbelastung durch das langlebige Jod-129 und die durch Kohlenstoff-14 verursachte Knochenbelastung beim HTR. Die Belastungsreduktion bei längeren Kühlzeiten ist im Falle erhöhter Aerosolrückhaltung nicht so ausgeprägt wie im Falle konservativer Rückhaltung. Insgesamt kann somit gesagt werden, daß die Unterschiede in den organspezifischen Strahlenbelastungen durch die Emissionen der betrachteten Reaktorsysteme sehr gering sind.

Bei Energieerzeugung aus der Verbrennung fossiler Brennstoffe werden neben einer Reihe schädlicher Verbrennungsgase und Feststoffe ebenfalls Radionuklide emittiert. So enthält Kohle stets gewisse Mengen an Thorium und Uran. Die Konzentration liegt meist in der Größenordnung der mittleren Konzentration in der Lithosphäre. Bei der Verbrennung findet in der Asche eine Anreicherung um etwa den Faktor 10 statt. Es wird angenommen, daß **1 % der entstandenen Asche als Flugasche emittiert** wird; bei den Edelgasen (Radonisotopen) wird von 100 %-iger Freisetzung ausgegangen. Werden die Radionuklidemissionen aus Kohlekraftwerken mit den gleichen Rechenmodellen und Datensätzen untersucht, die auch zur Berechnung der organspezifischen Strahlenbelastung aus Kern-

kraftwerken und aus Anlagen des kerntechnischen Brennstoffkreislaufs angewandt wurden, so ergeben sich, bezogen auf gleiche Energieerzeugung, Werte für die Strahlenbelastung, die für fast alle Organe, die Knochen und den Ganzkörper um mindestens den Faktor 2 höher sind als die durch Kernenergieerzeugung erhaltenen. Nur für die Schilddrüsenbelastung ergibt die Kernenergieerzeugung geringfügig höhere Werte. Bei der Kernenergieerzeugung werden dabei außer den Kraftwerksemissionen noch die Emissionsanteile aus der Wiederaufarbeitung berücksichtigt, nicht jedoch diejenigen aus Uranerzbergbau und Uranerzaufbereitung, die für den LWR-Brennstoffkreislauf sicherlich nicht zu vernachlässigen sind. Bei den erhaltenen Ergebnissen für die Kohlekraftwerke wirkt sich der Umstand sehr vorteilhaft aus, daß die Emissionen in jedem Falle mit der gleichzeitigen Abgabe großer Wärmemengen verbunden sind. Dies führt zu einem thermischen Auftrieb der sog. Rauchfahne und damit zu verringerten Bodenkonzentrationen.

- (2) Der Beitrag zu radiologischen Regionalanalysen beschränkt sich auf einen Vergleich der atmosphärischen Ausbreitungsbedingungen von 12 westdeutschen Standorten und die Darstellung der Strahlenbelastung durch Emissionen der geplanten Kernenergiekapazität in den Jahren 1985/90 für eine Modellregion. Die Ausbreitungsbedingungen für die verschiedenen Standorte wurden in einer 10 x 10 km- und einer 50 x 50 km-Umgebung um die Standorte untersucht. Es werden dabei die Langzeitausbreitungsfaktoren, d.h. die aus einer normierten Emission erhaltenen Immissionen, am jeweils ungünstigsten Aufpunkt (Maximalwerte) sowie die Mittelwerte der Langzeitausbreitungsfaktoren im 10 x 10 km- und 50 x 50 km-Raster verglichen. Es ergeben sich große Abweichungen zwischen den einzelnen Standorten. Die günstigsten Werte für die Ausbreitung werden für den Standort Emden erhalten. Bezogen auf diesen ergeben sich für alle anderen untersuchten Standorte z.T. erheblich höhere Werte. Die Abweichung erreicht bei den Maximalwerten der Ausbreitungsfaktoren über 300 % und bei den Mittelwerten bis zu 200 %. Außer für Emden werden auch für die Standorte Hamburg und Hannover relativ günstige Werte erhalten, während alle südlicher liegenden

Standorte zu höheren Ausbreitungsfaktoren führen. Die Untersuchung der lokalen Verteilung der Ausbreitungsfaktoren um den Quellpunkt ergibt ebenfalls erhebliche Unterschiede zwischen den Standorten. Für den Großteil der Standorte wird das Belastungsmaximum östlich bzw. nordöstlich vom Quellpunkt erhalten. Besonders die süddeutschen Stationen weichen aber z.T. erheblich von diesem Belastungsmuster ab. Die Untersuchung macht deutlich, daß bei jeder Standortwahl für kerntechnische Anlagen, die die radiologische Bevölkerungsbelastung berücksichtigt, eine detaillierte Standortanalyse notwendig ist, um insgesamt möglichst günstige Werte für die Kollektivbelastung zu erreichen.

Die Analyse der Strahlenbelastung für eine Modellregion (Oberrheingebiet) geht von der bis 1990 geplanten Kernenergiekapazität entlang dem Oberrhein, von der Quelle bis zur Einmündung des Mains, aus. Die radiologischen Auswirkungen aller geplanten Emissionsquellen innerhalb der Region werden dabei überlagert. Die wichtigsten Transportprozesse und Expositionspfade, die nach dem heutigen Kenntnisstand den größten Beitrag zur Gesamtbelastung liefern, werden berücksichtigt. Es wird von den Konsumgewohnheiten (Lebensmittelverbrauch) des Bevölkerungsdurchschnitts in der Region ausgegangen.

Für den Ganzkörper werden die durch Abluftemissionen über verschiedene Expositionspfade verursachten Ortsdosisraten innerhalb der Region dargestellt. Nennenswerte Belastungen treten dabei jeweils nur in unmittelbarer Umgebung der Anlagen auf. Bei den Abwasseremissionen wird für verschiedene Expositionspfade der Verlauf der Dosisraten für Knochen, Ganzkörper und Schilddrüse entlang der Fließstrecke aufgezeigt. Die Emissionen an die Abluft führen insgesamt zu höheren Strahlenbelastungen als diejenigen an das Abwasser. In beiden Fällen werden jedoch selbst bei den Maximalwerten der Dosisraten innerhalb der Region Werte unterhalb 1 mrem/a erhalten, ausgenommen die Schilddrüse, für die sich aus Abluftemissionen ein Wert von 2,3 mrem/a ergibt. Die Maximalwerte für die Knochenbelastung liegen für die Abluftemissionen bei 0,9 mrem/a und für die Abwasseremissionen bei 0,4 mrem/a. Bei den Abwasseremissionen erbringt der Expositionspfad Trinkwasser jeweils den größten Anteil. Die

Ergebnisse zeigen, daß auch die Überlagerung der radiologischen Auswirkungen einer größeren Zahl von Kernkraftwerken und kerntechnischen Anlagen innerhalb einer Region Werte für die Strahlenbelastung ergibt, die weit unterhalb der Grenzwerte der bestehenden Rechtsverordnungen liegen.

Bei der Emission langlebiger Radionuklide in die Atmosphäre und in Gewässer ist außer der regionalen auch die überregionale und globale Strahlenbelastung der Bevölkerung von Bedeutung. Auch wenn die durch die Emission langlebiger Nuklide aus kerntechnischen Anlagen verursachte Strahlenbelastung für Einzelpersonen der Bevölkerung relativ klein ist im Vergleich zur maximalen Individualdosis in der Umgebung der Anlage, so ist doch zu berücksichtigen, daß infolge der großen Zahl von exponierten Personen die kollektive Strahlenbelastung der gesamten Bevölkerung, d.h. die Summe der Individualdosen im regionalen und globalen Bereich, größer sein kann als die kollektive Dosis der sog. kritischen Bevölkerungsgruppe im Nahbereich der Anlage. Die Radionuklide Tritium, Kohlenstoff-14, Krypton-85 und Jod-129 spielen bei der globalen Strahlenbelastung eine besondere Rolle.

Der durchgeführte Vergleich der weltweit wirksamen Gonadendosisraten aus verschiedenen Quellen - Kernenergieerzeugung im Jahre 2000, natürliche Inventare und Kernwaffentests - zeigt, daß bei Tritium die Belastung durch kerntechnische Anlagen erst gegen Ende dieses Jahrhunderts die Größe der natürlichen Belastung von etwa 0,001 mrem/a erreichen wird, Kernwaffentests verursachen bereits eine erhebliche größere Belastung ($\sim 0,02$ mrem/a für das Bezugsjahr 1975). Bei Kohlenstoff-14 wird die Belastung durch kerntechnische Anlagen im Jahr 2000 noch um eine Größenordnung unter der natürlichen liegen (0,04 zu 0,7 mrem/a), die Belastung aus Kernwaffentests hat für das Bezugsjahr 1975 bereits 0,3 mrem/a erreicht. Für Krypton-85 hat dieser Vergleich keine Bedeutung, da natürliches Inventar und das Inventar durch Kernwaffentests vergleichsweise gering sind, die Gonadendosisrate aus Kernenergieerzeugung wird in diesem Falle im Jahre 2000 kleiner 0,01 mrem/a sein und die Hautdosisrate etwa 1 mrem/a betragen. Grundlage der Belastungswerte aus Kernenergieerzeugung ist ein Prognosewert für den Kernenergieeinsatz im Jahre 2000 von etwa 2000 GWe sowie vollständige Emission

der betrachteten Nuklide aus Kraftwerken und Wiederaufarbeitungsanlagen. Im Falle des Einbaus von Rückhalteeinrichtungen, vor allem in Wiederaufarbeitungsanlagen, die z.B. für die geplante deutsche Großanlage verbindlich sind, ist mit einer erheblichen Reduktion des Kernenergieanteils zu rechnen.

- (3) Eine Gesamtbewertung der Umweltauswirkungen durch die Kernenergieerzeugung erfordert, wie eingangs schon erwähnt, zusätzliche Analysen über biologische Strahlenwirkungen, Auswirkungen von Abwärmeabgaben und Sicherheitsprobleme beim Betrieb kerntechnischer Anlagen und bei der Endlagerung radioaktiver Abfälle. Die Bevölkerung der Bundesrepublik Deutschland ist durch natürliche Strahlung einer Ganzkörperbelastung von etwa 110 mrem/a ausgesetzt, durch medizinische Strahlenanwendung kommt eine mittlere Belastung von etwa 50 mrem/a hinzu. Die Strahlenbelastung durch den Betrieb kerntechnischer Anlagen ergibt im Vergleich dazu selbst bei ungünstigen Annahmen sehr geringe Belastungswerte. Die Strahlenbelastung durch kerntechnische Nuklide erfolgt im wesentlichen durch die mit der Nahrungsaufnahme verbundene Aufnahme von Radionukliden, während die Belastung durch natürliche Strahlung überwiegend durch externe Exposition verursacht wird. Allerdings ist auch nach Aufnahme zahlreicher kerntechnischer Radionuklide die Verteilung der Strahlendosis im Körper mehr oder weniger gleichförmig. Ein vollständiger Vergleich verlangt jedoch auch die Berücksichtigung von Teilkörperbelastungen (z.B. Knochen, Schilddrüse). Für diese Teilkörperbelastungen werden sowohl im Falle der natürlichen wie auch der kerntechnischen Radionuklide teilweise höhere Werte erhalten als für die Ganzkörperbelastung.

Die biologische Strahlenwirkung besteht in somatischen und genetischen Risiken. Das Verhalten kerntechnischer Radionuklide im Säugetierorganismus ist aus eingehenden tierexperimentellen Untersuchungen bekannt. Ihre typischen Aufnahmewege, Verteilungen und Verweilzeiten in den Organen können auch für den Menschen vorausgesagt werden. Zu den wichtigsten biologischen Spätwirkungen einer Aufnahme von Radionukliden in genügend hoher Dosierung gehört die Entstehung von Tumoren. Angaben über Art und Anzahl der in einer bestrahlten Population zusätzlich auftretenden

Tumorerkrankungen sind aufgrund von direkten Beobachtungen an Menschen und einer großer Zahl von Tierversuchen möglich. Die in diesen Fällen aufgenommenen Strahlendosen liegen um mehrere Größenordnungen über den maximal zulässigen Grenzwerten für die Strahlenbelastung der Bevölkerung; die lineare Extrapolation der Dosis-effektbeziehung zum Bereich kleiner Strahlendosen wird derzeit als zuverlässigste Möglichkeit angesehen, das Tumorrisiko nicht zu unterschätzen.

Um die genetischen Risiken einer Strahlenbelastung des Menschen voraussagen zu können, müssen tierexperimentelle Daten auf den Menschen übertragen werden. Im Gegensatz zu den somatischen Strahlenwirkungen, bei denen direkte Beobachtungen am Menschen vorliegen, konnte an den Nachkommen bestrahlter Personen, z.B. in Nagasaki und Hiroshima, kein strahlenbedingter genetischer Schaden nachgewiesen werden. Solche Strahlenschäden sind jedoch aufgrund von Tierversuchen abschätzbar. Bekannte Risikoabschätzungen gehen davon aus, daß die Verdopplungsdosis, d.h. die Dosis, die die natürliche Mutationsfrequenz verdoppelt, bei einer chronischen Strahlenbelastung 100 rad beträgt. Dann besteht bei einer Strahleneinwirkung von 1 rem/Generation die Wahrscheinlichkeit, pro 1 Million Lebendgeborene 20-100 genetische Strahlenschäden zusätzlich zu erhalten. Dieser Wert muß mit der Gesamtzahl der spontan auftretenden Mutationen verglichen werden, der etwa 60 000 Schäden pro 1 Million Lebendgeborene beträgt. Die Abschätzung der spontan auftretenden Schäden ist allerdings unsicher, da nur wenige genaue Daten über größere Bevölkerungsgruppen vorliegen. Vorerst besteht somit keine Möglichkeit, im Rahmen der zulässigen Maximaldosen die Existenz dieser genetischen Strahlenschäden zu erkennen, wenn sie auch aufgrund von Tierversuchen voraussehbar sind.

Die Abwärme aus Wärmekraftwerken wird in einer Abwärmebilanz der Bundesrepublik Deutschland als Teilproblem der gesamten Abwärmeabgabe aus Industrie, Haushalt und Verkehr dargestellt. Sie ist durch ihre starke räumliche Konzentrierung charakterisiert. Sie wird entweder an ein Gewässer oder über Kühltürme direkt an die Atmosphäre abgegeben. Abwärmeabgaben an Gewässer beeinflussen die darin ablaufenden chemischen und biologischen Vorgänge. Insbesondere bei verschmutzten Gewässern kann der Sauerstoffhaushalt beeinträchtigt werden. Bei den derzeit

empfohlenen Belastungsgrenzwerten wird das Kühlvermögen der deutschen Binnengewässer bereits um 1985 erschöpft sein. Naßkühltürme entlasten mittelfristig die Gewässer. Langfristig müssen wegen der erhöhten Verdunstungsverluste auch Hybrid- und Trockenkühltürme eingesetzt werden. Die Auswirkungen von Abwärmeabgaben sind im allgemeinen auf einen Umkreis von 5 km Radius beschränkt. Bei Bauwerkshöhe von rund 150 m und Standorten in der Ebene können sie keine meßbaren Klimaveränderungen bewirken. Die weltweite anthropogene Abwärmeemission ist heutzutage noch nicht in der Lage, globale Klimaveränderungen zu bewirken. Regional könnte eine Klimaveränderung schon möglich sein. Dabei spielen aber Wärmekraftwerke gegenüber den flächenmäßig weiter verteilten Wärmeeemittenten eine vergleichsweise geringe Rolle.

Als Möglichkeiten zur Reduktion der Abwärme werden behandelt:

- die Erhöhung des Wirkungsgrades zur Stromerzeugung;
- die Abwärmenutzung, z.B. durch Kraft-Wärme-Kopplung.

Hierbei hat die Abwärmenutzung besondere Bedeutung. Bis 1990 werden neben dem bereits heute fernwärmeversorgten Potential 73 % des gesamten Leistungsbedarfs für Raumheizung, Warmwasserbereitung und Prozeßwärme im Niedertemperaturbereich bis 200⁰ C technisch geeignetes Potential für eine Fernwärmeversorgung sein. Davon läßt sich ein Bruchteil von 19 bis 24 % unter wirtschaftlichen Bedingungen realisieren. Falls in die Wirtschaftlichkeitsrechnung gesamtwirtschaftliche Kriterien wie Devisenersparnis, Immissionsreduktion und Schaffung von Arbeitsplätzen einbezogen werden, steigt der realisierbare Anteil am fernwärmegeeigneten Potential mit Sicherheit an.

Die möglichen Konsequenzen der Freisetzung großer Mengen von Radioaktivität aus Reaktoren und kerntechnischen Anlagen als Folge nuklearer Störfälle wird hier nicht näher diskutiert. Ein quantitativer Risikovergleich der verschiedenen Reaktorlinien - LWR, SBR und HTR - ist zur Zeit nicht möglich. Als erste Grundlage für einen solchen Vergleich wird das Störfallverhalten der verschiedenen Reaktortypen dargestellt. Diese qualitative Gegenüberstellung der die Sicherheit bestimmenden Eigenschaften läßt keine klaren Vorteile für eine der drei Reaktorli-

nien erkennen. Die bisher vorgelegten Risikostudien zeigen, daß für jede Reaktorlinie Risikowerte erhalten werden, die um Größenordnungen geringer sind als herkömmliche Risiken. Bei diesen Vergleichen lassen sich jedoch folgende Einwendungen machen: Aussagen über Kernkraftwerks-Risiken sind Ergebnisse sehr komplexer und naturgemäß fehlerbehafteter Rechenmodelle bzw. Ablaufmodelle, zivilisatorisch oder naturbedingte Risiken dagegen sind Resultate von Beobachtungen bzw. statistischen Erhebungen. Obwohl bei den Rechenmodellen für die Kernkraftwerksrisiken eher konservative Annahmen gemacht wurden, läßt sich nicht ausschließen, daß irrtümlicherweise an der einen oder anderen entscheidenden Stelle falsche Wahrscheinlichkeitswerte eingesetzt wurden, oder - was noch problematischer ist - mögliche Ereignisabläufe von dem Analytiker gar nicht erkannt wurden. Das Gewicht dieses Arguments wird verstärkt durch die Tatsache, daß die Ausfallwahrscheinlichkeiten der Komponenten bereits infolge sehr kleiner konstruktiver oder Fertigungsänderungen ganz andere Werte annehmen können. Hinzu kommt, daß Betriebserfahrungen wohl vorhanden sind, eine Vergrößerung der "Samples" für die Wahrscheinlichkeitsuntersuchungen jedoch häufig sehr erwünschenswert wäre. Aus diesen Darlegungen wird deutlich, daß die geringen Risikowerte für z.B. Leichtwasserreaktoren, die nach Rasmussen um den Faktor 1000 bis 10 000 kleiner sind als die herkömmlichen Risiken, tatsächlich notwendig sind, wenn der Betrieb von Leichtwasserreaktoren ohne Einschränkungen akzeptiert werden soll. Aus diesen Darlegungen folgt aber auch, daß die im Zuge der weiteren Forschung zu erwartenden Modellverbesserungen selbst dann keine erheblichen Konsequenzen für die Genehmigung haben dürften, wenn sich gewisse Erhöhungen der Risikowerte - etwa im Rahmen einer Größenordnung - ergeben sollten.

Das Problem der mittel- und langfristigen Sicherheit bei der Endlagerung radioaktiver Abfälle wird anhand bekannter Indizes des Gefahrenpotentials für die verschiedenen Reaktoren aufgezeigt. Das sogenannte Gefahrenmaß, das die Wassermenge angibt, die notwendig ist, um eine gegebene Abfallmenge auf Nuklidkonzentrationen zu verdünnen, die den maximal zulässigen Trinkwasserkonzentrationen entsprechen, erreicht für den LWR nach 400 Jahren einen Wert, der dem des ursprüng-

lich eingesetzten Uranerzes entspricht. Für den HTR und den SBR werden längere Zeiträume erhalten, für den SBR insbesondere deshalb, weil er durch seine erheblich bessere Ausnutzung des Uranerzes eine geringere Uranerzbezugsmenge erbringt. Eine Reduzierung des langfristigen Gefahrenmaßes kann durch Abtrennung der entsprechenden Aktiniden erreicht werden. Die Ermittlung des Gefahrenpotentials für die verschiedenen Reaktoren erübrigt jedoch nicht eine exakte Errechnung des Risikos durch mögliche Freisetzung von Radionukliden aus einem Endlagersystem, d.h. es müssen Risikoanalysen für geologische Endlagersysteme durchgeführt werden, die die wichtigsten Freisetzungsmechanismen berücksichtigen. Besondere Probleme stellen sich dabei für die Berücksichtigung der Wechselwirkung zwischen den natürlichen Gegebenheiten und den technischen Eingriffen sowie den von der Erschließung und dem Betrieb der geologischen Formation als Endlager ausgehenden Wirkungen.

Hinsichtlich der notwendigen quantitativen Beurteilung des Sicherheitsrisikos des geplanten Endlagers sind die folgenden drei Aufgabenkomplexe zu berücksichtigen, deren Bearbeitung eingeleitet worden ist:

- Die Erstellung von theoretischen, durch experimentelle Untersuchungen abgestützten Modellen für das Verhalten des geologischen Endlagersystems und der eingelagerten Abfallstoffe unter Normal- und Störfallbedingungen.
- Die Standorterkundung, die alle sicherheitsrelevanten Daten und Parameter, die in die theoretischen Modelle einfließen müssen, in ausreichender Detaillierung und Genauigkeit zu liefern hat.
- Die risikoanalytische Behandlung des Endlagersystems anhand der speziell aufbereiteten Ergebnisse von Modellstudien sowie anderweitiger Erfahrungswerte und Abschätzungen.

III. Schlußfolgerungen

Zusammenfassend kann zum erreichten Bearbeitungsstand der behandelten Themenschwerpunkte folgendes gesagt werden:

- (1) Ein aussagefähiger Vergleich der Umweltauswirkungen verschiedener Reaktorsysteme und Brennstoffkreisläufe bedarf noch spezifischer Datenerhebungen insbesondere zum Emissionsverhalten der fortgeschrittenen Reaktoren. Von besonderem Interesse dürfte ein umfassender Vergleich von Uran-Thorium- und Uran-Plutonium-Kreisläufen und den möglichen Hybridkreisläufen mit thermischen und schnellen Reaktoren sein.
- (2) Legt man die in Kap. 2 angegebenen Emissionswerte der kritischen Anlagen der untersuchten Brennstoffkreisläufe bei Normalbetrieb zugrunde (Wiederaufarbeitungsanlagen und Reaktoren), so werden auch bei ungünstigen Annahmen die Grenzwerte der Strahlenschutzverordnung für die organspezifischen Strahlenbelastungen eingehalten.
- (3) Bei der Verbrennung von Kohle werden die eingelagerten natürlichen radioaktiven Zerfallsketten frei. Werden die organspezifischen Strahlenbelastungen durch diese Radionuklidemissionen mit den gleichen Modellen und Datensätzen wie bei kerntechnischen Anlagen untersucht, so ergeben sich, bezogen auf gleiche Energieerzeugung, für fast alle Organe, die Knochen und den Ganzkörper Belastungen, die zumindest um den Faktor 2 höher sind als bei der Kernenergieerzeugung, selbst wenn man die Emissionen aus der Wiederaufarbeitung mit berücksichtigt. Nur für die Schilddrüsenbelastung führt die Kernenergieerzeugung zu geringfügig höheren Werten. Bei den Kohlekraftwerken wurde dabei der thermische Auftrieb der Rauchfahne und damit der Nuklidemissionen berücksichtigt.
- (4) Bei den Ergebnissen der radioökologischen Modellrechnungen muß berücksichtigt werden, daß eine Reihe von Eingangsdaten noch in Diskussion sind, wie z.B. die Daten zum Radionuklidtransfer vom Boden zum eßbaren Teil der Pflanze. Für diese Faktoren sind erhebliche standortspezifische Unterschiede erkennbar. Auch das Problem der langfristigen Anreicherung sehr langlebiger Nuklide, wie z.B. der Aktiniden, konnte mit den vorliegenden Modellen nicht untersucht werden.

- (5) Die Strahlenexposition an den ungünstigsten Einwirkungsstellen ergibt keine hinreichende Aussage über das Gesamtrisiko durch nukleare und nichtnukleare Energieerzeugung bei Normalbetrieb. Hierzu ist die Errechnung der sog. Kollektivbelastung in der regionalen und globalen Umwelt notwendig. In künftigen Umweltanalysen muß daher diese Kollektivbelastung stärker berücksichtigt werden.
- (6) Bisherige Abschätzungen zeigen, daß die radiologische Belastung der Bevölkerung durch den Normalbetrieb kerntechnischer Anlagen sehr klein gegenüber der natürlichen Strahlenbelastung ist. Somit ergeben sich auch unter ungünstigen Annahmen Schätzwerte für das Risiko der Entstehung zusätzlicher Tumorerkrankungen oder Erbschäden, die im Vergleich zur jeweiligen Spontanrate dieser Erkrankungen äußerst klein sind.
- (7) Das Instrumentarium für Regionalanalysen der Umweltauswirkungen kerntechnischer Anlagen ist weitgehend vorhanden. Um solche Analysen durchzuführen, sind jedoch regionsspezifische Datenerhebungen sowie umfassende Planungsvorgaben notwendig.
- (8) Abwärme aus Kraftwerken ist nur ein Teilproblem der gesamten Abwärmeabgaben aus Industrie, Haushalt und Verkehr. Ökologische und gesamtwirtschaftliche Kriterien wie Immissionsreduktion, Devisenersparnis und Schaffung von Arbeitsplätzen sprechen für eine verstärkte Abwärmenutzung, die im Augenblick nach rein betriebswirtschaftlichen Kriterien nur in Ausnahmefällen rentabel ist.
- (9) Quantitative Störfalluntersuchungen für fortgeschrittene Reaktoren und Wiederaufarbeitungsanlagen, die einen unmittelbaren Vergleich zu Risikoassessungen des Rasmussen-Reports und der in Arbeit befindlichen Birkhofer-Studie ermöglichen, werden im Augenblick durchgeführt; auf erste Ergebnisse wurde in dieser Studie hingewiesen. Besonderen Aussagewert haben diese Risikoanalysen, wenn sie sich auf in Betrieb befindliche Referenzanlagen beziehen.

- (10) Aufgrund der vorliegenden Terminvorstellungen für die Verwirklichung des Entsorgungskonzeptes müssen die notwendigen F+E-Arbeiten zur Sicherheit der Endlagerung intensiviert werden. Rechtzeitig vor Baubeginn des Entsorgungszentrums müssen Probebohrungen durchgeführt werden, um die Eignung des Standortes für die Errichtung des Endlagers für schwach- und mittelaktive Abfälle zu bestätigen. Der entsprechende Nachweis für das HAW-Endlager kann erst nach Niederbringung eines Schachtes und ausführlicher untertägiger Erkundung erbracht werden. Für die endgültige Auslegung der Endlager und den Nachweis ihrer Sicherheit auf der Grundlage weitergehender Standorterkundungen müssen rechtzeitig verbesserte Methoden zur Vorhersage und risikoanalytischen Beurteilung des Verhaltens des geologischen Endlagersystems und der eingelagerten Abfälle unter Normal- und Störfallbedingungen entwickelt werden. Falls ein anderer Salzstock in der Umgebung von Gorleben für die Endlagerung der hochaktiven Abfälle gefunden werden muß, so stellt der Transport der verglasten hochaktiven Abfälle dorthin kein besonderes Problem dar.

1. Einführung

Ziel dieser Studie ist es, die Umweltauswirkungen des kerntechnischen Brennstoffkreislaufs, soweit mit heute vorhandenen Daten und Modellen möglich, zu quantifizieren und dabei die Auswirkungen der Brennstoffkreisläufe verschiedener Reaktorsysteme vergleichend zu untersuchen. In den Vergleich wird darüber hinaus auch die Umweltbelastung durch Energieerzeugung mittels fossil befeuerter Kraftwerke einbezogen. Da der quantitative Vergleich nur für den Teilbereich der Strahlenbelastung aus energieerzeugenden Anlagen und Anlagen des zugehörigen Brennstoffkreislaufs durchgeführt werden konnte, wird, um eine Gesamtbewertung der Umweltbelastung durch die Energieerzeugung möglich zu machen, ein Überblick über den Kenntnis- und Diskussionsstand zu einer Reihe weiterer Einzelfragen gegeben. Diese Problembereiche werden in den einzelnen Kapiteln der Studie behandelt.

In Kap. 2 werden die Anlagen des kerntechnischen Brennstoffkreislaufs sowie deren Radionuklidemissionen bei Normalbetrieb dargestellt. Die Emissionen von Reaktoren wurden aus der entsprechenden Literatur zusammengestellt. Die Emissionen aus Wiederaufarbeitungsanlagen wurden mit Hilfe von Abbrandrechnungen und bei Annahme vorgegebener Freisetzungsfaktoren erhalten.

In Kap. 3 und 4 werden die Auswirkungen der Radionuklidemissionen bei Normalbetrieb der Anlagen behandelt. Es wird ein Überblick über die radiologischen Belastungsmöglichkeiten gegeben. Dabei werden alle relevanten Expositionspfade berücksichtigt. Mit einem einfachen Modellansatz werden Vergleichsrechnungen für die Umweltbelastung durch die Emissionen verschiedener Reaktorsysteme durchgeführt (Abschn. 3.2). Es werden dabei die Hauptemittenten der jeweiligen Brennstoffkreisläufe, die Reaktoren und die Wiederaufarbeitungsanlagen, betrachtet. In den Vergleich werden auch die Radionuklidemissionen aus Kohlekraftwerken einbezogen (Abschn. 3.3).

Da als Verdünnungsmedien die Atmosphäre und nahegelegene Fließgewässer (Vorfluter) benötigt werden, muß jede ökologische Analyse von den Gegeben-

heiten einer vorgegebenen spezifischen Region bzw. eines vorgegebenen Standorts ausgehen (Kap. 4). Um den Einfluß verschiedener Standortgegebenheiten aufzuzeigen, werden die atmosphärischen Ausbreitungsverhältnisse von 12 typischen westdeutschen Standorten gegenübergestellt. Es werden dabei die Ausbreitungsbedingungen untersucht, die während größerer Zeiträume vorliegen, wie auch diejenigen, die nur kurzfristig während kritischer Wetterlagen vorliegen und die zu erhöhten Belastungen führen (Abschn. 4.1). Für eine Modellregion wurden Rechnungen durchgeführt, die Aufschluß über die radioökologische Belastung über alle relevanten ökologischen Pfade geben. Ausgehend von den bisher bekannten Planungen für den Bau kerntechnischer Anlagen in der Modellregion bis zum Jahre 1990 werden die Umweltauswirkungen aller Abluft- und Abwasseremissionen dieser Anlagen errechnet (Abschn. 4.2).

Da das langlebige radioaktive Edelgas Krypton-85 (Kr-85), das Nuklid Tritium (H-3), sowie der radioaktive Kohlenstoff-14 (C-14) nicht nur regionale Belastungen in der Umgebung des Standortes ergeben, werden globale Belastungsschätzungen entsprechend vorgegebenen Energieszenarien dargestellt (Abschn. 4.3).

Eine Abschätzung der zukünftigen Strahlenbelastung in der Bundesrepublik Deutschland entsprechend bestimmter Energieprognosen wurde nicht durchgeführt, da hierfür eine konkrete Standortplanung vorliegen müßte. Die Ergebnisse der Ausbreitungsrechnungen für die ausgewählten typischen Standorte gestatten es, zusammen mit den Belastungswerten für die Brennstoffkreisläufe der einzelnen Reaktorsysteme, solche Zukunftsabschätzungen je nach angenommener Energie- und Standortstrategie durchzuführen.

In Kapitel 5 wird das Störfallverhalten verschiedener kerntechnischer Anlagen behandelt. Für die Reaktoren - LWR, SBR und HTR - werden das physikalische Störfallverhalten, die Auslegungstörfälle und die hypothetischen Störfälle beschrieben. Weiterhin werden die vorgesehenen Sicherheitseinrichtungen dieser Reaktoren dargestellt. Auf wesentliche Ergebnisse bisher bekannter Risikostudien wird hingewiesen. Für einen angenommenen Kritikalitätsstörfall in einer LWR-Wiederaufarbeitungsanlage werden auch Rechnungen zur radiologischen Umgebungsbelastung durchgeführt.

Um die Auswirkungen der durch Radionuklid-Emissionen erhaltenen Belastungswerte einschätzen zu können, werden die möglichen Schadenswirkungen durch die Strahlenbelastung beschrieben und ein Vergleich zwischen natürlicher und anthropogener Strahlenbelastung durchgeführt (Kap. 6). Es wird dabei auch auf das Verhalten der Nuklide im Organismus, auf tierexperimentelle Untersuchungen zur biologischen Wirkung inkorporierter Nuklide und den Stand der Analysen von Dosis-Wirkungs-Beziehungen eingegangen. Abschließend wird eine Problemübersicht über genetische Strahlenschäden gegeben.

In Kap. 7 wird die Problematik der Abwärmeemissionen behandelt. Es werden die möglichen Umwelteinflüsse durch Abwärme, das Potential der verschiedenen Kühlarten und die Möglichkeiten der Abwärmereduktion aufgezeigt. Kap. 8 befaßt sich mit der Endlagerung von radioaktivem Abfall. Es werden dabei die langfristigen Risikopotentiale für verschiedene Brennstoffkreisläufe dargestellt. Die Notwendigkeit von Sicherheitsanalysen für konkrete Endlagersysteme wird aufgezeigt. Die im Rahmen des Entsorgungskonzeptes der Bundesrepublik Deutschland vorgesehenen Endlagerverfahren werden diskutiert und der Stand der F+E-Arbeiten wird dargestellt. Weiterhin wird eine Einschätzung weiterer notwendiger Arbeiten für die Entwicklung des Endlagerkonzeptes gegeben.

2. Brennstoffkreislauf verschiedener Reaktorsysteme und ihr Emissionsverhalten bei Normalbetrieb

Es wird ein Überblick über Aufbau, Massenströme und Einzelanlagen des Brennstoffkreislaufs verschiedener Reaktorsysteme gegeben. Für die wesentlichen Anlagen des Brennstoffkreislaufs, die Reaktoren und die Wiederaufarbeitungsanlagen, erfolgt eine Gegenüberstellung der freigesetzten radioaktiven Schadstoffe an die Umwelt. Für den Normalbetrieb der Anlagen ist diese Übersicht in zufriedenstellender Vollständigkeit möglich. Die hier zusammengestellten Daten sind Grundlage für die in Kap. 3 und 4 durchgeführten Rechnungen zur Strahlenbelastung.

2.1 Anlagen des kerntechnischen Brennstoffkreislaufs

Bei ökologischen Analysen ist es notwendig, den gesamten Brennstoffkreislauf zu betrachten, das heißt die Kette von Anlagen, die der Kernbrennstoff durchläuft. Jedes Reaktorsystem hat dabei seinen eigenen Brennstoffkreislauf. Hier sollen die drei Reaktorsysteme

- Leichtwasserreaktor (LWR)
- Schneller Brutreaktor (SBR)
- Hochtemperaturreaktor (HTR)

betrachtet werden. Die Brennstoffkreisläufe der einzelnen Reaktorsysteme können wechselseitig gekoppelt werden. Als Brennstoffe werden Uran-235 (U-235), Uran-233 (U-233) oder Plutonium-239 (Pu-239) benötigt. U-233 und Pu-239 werden in Konversionsprozessen aus Thorium 232 (Th-232) und U-238 gewonnen. Der Brennstoffkreislauf besteht aus den folgenden Stationen:

- Gewinnung des Natururans oder des Thoriums aus den in der Natur vorhandenen Lagerstätten.
- Anreicherung des im Natururan nur zu etwa 0,7 % enthaltenen U-235 auf 3-95 % je nach Reaktortyp, in dem es eingesetzt werden soll.

- Herstellung des Brennstoffs und der Brennelemente für den Einsatz im Kernkraftwerk.
- Entnahme der abgebrannten Brennelemente aus dem Reaktor und Zwischenlagerung.
- Wiederaufarbeitung der abgebrannten Brennelemente mit Abtrennung des in ihnen enthaltenen Urans und Plutoniums.
- Behandlung und Lagerung der radioaktiven Abfälle.
- Rezyklierung des zurückgewonnenen spaltbaren Materials, Refabrikation neuer Brennelemente.

Abb. 2.1. zeigt den Brennstoffkreislauf des LWR mit Uranabbauanlage, Uranaufbereitungsanlage, Urananreicherungsanlage, Brennelementefabrikation, Reaktoren und Wiederaufbereitungsanlage. Als Brennstoff wird Urandioxid benutzt, das auf einen Anteil von 3-4 % des spaltbaren Uranisotops U-235 angereichert ist. Für die folgenden Betrachtungen wird ein LWR zugrunde gelegt, dessen für die Ermittlung der Aktivitätsinventare verwendeten Eingangsdaten wie folgt zusammengestellt sind:

Entladeabbrand:	36 000 MWd/t SM ^{+))}
Leistungsdichte:	36 MW/t SM
Standzeit (Vollast-Tage):	1 000 d
Anlagenwirkungsgrad:	33 %
Lastfaktor:	0,7

Daraus läßt sich der folgende Brennstoffdurchsatz pro 1000 MWe-Reaktor und Jahr ermitteln:

Brennstoffdurchsatz: 21,5 t SM/GWe·a

Für eine 1400 jato-Wiederaufbereitungsanlage (WAA) ergibt sich damit rechnerisch eine Kapazität von etwa 65 GWe. Aufgabe der Wiederaufarbeitung ist es, die Wertstoffe Uran und Plutonium von den Spaltprodukten und den restlichen Aktiniden zu trennen. Das dabei hauptsächlich angewendete PUREX-Verfahren (Plutonium-Uranium-Recovery by Extraction) ist in Anhang 1 beschrieben.

+) t SM: Tonne Schwermetall

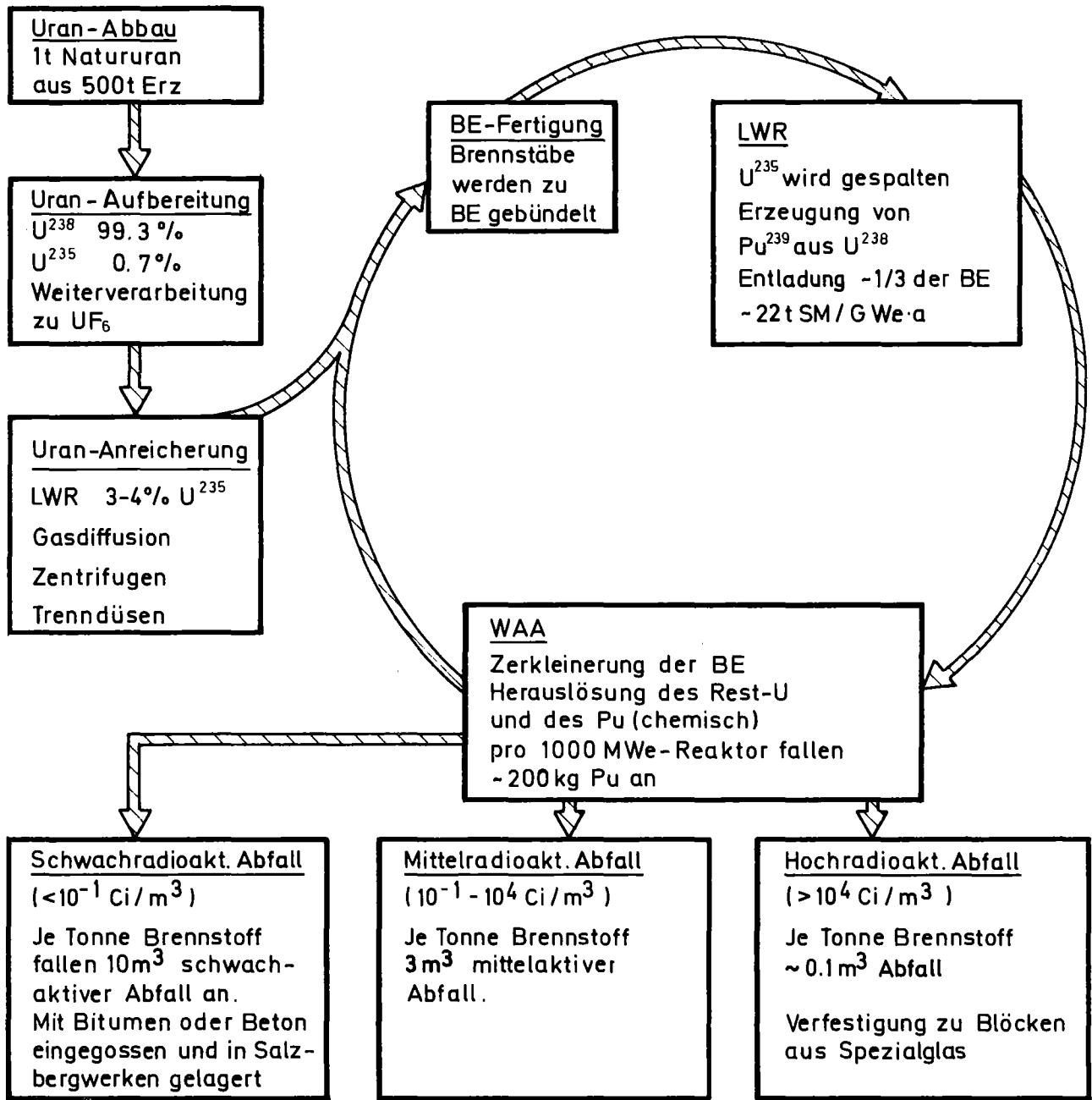


Abbildung 2.1: Anlagen des LWR-Brennstoffkreislaufs
BE-Fertigung - KKW -WAA-Endlager

Der Brennstoffkreislauf kann anhand der "Geschichte" von einer Tonne LWR-Brennstoff mit einer U-235-Anreicherung von 3,5 % skizziert werden. Um eine Tonne Brennstoff herzustellen, benötigt die Anreicherungsanlage 6-8 t Natururan, welches aus etwa 2500 t Erz mit 0,2 % U_3O_8 Gehalt erhalten werden kann. Ein Abbrand von 36 000 MWD/t SM ergibt 38 kg Spaltprodukte und 962 kg Aktiniden pro t SM. Bei den Aktiniden handelt es sich zum größten Teil um Resturan (948 kg) und zum geringeren Teil um neugewonnene Elemente wie Plutonium (Pu), Americium (Am) und Curium (Cm) (Tab. 2.1, s. Seite 2-10). Insgesamt werden bei dem genannten Abbrand ungefähr 3/4 des U-235 gespalten. Gleichzeitig entsteht durch Konversionsprozesse eine Plutoniummenge von etwa 2/3 der eingesetzten Menge U-235. Die Hälfte dieses Plutoniums wird noch im Reaktor wieder gespalten. Das abgebrannte Brennelement enthält rund 4 % Spaltprodukte, 1 % Plutonium, 1 % U-235 und 94 % U-238. Nach der Brennelementwiederaufarbeitung, bei der die zu etwa 99 % vorliegenden Wertstoffe Uran und Plutonium von den Spaltprodukten und den restlichen Aktiniden getrennt werden, erfolgt Rückführung der Wertstoffe zur Brennelementfertigung und Endlagerung des Abfalls. Je Tonne Brennstoff ergibt sich bis zu etwa 10 m^3 schwachaktiver Abfall mit etwa $0,1\text{ Ci/m}^3$, bis zu 3 m^3 mittelaktiver Abfall mit maximal $10\ 000\text{ Ci/m}^3$, die mit Bitumen oder Beton in Fässer eingegossen werden, und etwa $0,1\text{ m}^3$ hochaktiver Abfall mit über $10\ 000\text{ Ci/m}^3$, der verfestigt und in Blöcke aus Spezialglas eingeschmolzen werden soll. Die nuklidspezifischen Mengenbilanzen für den Referenz-LWR zum Zeitpunkt der Be- und Entladung sind in Tab. 2.1 (s. Seite 2-10) zusammengestellt.

Abb. 2.2. zeigt den gekoppelten LWR-SBR-Brennstoffkreislauf. Im Gegensatz zum LWR erzeugt der SBR durch den Brutprozess (Umwandlung des nichtspaltbaren Uranisotops U-238 in das spaltbare Plutoniumisotop Pu-239) mehr spaltbares Material (Pu) als er zur Energiegewinnung selbst verbraucht. Der SBR ist nur in Verbindung mit einer Wiederaufarbeitungsanlage langfristig sinnvoll. Da auch im LWR Pu-239 erzeugt wird, ist die Kopplung von LWR- und SBR-Brennstoffkreislauf möglich. Diese Kopplung ist während der Anlaufphase der ersten Brütergeneration zweckmäßig, um das in den LWR entstandene Plutonium den SBR als Erstcore-Inventar zur Verfügung stellen zu können. Es wird ein Referenz-SBR zugrunde gelegt, der sich in den Kernausslegungsdaten am geplanten SNR-2 (2000 MWe) orientiert. Einige Kenngrößen dieses SBR sind:

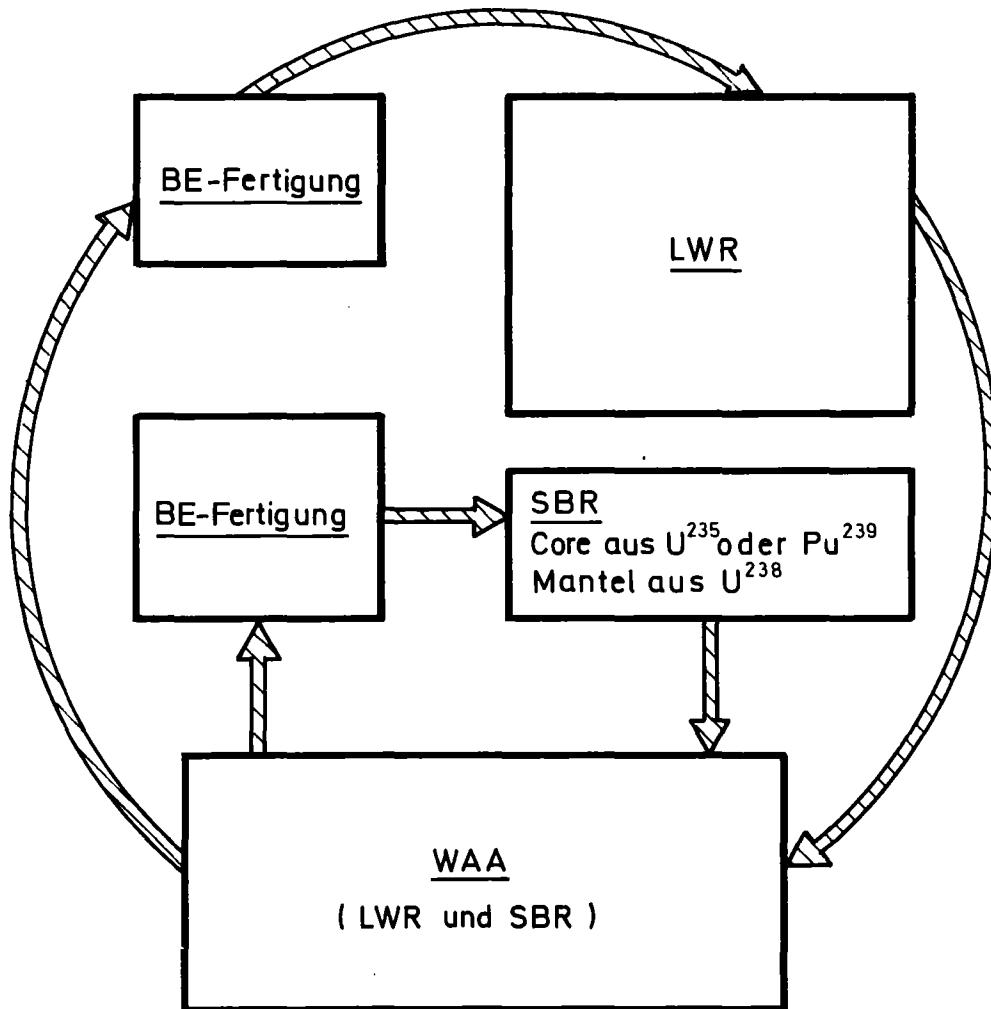


Abbildung 2.2: Gekoppelter LWR-SBR-Brennstoffkreislauf

	Core	axiales Blanket	radiales Blanket
Therm. Leistung (MWth)	4900	138	98
Abbrand (MWd/t SM)	77200	3290	4670
Leistungsdichte (MW/t)	94,3	4,02	2,85
Standzeit (Vollasttage)	819	819	1638

Unter Berücksichtigung eines thermischen Wirkungsgrades von 40 % und eines Lastfaktors von 0,7 läßt sich nach Mittelung von Core und axialem und radialem Blanket ein mittlerer Brennstoffdurchsatz pro 1000 MWe-Reaktor und Jahr bestimmen.

Brennstoffdurchsatz: 16,8 t SM/GWe·a

Der Durchsatz der betrachteten SBR-Wiederaufarbeitungsanlage (WAA) ist auf die 1400 jato-LWR-Wiederaufarbeitungsanlage normiert; er ergibt sich zu 1100 jato⁺). Die Aufarbeitung von SBR-Brennstoff soll auch mit dem in Anhang 1 skizzierten PUREX-Verfahren durchgeführt werden. Der Aufbau des SBR-Brennstoffkreislaufs ist ähnlich dem des LWR. Bei den SBR-Massenströmen zwischen den einzelnen Anlagen (Brennelementfertigung, Reaktor, Wiederaufarbeitungsanlage) spielt Plutonium eine erheblich größere Rolle als beim LWR. Die nuklidspezifischen Mengenbilanzen für den Referenz-SBR zu den Zeitpunkten der Beladung und der Entladung sind wiederum in Tab. 2.1 (s. Seite 2-10) zusammengestellt.

Der Brennstoffkreislauf des HTR wird in Abb. 2.3 gezeigt. Der Aufbau des Brennstoffkreislaufs ist ähnlich dem bei LWR und SBR. Der HTR benutzt als Moderator Graphit und als Kühlmittel Helium. Durch die Verwendung keramischer Umhüllung des Brennstoffs sind wesentlich höhere Temperaturen des Kühlmittels erreichbar als im LWR oder SBR. Das HTR-Kugelreaktor-Konzept, das in der KFA Jülich entwickelt wurde, besitzt kugelförmige Brennelemente ($\phi = 6$ cm), die in loser Schüttung aufeinander liegen. Die Kugeln enthalten im Innern beschichtete Brennstoffpartikel (coated particles) in einer Graphitmatrix, deren äußere Schale (ca. 5 mm) frei von Brennstoff ist. Das Kühlgas strömt zwischen den Kugeln hindurch. Der HTR kann in verschiedenen

+) Eine 1100 jato-SBR-WAA kann somit die gleiche Energieerzeugungskapazität entsorgen wie eine 1400 jato-LWR-WAA.

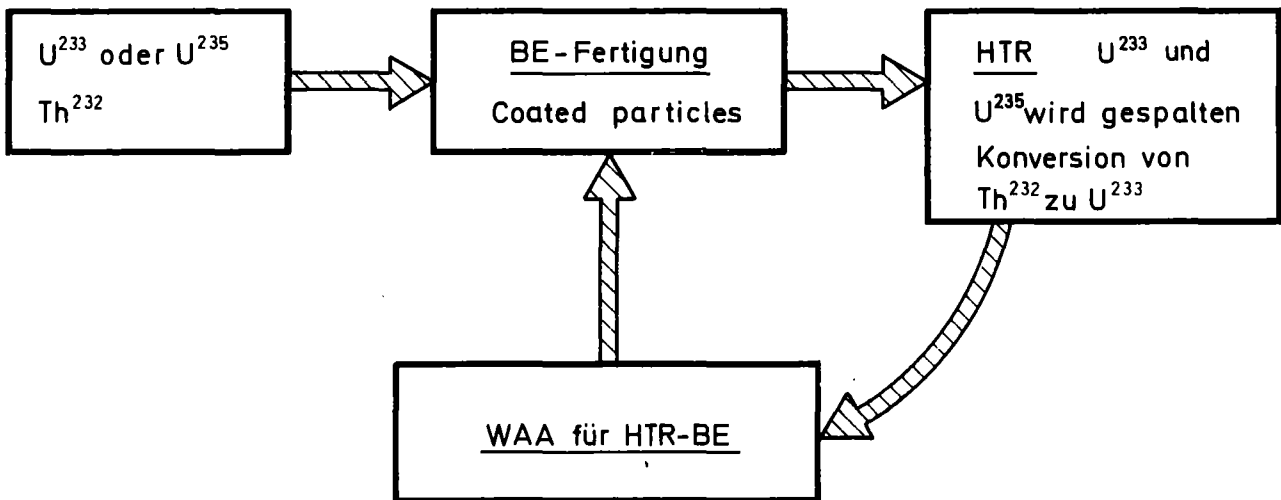


Abbildung 2.3: HTR-Brennstoffkreislauf

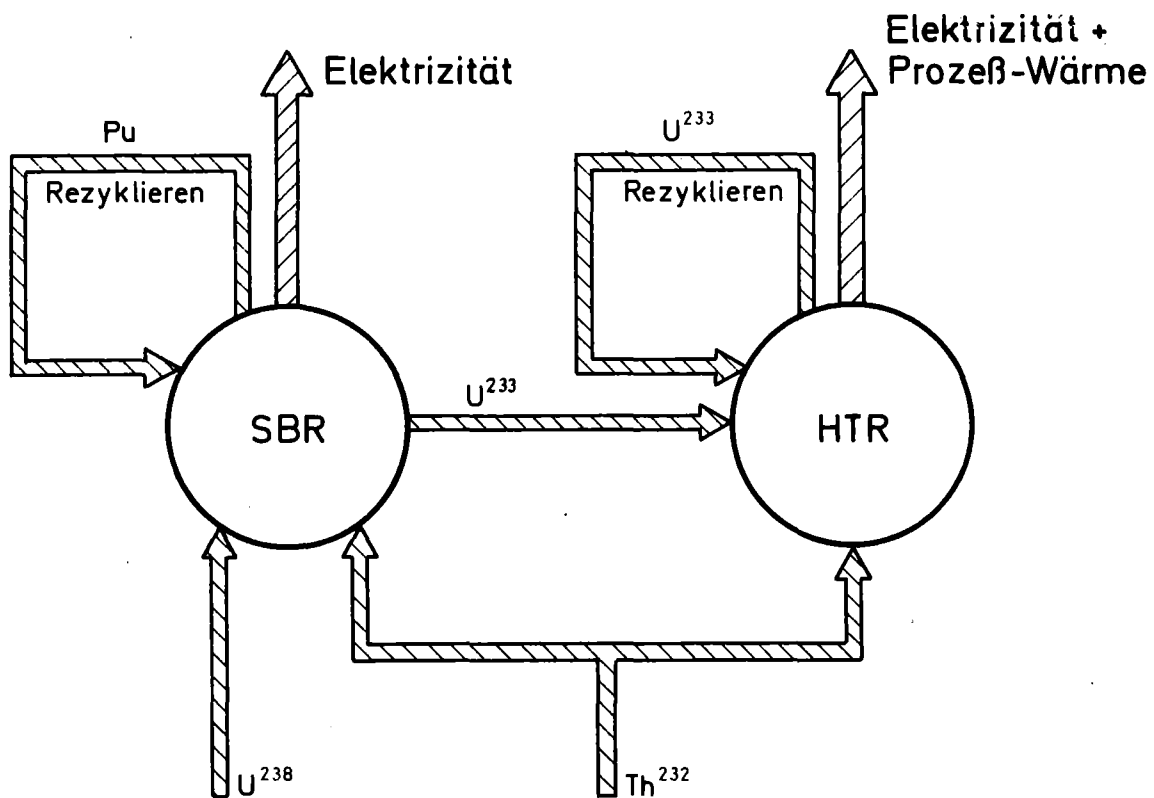


Abbildung 2.4: Gekoppelter Brennstoffkreislauf SBR-HTR

Brennstoffzyklen betrieben werden: dem Thoriumzyklus, dem Uranzyklus und mehreren Hybridzyklen. Im Thoriumzyklus werden als Brutisotop Th-232, das zu U-233 umgewandelt wird, und als Spaltisotope U-233 und/oder U-235 eingesetzt. Im Uranzyklus werden als Brutisotop U-238, das zu Pu-239 konvertiert, und als Spaltisotop Pu-239 und/oder U-235 eingesetzt. Die Hybridzyklen stellen Kreuzungen aus den reinen Zyklen dar, z.B. Einsatz des Brutisotops Th-232 und des Spaltisotops Pu-239. Der HTR kann zwar hohe Konversionsraten erreichen, er ist aber in jedem Fall auf Zusatzbrennstoff angewiesen, U-233, U-235 oder Pu-239. Hier wird eine Variante des Thoriumzyklus näher untersucht, wobei U-235 als Zusatzbrennstoff zugeführt wird (Zyklus B aus /SCHIKORR, M. (1977)/. Bei diesem Zyklus ist eine Rezyklisierung des im Reaktor entstandenen U-233 vorgesehen, was eine Wiederaufarbeitung des abgebrannten Brennstoffs voraussetzt. Es wurden zwei Abbrände betrachtet; die Ausgangsdaten für die Abbrandrechnungen sind:

	Fall 1	Fall 2
Entladeabbrand (MWd/t SM)	56936	95000
Leistungsdichte (MW/t)	65	65
Anlagenwirkungsgrad (%)	40	40
Lastfaktor	0,7	0,7

Daraus läßt sich der Brennstoffdurchsatz pro 1000 MWe-Reaktor und Jahr ermitteln:

	Fall 1	Fall 2
Brennstoffdurchsatz (t SM/GWe.a)	11,22	6,72

Der Durchsatz der betrachteten HTR-Wiederaufarbeitungsanlage (WAA) ist wiederum auf die 1400-jato-LWR-Wiederaufarbeitungsanlage normiert und ergibt sich zu 730 jato (Fall 1) bzw. 438 jato (Fall 2). Der THOREX-Prozess

zur Wiederaufarbeitung von HTR-Brennelementen ist im Labormaßstab erprobt. Um diesen Prozess großtechnisch anzuwenden, ist noch Entwicklungsarbeit zu leisten /MERZ, E. (1977)/. Ein besonderes Problem ist dabei der Aufschluß des abgebrannten Brennstoffs aus den Graphitkugeln. Tab. 2.1 zeigt wiederum die Mengenverhältnisse von Brenn- und Brutstoff bei der Beladung sowie von erhaltenen Spaltprodukten bei der Entladung, bezogen auf eine t SM.

Idealkonzept der langfristigen Kernenergieplanung ist der gekoppelte SBR-HTR Brennstoffkreislauf (Abb. 2.4 /SCHIKORR, M. (1977)/). Der SBR liefert die notwendige Elektrizität, der HTR die notwendige Prozeßwärme. Als Rohstoffe werden U-238 und Th-232 benötigt. Der SBR rezykliert sein erbrütetes Plutonium (Pu), der HTR das konvertierte U-233. Der HTR benötigt darüber hinaus noch eine Zusatzmenge U-233, die im SBR erbrütet werden kann. Mit diesem System kann, zumindest von der Rohstoffseite her, die Energieproblematik für die voraussehbare Zukunft gelöst werden.

2.2 Emissionen radiologisch bedeutender Nuklide an die Umwelt bei Normalbetrieb der Anlagen

Es werden die Emissionen von Radionukliden der beiden wesentlichen Anlagen der Brennstoffkreisläufe, der Reaktoren und der Wiederaufarbeitungsanlagen, betrachtet. Emissionsaussagen können aufgrund des Nuklidinventars der Reaktoren, möglicher Freisetzungsmechanismen und möglicher Rückhalte-mechanismen für die Nuklide gemacht werden. Die Emissionen aus Reaktoren wurden aus der vorhandenen Literatur /BAYER, A. (1978), PAPP, R. (1977), SCHÜCKLER, M. (1978)/ zusammengestellt. In diesen Arbeiten wird ein großer Schwankungsbereich für diese Emissionen aufgezeigt. Die den weiteren Rechnungen in Kap. 3 und 4 zugrunde gelegten Werte orientieren sich, soweit möglich, an Betriebserfahrungen deutscher Reaktoren bzw. an theoretischen Abschätzungen, die für Reaktorkonzepte der Bundesrepublik Deutschland gültig sind. Bei zukünftigen Arbeiten wird es notwendig sein, das Emissionsverhalten bestimmter Reaktortypen systematisch zu verfolgen und mit den Genehmigungswerten zu vergleichen.

Tabelle 2.1: Nuklidspezifische Mengenbilanzen für verschiedene Reaktoren pro t SM

Nuklid	L W R		S B R		H T R		
	Beladung (kg)	Entladung bei 36000 Mwd/t SM (kg)	Beladung (kg)	Entladung bei 77000 Mwd/t SM (kg)	Beladung (kg)	Entladung bei 57000 Mwd/t SM (kg)	Entladung bei 100000 Mwd/t SM (kg)
Th-232					907	873	840
U-233					23	22	21
U-234					10	10	10
U-235	35	7,6	2	0,9	47	14	6
U-236		4,9		0,2	8	14	14
U-238	965	940	832	753	5	4	4
Pu-238		0,2	2	1,1		0,5	1
Pu-239		5,2	99	99,3		0,1	0,2
Pu-240		2,2	38	43,6			
Pu-241		1,1	21	11,5			
Pu-242		0,4	6	7,4			
sonstige Aktiniden		0,3		~ 3		~ 4	~ 5
Spaltpro- dukte		~ 38		~ 80		~ 60	~ 100
Summe	1000		1000		1000		

Die Emissionen der Wiederaufarbeitungsanlagen wurden mit Hilfe von Abbrandrechnungen bei Annahme der angegebenen Freisetzungsfaktoren erhalten. Die Abbrandrechnungen für die einzelnen Reaktortypen wurden mit dem ORIGEN-Rechenprogramm durchgeführt /BELL, M.J. (1973)/. Die Entstehung und Freisetzung der Nuklide bzw. Nuklidgruppen - Tritium, Kohlenstoff, Edelgase, Jod, Strontium, Ruthen, Caesium und Korrosionsprodukte - wird näher beschrieben. Es folgt eine Gesamtübersicht über die Emissionen der verschiedenen Reaktoren und Wiederaufarbeitungsanlagen.

2.2.1 Einzelnuclide

Die folgende Abhandlung über die Entstehung von Einzelnucliden orientiert sich hauptsächlich an den Anlagen des LWR- und SBR-Brennstoffkreislaufs.

1. T R I T I U M: Tritium entsteht im Brennstoff im wesentlichen durch ternäre Spaltung. Durch Verwendung von Zirkaloy als Brennstabhüllmaterial beim LWR können die Austrittsraten unter 1 % gehalten werden. Außerdem werden zur Reaktivitätslangzeitregelung des LWR abbrennbare Gifte, beispielsweise Bor in Form von borhaltigen Glasrohren oder Borsäure (beim Druckwasserreaktor), beigegeben, wodurch es über B-10 (n, α) Reaktionen zur Tritiumbildung kommt. Die jährliche Tritiumabgaberate des LWR an das Abwasser wird mit 950 Ci/GWe·a, die an die Abluft mit 20 Ci/GWe·a angenommen. Für eine LWR-Wiederaufarbeitungsanlage wurde eine durchgesetzte Tritiumaktivität von rund 16 000 Ci/GWe·a ermittelt. Drei Ströme sind bei der Betrachtung des Tritiumaktivitätsflusses in der Wiederaufarbeitungsanlage von Bedeutung. Erstens gelangt bei der mechanischen Zerkleinerung der Brennelemente ein gewisser Bruchteil des Tritiums in die Abgase und wird über den Schornstein freigesetzt - Werte zwischen 5 und 25 % werden in der Literatur genannt. Zweitens enthält das gereinigte Kondensat nach der Konzentration und Abtrennung der hochradioaktiven Abfalllösung (HAW) einen Großteil (65-95 %) des Tritiums. Nach Abtrennung der Salpetersäure wird dieses Wasser zusammen mit dem Tritium an den Vorfluter abgegeben. Drittens bleiben ca. 10 % des

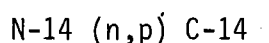
Tritiums im HAW, der später verfestigt wird, zurück. Es wird eine Aufteilung des Tritiuminventars einer Wiederaufarbeitungsanlage im Verhältnis von 25 % : 65 % : 10 % auf Luftpfad, Wasserpfad und HAW angenommen. Demnach beläuft sich die Abgabe von Tritium an die Atmosphäre auf 4000 Ci/GWe.a und die in das Abwasser auf 10 000 Ci/GWe.a; im HAW bleiben etwa 2000 Ci/GWe.a.

Beim SBR stammt das Tritium vor allem aus zwei Quellen, der ternären Spaltung des Brennstoffs (wobei die Spaltausbeute beim Plutonium größer ist als beim Uran) und der Neutronenaktivierung des Bors in den Kontrollstäben. Als weitere wichtige Quellen gelten die Reaktionen von Neutronen mit Verunreinigungen des Kühlmittels, des Brennstoffs und des Strukturmaterials - vor allem sind hier Bor und Beryllium, in erster Linie aber Lithium (Li-6) zu nennen. Diese Beiträge aus den verschiedenen Quellen hängen im wesentlichen von der technischen Auslegung ab, wie etwa der Kontrollstabkonfiguration, oder von dem Gehalt an Verunreinigungen. Zusammenfassend kann gesagt werden, daß von der gesamten jährlichen Produktionsrate eines 1000 MWe-SBR von etwa 70 000 Ci Tritium ca. 25 % durch ternäre Spaltung (vor allem des Pu-239) entstehen, ca. 65 % in den Kontrollstäben durch Borreaktionen und etwa 10 % durch Reaktionen der Neutronen mit Verunreinigungen (vor allem Li-6). Im Gegensatz zur geringen Durchlässigkeit der Zirkaloyhüllen beim LWR tritt beim SBR ein sehr großer Bruchteil des im Brennstoff gebildeten Tritiums durch die Stahlhüllen der SBR-Brennelemente aus. Es werden hierzu Werte zwischen 50 % und 90 % angegeben. Das Tritium bildet im Natrium ein Hydrid, das fast vollständig in Kühlfällen ausgefroren werden kann. Entsprechend dem amerikanischen SBR-Umwelt-Bericht /WASH-1535 (1975)/ gelangen ca. 0,5 % des Gesamtritiums in die Luft bzw. das Wasser der Umgebung. Wird angenommen, daß ein durchschnittlicher Tritiumgehalt von ungefähr 70 000 Ci in einem 1000 MWe-SBR vorliegt und daß aus den Kontrollstäben wegen ihrer niedrigen Temperatur ein geringerer Teil des Tritiums austritt als aus den Brennstäben, so ergibt sich eine Abgabe von 350 Ci in das Abwasser und 350 Ci an die Luft. Abbrandrechnungen ergeben einen Tritiumgehalt des SBR-Brennstoffs nach

der Entladung aus dem Reaktor von etwa 18 800 Ci/GWe·a. Unter der Annahme, daß die bei der LWR-Wiederaufarbeitung erwähnte Aufteilung auf die einzelnen Expositionspfade auch für die SBR-Wiederaufarbeitung gilt, werden bei der SBR-Wiederaufarbeitung etwa 4700 Ci/GWe·a an die Abluft (25 %) und etwa 12 200 Ci/GWe·a an das Abwasser (65 %) abgegeben. Der Rest von ca. 2000 Ci/GWe·a bleibt im HAW.

Für den HTR kann eine ebenso gute Rückhaltung des Tritiums in den Brennelementen angenommen werden wie beim LWR. Grundlage für die Bestimmung der Emission bei der Wiederaufarbeitung von HTR-Brennelementen ist der Tritiumgehalt des HTR-Brennstoffs mit etwa 8500 Ci/GWe·a. Es wird wiederum die bereits mehrfach erwähnte Aufteilung auf die einzelnen Expositionspfade angenommen.

2. K O H L E N S T O F F - 14: Dieses Isotop ist gegenwärtig Gegenstand vieler Analysen des Brennstoffzyklus; die Langlebigkeit dieses Isotops ($T_{1/2} = 5730$ a) und die Möglichkeit, es in der Form von Kohlendioxid (CO_2) zu inkorporieren, so daß es einen Beitrag zur Ganzkörperdosis leistet, haben das Augenmerk auf dieses Nuklid gelenkt. Die Reaktionen im Reaktor, die zur Bildung von C-14 führen, bestehen in einer Aktivierung von Kohlenstoff, Stickstoff und Sauerstoff, wobei die Reaktion



beispielsweise in einem SBR etwa 96 % der C-14-Aktivität des Brennstoffs liefert. Messungen an amerikanischen Druckwasserreaktoren ergaben, daß C-14 vor allem in Form von Kohlenwasserstoffverbindungen und weniger als CO_2 oder CO emittiert wird. Die Menge des freigesetzten C-14, die vor allem aus Leckagen stammt, wird für einen 1000 MWe-Reaktor mit 6 Ci/Jahr angegeben.

Die C-14 Freisetzung an die Atmosphäre kann beim SBR und HTR in derselben Größenordnung wie beim LWR angesetzt werden - wobei allerdings der Mangel an durch Messung untermauerten Werten zu betonen ist.

Bei der Wiederaufarbeitung von LWR- und SBR- Brennelementen wird von dem spezifischen C-14-Anfall von 1 Ci/t SM ausgegangen, was im Falle des LWR

etwa 22 Ci/GWe·a und im Falle des SBR etwa 17 Ci/GWe·a ergibt. Für die HTR-Wiederaufarbeitung werden je nach Abbrand Werte von 80 bis 96 Ci/GWe·a erhalten.

3. E D E L G A S E : Bei Druck- und Siedewasserreaktoren wird die Edelgasfreisetzung an die Umgebung durch ähnliche Mechanismen bestimmt: Leckagen und Primärwasserreinigung. Während die durch Leckagen freiwerdenden Spalteredelgase unverzögert zum Kamin gelangen, werden die aus der Kühlmittelreinigung in die Abgasanlage kommenden Edelgase über Aktivkohle geschickt und dadurch verzögert (Krypton 2, Xenon 40 Tage). Dadurch enthalten letztere keine kurzlebigen Edelgasisotope mehr. Somit kann die Leckage den bedeutsamsten Beitrag zur Edelgasabgabe liefern. Aus gemessenen Edelgasabgaberraten von Siede- und Druckwasserreaktoren wurde ein mittlerer Wert für die Edelgasbelastung pro Jahr und GWe ermittelt:

~ 1200 Ci Krypton-85, ~ 3000 Ci Xenon-133.

Als wichtige Komponente gasförmiger Freisetzungen aus Kernkraftwerken können relativ kurzlebige Edelgase auftreten. Ihr Anteil an der gesamten Spalteredelgasfreisetzung hängt stark vom Betriebszustand des Kraftwerks ab; bei bestimmten Betriebsvorgängen oder Betriebsunregelmäßigkeiten (z.B. erhöhten Leckagen) kann zusätzlich Aktivität unter Umgehung der Aktivkohle-Abgasverzögerungsanlage direkt zum Kamin gelangen; dies kann zu einer beträchtlichen Erhöhung der γ -Dosis (gleichbedeutend mit Ganzkörper- und genetisch wirksamer Dosisbelastung) durch das freigesetzte Spalteredelgasgemisch führen.

Für den SBR wird die geschätzte Edelgasgesamtfreisetzung von etwa 5000 Ci/GWe·a in 4000 Ci Xenon-133 und 800 Ci Krypton-85 aufgeteilt. Die Freisetzung des radiologisch bedeutsamen Nuklids Krypton-88 wird in derselben Höhe wie beim LWR angenommen.

Beim HTR kann trotz etwa doppelt so hoher spezifischer Krypton-85-Erzeugung wie im LWR, dank der hohen Spaltproduktrückhaltung insbesondere bei kugelförmigen Brennelementen, eine ähnliche Emission wie bei den bereits genannten Reaktortypen angenommen werden. Die Xenon-133-Emission liegt sogar erheblich niedriger.

Bei den Edelgasemissionen der Wiederaufarbeitungsanlagen spielt das langlebige Krypton-85 die dominierende Rolle. Als spezifische Krypton-85-Aktivitäten des abgebrannten Brennstoffs werden für den LWR etwa 251 000 Ci/GWe·a, für den SBR etwa 150 000 Ci/GWe·a und für den HTR etwa 400 000 Ci/GWe·a erhalten. Bezüglich der Edelgasrückhaltung bei der Wiederaufarbeitung sei vor allem auf die Entwicklungsarbeiten des Projekts Nukleare Sicherheit im Kernforschungszentrum Karlsruhe verwiesen, die sich auf die Methode der Tieftemperaturrektifikation konzentrieren. Es wird von 95 %-iger Rückhaltung ausgegangen (d.h. Rückhaltefaktor 20), die auch im großtechnischen Einsatz einzuhalten sein wird /DWK (1977)/.

4. J O D : Die Primärwasseraktivitäten beim LWR werden durch Schäden an Brennelementhüllen (Auslegungsrichtwert 1 %) bestimmt. Der Hauptteil der Jodfreisetzung an die Umgebung erfolgt aus Leckagen. Durch die Primärwasserreinigung wird Jod in die Abgasanlage gesaugt und über Aktivkohle geschickt, wodurch eine Jodabgabe nach außen über diesen Weg praktisch unterbleibt. Die aus gemessenen Werten auf 1000 MWe·a bezogenen Freisetzungen von Jod-131 aus LWR an die Umgebungsluft belaufen sich auf $\sim 0,06$ Ci. Die Jodfreisetzung ins Abwasser wird mit 0,2 Ci/GWe·a angenommen.

Beim SBR reagiert das durch die Hüllrohre durchtretende Spaltjod mit dem Kühlmittel zu Natriumjodid und kann in Kühlfallen abgetrennt werden, oder es gelangt in den Schutzgasraum, von wo es in die Schutzgasreinigung kommt. Trotz höherer Jodausbeute bei der Spaltung von Plutonium im SBR als von Uran im LWR kann somit die Abgabe an die Umgebung geringer als die aus dem LWR gehalten werden; es wird eine Abgaberate von 0,01 Ci Jod-131/GWe·a an die Abluft und 0,2 Ci Jod-131/GWe·a an das Abwasser angenommen.

Für den HTR kann wiederum von einer hohen Jodrückhaltung in den Brennelementen ausgegangen werden. Grundlage der Rechnungen ist eine Jod-131-Abgabe an die Abluft von 0,001 Ci/GWe·a und an das Abwasser von 0,04 Ci/GWe·a.

Jod ist auch beim Wiederaufarbeitungsprozeß von Bedeutung; hier gilt aber, vor allem bei hinreichend langen Kühlzeiten, das Hauptaugenmerk dem langlebigen Jod-129. Nach ungefähr 365 Tagen Kühlzeit ist für alle

betrachteten Reaktortypen nur noch die Jod-129 Aktivität von Bedeutung ($\sim 0,9$ Ci/GWe·a für LWR, $\sim 0,7$ Ci/GWe·a für SBR und $\sim 0,8$ Ci/GWe·a für HTR). Für die Jodrückhaltung werden im Laborbetrieb heute schon Rückhaltungsfaktoren von 10^4 erreicht /WILHELM, J., u.a. (1976)/. Hier wird ein Wert von 100 für den großtechnischen Einsatz angenommen /DWK (1977)/.

5. STRONTIUM, RUTHEN, CAESIUM und KORROSIONSPRODUKTE: Strontium, Ruthen und Cäsium werden aus dem LWR vor allem an das Abwasser abgegeben; die mit der Abluft abgegebenen Aktivitäten dieser Nuklide sind dagegen deutlich geringer.

Neben den bei der Abgabe in die Abluft zu betrachtenden Nukliden wie Tritium, Edelgase, Jod, Kohlenstoff, Strontium (Sr), Ruthen (Ru) und Caesium (Cs) (wobei es sich beim Cs-134 um ein Aktivierungsprodukt des stabilen Cs-133 und nicht um ein Zerfalls- oder Spaltprodukt handelt) sind für die Abgaben in das Abwasser außerdem die Korrosionsprodukte von Bedeutung. Diese Korrosionsprodukte haben ihren Ursprung in den Materialien der Primärkühlmittel führenden Systemteile wie der Nickel-Chrom-Eisen-Kobalt-Legierung des Dampferzeugers (beim Druckwasserreaktor), dem Zirkaloy der Brennstabhüllen und dem austenitischen Stahl des Reaktordruckgefäßes. Als charakteristisch für das Oberflächenverhältnis von Dampferzeuger, Brennstabhüllen und Reaktordruckgefäß kann 75:20:5 genannt werden. Die Korrosionsprodukte-Aktivität setzt sich aus der des Cr-51, Mn-54, Fe-59, Co-58 und Co-60⁺) zusammen, wobei die beiden Kobalt-Isotope gewöhnlich den größten Beitrag zum Strahlenpegel im Primärkreis liefern. Liegt Kobalt als Verunreinigung im Stahl vor, so kommt es durch (n, γ)-Prozesse zur Aktivierung. Eine Verunreinigung von 0,05 % Kobalt im Stahl wurde für den SNR-300 genannt.

⁺) Bildung dieser Korrosionsprodukte:

Cr-50 (n, γ) Cr-51	Fe-59 (n, γ) Fe-60	Ni-60(n,p) Co-60
Fe-54 (n,p) Mn-54	Ni-58 (n,p) Co-58	Co-59(n, γ) Co-60

2.2.2 Gesamtdarstellung der Emissionen aus Kernkraftwerken

Als Grundlage für die Ermittlung normierter, d.h. auf 1 GWe·a bezogener, Aktivitätsfreisetzungen der oben genannten Nuklide dienen Untersuchungen der bereits genannten Autoren /BAYER, A. (1978), PAPP, R. (1977), SCHÜCKLER, M. (1978)/⁺). Beim LWR konnte dabei auf Meßwerte von Emissionen an bestehenden Anlagen zurückgegriffen werden /WALTER, R.; ARNDT, J. (1975), HERMANN, et al. (1975)/. Für die fortgeschrittenen Reaktoren (SBR und HTR) ist die Datenbasis erheblich unsicherer. Während die Freisetzung von Tritium, Spaltedelgasen und Spaltjod aus dem SBR relativ gut abgeschätzt werden kann, liegt für die Ermittlung der Freisetzung weiterer Spalt- und Korrosionsprodukte nur geringe Erfahrung vor. Sowohl bei Ullmann /ULLMANN, H., u.a. (1973)/ als auch bei Erdmann /ERDMANN, REYNOLDS (1975)/ wird die Verteilung von Spalt- und Korrosionsprodukten im Primärsystem natriumgekühlter Schneller Reaktoren (im Kühlmittel, Schutzgas und in Kühlfallen) erwähnt.

Die Zusammenstellung der Emissionen in Tab. 2.2 und 2.3 beruht auf Werten aus einem großen Schwankungsbereich der Emissionsangaben, wie sie der Literatur und Betriebserfahrungen von Kernkraftwerken entnommen werden können. Die Werte stellen daher nur pauschale Durchschnittswerte dar. Es wurde versucht, sich dabei an den technischen Voraussetzungen deutscher Reaktor-konzepte zu orientieren. Die angegebenen Werte sind somit als Abschätzung der mittleren Emissionen bei Normalbetrieb der Kraftwerke zu verstehen. Sie sind von den Genehmigungswerten für die Emissionen zu unterscheiden, die meist erheblich höher sind.

+) Die Autoren stützen sich dabei weitgehend auf die folgenden Arbeiten:
/GRATHWOHL, G. (1973), HILBERT, F. (1974), PORZ, F. (1974), BONKA, H.,
VOGT, K. (1975), SCHIESSER, D. (1975), SCHWARZ, G. (1976), LORENZ, G.
(1978)/.

Tabelle 2.2: Emissionen von Radionukliden aus Kernkraftwerken an die Atmosphäre in Ci/GWe·a

Nuklid	L W R (DWR)	S B R	H T R
H-3	20	350	20
C-14	6	6	6
Ar-41	30	0	30
Co-58 ⁺⁾	0.002	0	0
Co-60 ⁺⁾	0.002	0	0
Kr-85	1200	800	800
Kr-88	40	40	40
J-131	0.06	0.01	0.001
Xe-133	2800	4000	40
Xe-135	200	200	20
Cs-134 ⁺⁾	0.002	2E-04	3E-07
Cs-137 ⁺⁾	0.002	2E-04	3E-07

Der Zahlenwert nach E bezeichnet den Exponenten zur Basis 10, z.B. 1.0E+01=10

+) Diese angenommenen Freisetzungsraten sind größer als die tatsächlichen Co- und Cs-Freisetzungsraten, da sie die Gesamtheit aller Aerosole repräsentieren sollen.

Tabelle 2.3: Emissionen von Radionukliden aus Kernkraftwerken an das Abwasser in Ci/GWe·a

Nuklid	L W R (DWR)	S B R	H T R
H-3	950	350	950
Co-58	0.2	0.2	0.04
Co-60	0.2	0.2	0.04
Sr-89	0.1	0.1	0.1
Sr-90	0.05	0.05	0.01
Ru-106	0.001	0.001	2E-04
J-131	0.2	0.2	0.04
Cs-134	0.1	0.1	0.1
Cs-137	0.1	0.1	0.2
Ce-144	0.05	0.05	0.01

Der Zahlenwert nach E bezeichnet den Exponenten zur Basis 10, z.B. 1.0E+01=10

2.2.3 Gesamtdarstellung der Emissionen aus Wiederaufarbeitungsanlagen (WAA)

Um die Emissionen der Wiederaufarbeitungsanlage der verschiedenen Reaktorsysteme zu erhalten, wurden Abbrandrechnungen entsprechend den in Abschn. 2.1 angegebenen Spezifikationen durchgeführt. Es wurde von einer Kühlzeit für die Brennelemente bis zur Wiederaufarbeitung von 180, 365 und 3650 Tagen ausgegangen. Die Rückhaltefaktoren (= Verhältnis von durchgesetzter Nuklidmenge in der Anlage zu freigesetzter Nuklidmenge aus der Anlage) wurden für alle Wiederaufarbeitungsanlagen als gleich angenommen. Für die Wiederaufarbeitung von HTR-Brennstoff stellt dies eine Vereinfachung dar, da sich die Zusammenstellung der Rückhaltefaktoren (Tab. 2.4) an der U/Pu-Wiederaufarbeitung mittels des PUREX-Prozesses orientiert. Die Tab. 2.4 gibt einen Überblick über die Rückhaltefaktoren, wie sie in der Literatur Verwendung finden. Die letzten Spalten enthalten die Faktoren, die als Grundlage der weiteren Berechnungen dienen; diese Werte orientieren sich an den Planungen für die deutsche LWR-Wiederaufarbeitungsanlage /DWK (1977)/. Für diese Anlage sind die Installation eines Jod- und eines Edelgasrückhalteverfahrens vorgesehen. Die Anwendung der Tieftemperatur-Rektifikation zur Edelgasabtrennung macht die vorherige Entfernung von Sauerstoff, Stickoxiden und Kohlendioxid aus dem Auflöserabgas notwendig. Damit ist prinzipiell auch die Rückhaltung von Kohlendioxid und somit von C-14 möglich. Um das Kohlendioxid in eine endlagerfähige Form zu überführen, sind jedoch noch weitere Verfahrensschritte notwendig; bisher ist eine solche Rückhaltung daher nicht vorgesehen. Für die Aerosolrückhaltung werden zwei Fälle unterschieden: eine konservative Annahme des erreichbaren Standes der Rückhaltetechnik (Fall 1) ergibt einen Rückhaltefaktor von 10^8 ; die Annahme einer fortgeschrittenen Rückhaltetechnik (Fall 2) einen Faktor 10^9 . Nach dem bisherigen Konzept der geplanten deutschen LWR-Wiederaufarbeitungsanlage kann angenommen werden, daß der Großteil der Emissionen an die Atmosphäre und nur ein geringer Teil an die Gewässer erfolgt.

Aus den in Tab. 2.4 angegebenen Rückhaltefaktoren ergeben sich als Kehrwerte die sog. Freisetzungsfaktoren, die den Bruchteil der freigesetzten Aktivität, bezogen auf die durchgesetzte Aktivität, der Anlage angeben. In Tab. 2.5 bis 2.8 sind die spezifischen Aktivitäten (Ci/t SM),

Tabelle 2.4: Rückhaltefaktoren $\left(\frac{\text{durchgesetzte Ci}}{\text{freigesetzte Ci}}\right)$ gasförmiger Aktivitäten bei der Wiederaufarbeitung

Isotop	SCHIESSER (1975)	ERDA-1535 (1975)	Grundlage der Rechnungen	
			Fall 1	Fall 2
H-3		1	4	4
C-14			1	1
Edelgase		10^2	20	20
Jod		10^4	10^2	10^2
Ru	$4 \cdot 10^7$	10^9	10^8	10^9
Sr	$4 \cdot 10^8$	$5 \cdot 10^9$	10^8	10^9
Cs	$4 \cdot 10^8$	$5 \cdot 10^9$	10^8	10^9
Ce	$4 \cdot 10^8$	$5 \cdot 10^9$	10^8	10^9
Actiniden		$2 \cdot 10^9$	10^8	10^9
sonstige Aerosole			10^8	10^9

die angenommenen Freisetzungsfaktoren bei konservativen Annahmen für die Rückhaltetechnik (Fall 1) und die sich daraus ergebenden Emissionen für eine Wiederaufarbeitungskapazität, die jeweils etwa einer 1400-jährigen LWR-Wiederaufarbeitungsanlage entspricht, bei einer Kühlzeit der Brennelemente von 365 Tagen zusammengestellt. In Tab. 2.5 und 2.6 werden die Werte für LWR und SBR dargestellt, in Tab. 2.7 und 2.8 die Werte für den untersuchten Brennstoffzyklus des HTR bei unterschiedlichen Abbränden. Für die abgebrannten SBR-Brennstoffe wurde angenommen, daß vor der Wiederaufarbeitung die Brennstoffe des Cores, des axialen und des radialen Blankets im Verhältnis 0,50:0,34:0,16 vermischt werden. Diese Verhältnisse ergeben sich aus der Volumenwichtung der einzelnen Reaktorzonen unter Berücksichtigung der Leistungsdichten und Standzeiten⁺⁾.

+) siehe Abschnitt 2.1

Tabelle 2.5: Ausgangsdaten einer 1400-jährigen Wiederaufarbeitungsanlage für LWR-Brennstoff, Abbrand 36 000 MWd/t, Anreicherung 3,5 %, Kühlzeit 365 d

NUKLID	SPEZIFISCHER ANFALL	FREISETZUNGS-FAKTOR	EMISSION
	(CI/T)		(CI/A)
H -3	7.35E+02	2.50E-01	2.57E+05
C -14	1.00E+00	1.00E+00	1.40E+03
KR-85	1.17E+04	5.00E-02	8.19E+05
RB-86	8.58E-04	1.00E-08	1.20E-08
SR-89	6.49E+03	1.00E-08	9.09E-02
SR-90	8.27E+04	1.00E-08	1.16E+00
Y -90	8.28E+04	1.00E-08	1.16E+00
Y -91	1.51E+04	1.00E-08	2.11E-01
ZR-93	2.05E+00	1.00E-08	2.87E-05
NB-93M	2.39E-01	1.00E-08	3.35E-06
ZR-95	3.31E+04	1.00E-08	4.63E-01
NB-95	7.04E+04	1.00E-08	9.86E-01
TC-99	1.56E+01	1.00E-08	2.18E-04
RU-103	2.43E+03	1.00E-08	3.40E-02
RU-106	3.15E+05	1.00E-08	4.41E+00
AG-110M	1.64E+03	1.00E-08	2.30E-02
CD-115M	1.84E+00	1.00E-08	2.58E-05
SB-124	6.98E+00	1.00E-08	9.77E-05
SB-125	7.68E+03	1.00E-08	1.08E-01
TE-125M	3.18E+03	1.00E-08	4.45E-02
TE-127M	1.87E+03	1.00E-08	2.62E-02
TE-127	1.85E+03	1.00E-08	2.59E-02
TE-129M	4.00E+01	1.00E-08	5.60E-04
TE-129	2.56E+01	1.00E-08	3.58E-04
J -129	4.07E-02	1.00E-02	5.70E-01
J -131	2.39E-08	1.00E-02	3.35E-07
XF-131M	1.27E-05	5.00E-02	8.89E-04
CS-134	2.08E+05	1.00E-08	2.91E+00
CS-135	2.81E-01	1.00E-08	3.93E-06
CS-136	2.57E-04	1.00E-08	3.60E-09
CS-137	1.15E+05	1.00E-08	1.61E+00
BA-140	4.40E-03	1.00E-08	6.16E-08
LA-140	5.06E-03	1.00E-08	7.08E-08
CE-141	6.66E+02	1.00E-08	9.32E-03
PR-143	1.50E-02	1.00E-08	2.10E-07
PR-144	5.35E+05	1.00E-08	7.49E+00
CE-144	5.35E+05	1.00E-08	7.49E+00
ND-147	8.70E-05	1.00E-08	1.22E-09
PM-147	8.65E+04	1.00E-08	1.21E+00
SM-151	1.34E+03	1.00E-08	1.88E-02
FU-152	1.07E+01	1.00E-08	1.50E-04
FU-154	7.69E+03	1.00E-08	1.08E-01
FU-155	6.22E+03	1.00E-08	8.71E-02
TB-160	4.86E+01	1.00E-08	6.80E-04
RA-223	1.40E-07	1.00E-08	1.96E-12
RA-224	1.89E-03	1.00E-08	2.65E-08
AC-227	1.43E-07	1.00E-08	2.00E-12
TH-227	1.37E-07	1.00E-08	1.92E-12
TH-228	1.88E-03	1.00E-08	2.63E-08
TH-230	2.36E-07	1.00E-08	3.30E-12

Tabelle 2.5: (Fortsetzung)

NUKLID	SPEZIFISCHER ANFALL	FREISETZUNGS-FAKTOR	EMISSION
	(CI/T)		(CI/A)
TH-232	4.05E-11	1.00E-08	5.67E-16
TH-234	3.13E-01	1.00E-08	4.38E-06
PA-231	1.82E-06	1.00E-08	2.55E-11
PA-233	3.85E-01	1.00E-08	5.39E-06
U -232	6.55E-03	1.00E-08	9.17E-08
U -233	1.91E-05	1.00E-08	2.67E-10
U -234	2.11E-02	1.00E-08	2.95E-07
U -235	1.63E-02	1.00E-08	2.28E-07
U -236	3.10E-01	1.00E-08	4.34E-06
U -238	3.13E-01	1.00E-08	4.38E-06
NP-237	3.85E-01	1.00E-08	5.39E-06
NP-239	2.21E+01	1.00E-08	3.09E-04
PU-238	3.38E+03	1.00E-08	4.73E-02
PU-239	3.24E+02	1.00E-08	4.54E-03
PU-240	4.92E+02	1.00E-08	6.89E-03
PU-241	1.07E+05	1.00E-08	1.50E+00
PU-242	1.57E+00	1.00E-08	2.20E-05
AM-241	2.54E+02	1.00E-08	3.56E-03
AM-242M	8.58E+00	1.00E-08	1.20E-04
AM-243	2.21E+01	1.00E-08	3.09E-04
CM-242	7.66E+03	1.00E-08	1.07E-01
CM-243	4.11E+00	1.00E-08	5.75E-05
CM-244	3.10E+03	1.00E-08	4.34E-02
CM-245	4.72E-01	1.00E-08	6.61E-06
CM-246	1.03E-01	1.00E-08	1.44E-06
CM-247	4.04E-07	1.00E-08	5.66E-12
CM-248	1.37E-06	1.00E-08	1.92E-11
CF-252	8.29E-05	1.00E-08	1.16E-09

Tabelle 2.6: Ausgangsdaten einer 1094-jato-Wiederaufarbeitungsanlage
für SBR-Brennstoff, Abbrand 40 800 MWd/t, Kühlzeit 365 d

NUKLID	SPEZIFISCHER ANFALL (CI/T)	FREISETZUNGS-FAKTOR	EMISSION (CI/A)
H -3	1.12E+03	2.50E-01	3.07E+05
C -14	1.00E+00	1.00E+00	1.09E+03
KR-85	8.94E+03	5.00E-02	4.89E+05
RB-86	7.06E-03	1.00E-08	7.72E-08
SR-89	6.54E+03	1.00E-08	7.15E-02
SR-90	5.15E+04	1.00E-08	5.63E-01
Y -90	5.15E+04	1.00E-08	5.63E-01
Y -91	1.64E+04	1.00E-08	1.80E-01
ZR-93	1.74E+00	1.00E-08	1.90E-05
NB-93M	1.79E-01	1.00E-08	1.96E-06
ZR-95	4.58E+04	1.00E-08	5.01E-01
NB-95	9.71E+04	1.00E-08	1.06E+00
TC-99	1.82E+01	1.00E-08	1.99E-04
RJ-103	4.18E+03	1.00E-08	4.58E-02
RU-106	7.27E+05	1.00E-08	7.95E+00
AG-110M	4.89E+02	1.00E-08	5.35E-03
CD-115M	7.04E+00	1.00E-08	7.70E-05
SB-124	2.44E+01	1.00E-08	2.66E-04
SB-125	2.21E+04	1.00E-08	2.42E-01
TE-125M	9.14E+03	1.00E-08	1.00E-01
TE-127M	3.57E+03	1.00E-08	3.91E-02
TE-127	3.53E+03	1.00E-08	3.86E-02
TE-129M	4.21E+01	1.00E-08	4.61E-04
TE-129	2.70E+01	1.00E-08	2.95E-04
J -129	4.35E-02	1.00E-02	4.76E-01
J -131	3.20E-08	1.00E-02	3.50E-07
XE-131M	1.74E-05	5.00E-02	9.51E-04
CS-134	2.72E+04	1.00E-08	2.98E-01
CS-135	1.41E+00	1.00E-08	1.55E-05
CS-136	5.21E-04	1.00E-08	5.70E-09
CS-137	1.38E+05	1.00E-08	1.51E+00
BA-140	5.63E-03	1.00E-08	6.16E-08
LA-140	6.52E-03	1.00E-08	7.13E-08
CE-141	7.48E+02	1.00E-08	8.18E-03
PR-143	2.03E-02	1.00E-08	2.22E-07
PR-144	5.42E+05	1.00E-08	5.93E+00
CE-144	5.42E+05	1.00E-08	5.93E+00
ND-147	1.17E-04	1.00E-08	1.28E-09
PM-147	2.90E+05	1.00E-08	3.18E+00
SM-151	6.15E+03	1.00E-08	6.72E-02
EU-152	2.28E+01	1.00E-08	2.49E-04
EU-154	1.78E+03	1.00E-08	1.95E-02
FU-155	4.15E+04	1.00E-08	4.54E-01
TR-160	1.06E+02	1.00E-08	1.16E-03
RA-223	1.97E-08	1.00E-08	2.15E-13
RA-224	3.65E-03	1.00E-08	3.99E-08
AG-227	2.09E-08	1.00E-08	2.28E-13
TH-227	1.99E-08	1.00E-08	2.17E-13
TH-228	3.64E-03	1.00E-08	3.98E-08
TH-230	1.33E-06	1.00E-08	1.46E-11

Tabelle 2.6: (Fortsetzung)

NUKLID	SPEZIFISCHER ANFALL	FREISETZUNGS-FAKTOR	EMISSION
	(CI/T)		(CI/A)
TH-232	1.10E-12	1.00E-08	1.21E-17
TH-234	2.88E-01	1.00E-08	3.15E-06
PA-231	3.41E-07	1.00E-08	3.73E-12
PA-233	1.50E-01	1.00E-08	1.64E-06
U -232	1.19E-02	1.00E-08	1.31E-07
U -233	1.37E-05	1.00E-08	1.50E-10
U -234	9.23E-02	1.00E-08	1.01E-06
U -235	3.24E-03	1.00E-08	3.54E-08
U -236	9.57E-03	1.00E-08	1.05E-07
U -238	2.88E-01	1.00E-08	3.15E-06
NP-237	1.50E-01	1.00E-08	1.64E-06
NP-239	6.35E+01	1.00E-08	6.95E-04
PU-238	1.00E+04	1.00E-08	1.10E-01
PU-239	3.60E+03	1.00E-08	3.94E-02
PU-240	4.87E+03	1.00E-08	5.33E-02
PU-241	5.60E+05	1.00E-08	6.12E+00
PU-242	1.46E+01	1.00E-08	1.60E-04
AM-241	3.21E+03	1.00E-08	3.51E-02
AM-242M	1.50E+02	1.00E-08	1.64E-03
AM-243	6.35E+01	1.00E-08	6.95E-04
CM-242	2.16E+04	1.00E-08	2.36E-01
CM-243	6.75E+01	1.00E-08	7.39E-04
CM-244	1.96E+03	1.00E-08	2.14E-02
CM-245	1.39E-01	1.00E-08	1.52E-06
CM-246	7.41E-03	1.00E-08	8.11E-08
CM-247	3.52E-08	1.00E-08	3.85E-13
CM-248	3.01E-08	1.00E-08	3.29E-13
CF-252	9.78E-11	1.00E-08	1.07E-15

Tabelle 2.7: Ausgangsdaten einer 730-jato-Wiederaufarbeitungsanlage für HTR-Brennstoff, Abbrand 57 000 MWd/t, (Zyklus B), Kühlzeit 365 d

NUKLID	SPEZIFISCHER ANFALL (CI/T)	FREISETZUNGS-FAKTOR	EMISSION (CI/A)
H -3	7.90E+02	2.50E-01	1.44E+05
C -14	7.11E+00	1.00E+00	5.19E+03
KR-85	3.56E+04	5.00E-02	1.30E+06
RB-86	3.35E-03	1.00E-08	2.45E-08
SR-89	2.24E+04	1.00E-08	1.64E-01
SR-90	1.76E+05	1.00E-08	1.28E+00
Y -90	1.76E+05	1.00E-08	1.28E+00
Y -91	4.14E+04	1.00E-08	3.02E-01
ZR-93	3.99E+00	1.00E-08	2.91E-05
NB-93M	4.21E-01	1.00E-08	3.07E-06
ZR-95	6.72E+04	1.00E-08	4.91E-01
NB-95	1.43E+05	1.00E-08	1.04E+00
TC-99	2.21E+01	1.00E-08	1.61E-04
RU-103	2.12E+03	1.00E-08	1.55E-02
RU-106	7.63E+04	1.00E-08	5.57E-01
AG-110M	1.90E+02	1.00E-08	1.39E-03
CD-115M	1.80E+00	1.00E-08	1.31E-05
SB-124	1.01E+01	1.00E-08	7.37E-05
SB-125	1.04E+04	1.00E-08	7.59E-02
TE-125M	4.29E+03	1.00E-08	3.13E-02
TE-127M	4.75E+03	1.00E-08	3.47E-02
TE-127	4.70E+03	1.00E-08	3.43E-02
TE-129M	8.12E+01	1.00E-08	5.93E-04
TE-129	5.20E+01	1.00E-08	3.80E-04
J -129	7.46E-02	1.00E-02	5.45E-01
J -131	3.54E-08	1.00E-02	2.58E-07
XE-131M	1.91E-05	5.00E-02	6.97E-04
CS-134	2.40E+05	1.00E-08	1.75E+00
CS-135	4.00E-01	1.00E-08	2.92E-06
CS-136	3.77E-04	1.00E-08	2.75E-09
CS-137	1.82E+05	1.00E-08	1.33E+00
BA-140	7.85E-03	1.00E-08	5.73E-08
LA-140	9.03E-03	1.00E-08	6.59E-08
CE-141	1.48E+03	1.00E-08	1.08E-02
PR-143	3.31E-02	1.00E-08	2.42E-07
PR-144	1.00E+06	1.00E-08	7.30E+00
CE-144	1.00E+06	1.00E-08	7.30E+00
ND-147	1.51E-04	1.00E-08	1.10E-09
PM-147	1.70E+05	1.00E-08	1.24E+00
SM-151	5.31E+02	1.00E-08	3.88E-03
EU-152	2.84E+00	1.00E-08	2.07E-05
EU-154	6.66E+03	1.00E-08	4.86E-02
EU-155	4.79E+03	1.00E-08	3.50E-02
TB-160	8.51E+00	1.00E-08	6.21E-05
RA-223	3.71E-02	1.00E-08	2.71E-07
RA-224	1.58E+02	1.00E-08	1.15E-03
AC-227	3.91E-02	1.00E-08	2.85E-07
TH-227	3.74E-02	1.00E-08	2.73E-07
TH-228	1.57E+02	1.00E-08	1.15E-03
TH-230	9.56E-03	1.00E-08	6.98E-08

Tabelle 2.7: (Fortsetzung)

NUKLID	SPEZIFISCHER ANFALL	FREISETZUNGS-FAKTOR	EMISSION
	(CI/T)		(CI/A)
TH-232	9.55E-02	1.00E-08	6.97E-07
TH-234	1.33E-01	1.00E-08	9.71E-07
PA-231	5.69E-01	1.00E-08	4.15E-06
PA-233	3.70E+03	1.00E-08	2.70E-02
U -232	2.32E+02	1.00E-08	1.69E-03
U -233	2.24E+02	1.00E-08	1.64E-03
U -234	6.20E+01	1.00E-08	4.53E-04
U -235	2.98E-02	1.00E-08	2.18E-07
U -236	8.65E-01	1.00E-08	6.31E-06
U -238	1.38E-03	1.00E-08	1.01E-08
NP-237	1.04E+00	1.00E-08	7.59E-06
NP-239	1.23E+00	1.00E-08	8.98E-06
PU-238	8.04E+03	1.00E-08	5.87E-02
PU-239	8.51E+00	1.00E-08	6.21E-05
PU-240	1.64E+01	1.00E-08	1.20E-04
PU-241	4.99E+03	1.00E-08	3.64E-02
PU-242	1.20E-01	1.00E-08	8.76E-07
AM-241	1.30E+01	1.00E-08	9.49E-05
AM-242M	1.97E-01	1.00E-08	1.44E-06
AM-243	1.23E+00	1.00E-08	8.98E-06
CM-242	2.42E+02	1.00E-08	1.77E-03
CM-243	1.76E-01	1.00E-08	1.28E-06
CM-244	1.29E+02	1.00E-08	9.42E-04
CM-245	1.20E-02	1.00E-08	8.76E-08
CM-246	3.16E-03	1.00E-08	2.31E-08
CM-247	8.47E-09	1.00E-08	6.18E-14
CM-248	2.17E-08	1.00E-08	1.58E-13
CF-252	9.19E-07	1.00E-08	6.71E-12

Tabelle 2.8: Ausgangsdaten einer 438-jato-Wiederaufarbeitungsanlage für HTR-Brennstoff, Abbrand 95 000 MWd/t, (Zyklus B), Kühlzeit 365 d

NUKLID	SPEZIFISCHER ANFALL	FREISETZUNGS-FAKTOR	EMISSION
	(CI/T)		(CI/A)
H -3	1.25E+03	2.50E-01	1.37E+05
C -14	1.43E+01	1.00E+00	6.26E+03
KR-85	5.93E+04	5.00E-02	1.30E+06
RB-86	7.68E-03	1.00E-08	3.36E-08
SR-89	2.28E+04	1.00E-08	9.99E-02
SR-90	2.87E+05	1.00E-08	1.26E+00
Y -90	2.87E+05	1.00E-08	1.26E+00
Y -91	4.09E+04	1.00E-08	1.79E-01
ZR-93	6.61E+00	1.00E-08	2.90E-05
NB-93M	9.31E-01	1.00E-08	4.08E-06
ZR-95	6.66E+04	1.00E-08	2.92E-01
NB-95	1.42E+05	1.00E-08	6.22E-01
TC-99	3.39E+01	1.00E-08	1.48E-04
RU-103	2.05E+03	1.00E-08	8.98E-03
RU-106	9.60E+04	1.00E-08	4.20E-01
AG-110M	4.55E+02	1.00E-08	1.99E-03
CD-115M	2.15E+00	1.00E-08	9.42E-06
SB-124	2.11E+01	1.00E-08	9.24E-05
SB-125	1.72E+04	1.00E-08	7.53E-02
TE-125M	7.10E+03	1.00E-08	3.11E-02
TE-127M	5.73E+03	1.00E-08	2.51E-02
TE-127	5.67E+03	1.00E-08	2.48E-02
TE-129M	8.98E+01	1.00E-08	3.93E-04
TE-129	5.75E+01	1.00E-08	2.52E-04
J -129	1.26E-01	1.00E-02	5.52E-01
J -131	3.61E-08	1.00E-02	1.58E-07
XE-131M	1.97E-05	5.00E-02	4.31E-04
CS-134	5.72E+05	1.00E-08	2.51E+00
CS-135	6.81E-01	1.00E-08	2.98E-06
CS-136	6.85E-04	1.00E-08	3.00E-09
CS-137	3.01E+05	1.00E-08	1.32E+00
BA-140	7.81E-03	1.00E-08	3.42E-08
LA-140	8.98E-03	1.00E-08	3.93E-08
CE-141	1.51E+03	1.00E-08	6.61E-03
PR-143	3.36E-02	1.00E-08	1.47E-07
PR-144	1.06E+06	1.00E-08	4.64E+00
CE-144	1.06E+06	1.00E-08	4.64E+00
ND-147	1.64E-04	1.00E-08	7.18E-10
PM-147	1.46E+05	1.00E-08	6.39E-01
SM-151	7.02E+02	1.00E-08	3.07E-03
EU-152	2.97E+00	1.00E-08	1.30E-05
EU-154	1.32E+04	1.00E-08	5.78E-02
EU-155	9.33E+03	1.00E-08	4.09E-02
TB-160	2.19E+01	1.00E-08	9.59E-05
RA-223	7.77E-02	1.00E-08	3.40E-07
RA-224	1.98E+02	1.00E-08	8.67E-04
AC-227	8.05E-02	1.00E-08	3.53E-07
TH-227	7.76E-02	1.00E-08	3.40E-07
TH-228	1.97E+02	1.00E-08	8.63E-04
TH-230	1.36E-02	1.00E-08	5.96E-08

Tabelle 2.8: (Fortsetzung)

NUKLID	SPEZIFISCHER ANFALL	FREISETZUNGS-FAKTOR	EMISSION
	(CI/T)		(CI/A)
TH-232	9.18E-02	1.00E-08	4.02E-07
TH-234	2.11E-01	1.00E-08	9.24E-07
PA-231	8.22E-01	1.00E-08	3.60E-06
PA-233	4.55E+03	1.00E-08	1.99E-02
U -232	2.92E+02	1.00E-08	1.28E-03
U -233	2.21E+02	1.00E-08	9.68E-04
U -234	6.19E+01	1.00E-08	2.71E-04
U -235	1.35E-02	1.00E-08	5.91E-08
U -236	8.70E-01	1.00E-08	3.81E-06
U -238	1.21E-03	1.00E-08	5.30E-09
NP-237	1.58E+00	1.00E-08	6.92E-06
NP-239	7.47E+00	1.00E-08	3.27E-05
PU-238	1.89E+04	1.00E-08	8.28E-02
PU-239	1.52E+01	1.00E-08	6.66E-05
PU-240	3.22E+01	1.00E-08	1.41E-04
PU-241	1.05E+04	1.00E-08	4.60E-02
PU-242	4.22E-01	1.00E-08	1.85E-06
AM-241	2.80E+01	1.00E-08	1.23E-04
AM-242M	4.61E-01	1.00E-08	2.02E-06
AM-243	7.47E+00	1.00E-08	3.27E-05
CM-242	8.84E+02	1.00E-08	3.87E-03
CM-243	9.36E-01	1.00E-08	4.10E-06
CM-244	1.66E+03	1.00E-08	7.27E-03
CM-245	2.13E-01	1.00E-08	9.33E-07
CM-246	1.33E-01	1.00E-08	5.83E-07
CM-247	6.99E-07	1.00E-08	3.06E-12
CM-248	4.12E-06	1.00E-08	1.80E-11
CF-252	1.06E-03	1.00E-08	4.64E-09

Literatur zu Kapitel 2:

BAYER, A.

Modelle zur Berechnung der radiologischen Belastung durch kerntechnische Anlagen bei Normalbetrieb - Teil I: Luftweg
Kernforschungszentrum Karlsruhe, Bericht (in Vorbereitung)
(1978)

BELL, M.J.

Origen - The ORNL Isotope Generation and Depletion Code
Oak Ridge National Laboratory, ORNL-4628, May 1973

BONKA, H., VOGT, K.

Die Strahlenbelastung durch aus Kernkraftwerken und Wiederaufarbeitungsanlagen freigesetzte Nuklide
Verein Deutscher Ingenieure 2 (1975) 117

ERDMANN, REYNOLDS

Radionuclide Behavior During Normal Operation of LMFBRs
Nucl. Safety 16 (1975) 1

DWK (DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR WIEDERAUFARBEITUNG VON KERNBRENNSTOFFEN mbH)

Bericht über das in der Bundesrepublik Deutschland geplante Entsorgungszentrum für ausgediente Brennelemente aus Kernkraftwerken
Hannover, September 1977

GRATHWOHL, G.

Erzeugung und Freisetzung von Tritium durch Kernreaktoren und Wiederaufarbeitungsanlagen und die voraussichtliche radiologische Belastung bis zum Jahr 2000
Kernforschungszentrum Karlsruhe, Bericht-KFK-Ext. 4/73-36
(1973)

HERMANN, et al.

Radiological Effects of a Nuclear Power Plant on a Riversystem, Demonstrated by the Nuclear Power Plant Gundremmingen
IAEA-Conference on Radiological Impacts
Otaniemi, Finland (1975)

HILBERT, F.

Erzeugung und Freisetzung von radioaktiven Krypton- und Xenonisotopen durch Kernreaktoren und Wiederaufarbeitungsanlagen und die voraussichtliche radiologische Belastung bis zum Jahr 2000
Kernforschungszentrum Karlsruhe, KFK-Bericht 2035(1974)

LORENZ, G.

Erzeugung und Freisetzung von C-14 durch Kernreaktoren und Wiederaufarbeitungsanlagen und die voraussichtliche radiologische Belastung bis zum Jahr 2000
Kernforschungszentrum Karlsruhe, Bericht (in Vorbereitung) (1978)

MERZ, E.

Brennstoffkreislauf beim gasgekühlten Hochtemperaturreaktor (HTR)
Chemiker-Zeitung, 101. Jahrgang (1977) Nr. 2

MIGUEL, P., et al.

"Progress in Areas of Relevance to the Treatment of Gaseous Effluents from Reprocessing Plants"
Symposium on Management of Radioactive Waste
IAEA-Wien, (March 1976), IAEA-SM-207/23

PAPP, R.

Brennstoffmengen, Aktivitätsinventare und radioaktive Freisetzungen bei der Energieerzeugung auf der Basis von Leichtwasserreaktoren und Schnellen Natriumbrütern
Kernforschungszentrum Karlsruhe, KFK 2453 (1977)

PORZ, F.

Erzeugung und Freisetzung von radioaktiven Jodisotopen durch Kernreaktoren und Wiederaufarbeitungsanlagen und die voraussichtliche radiologische Belastung bis zum Jahr 2000
Kernforschungszentrum Karlsruhe, KFK 1912 (1974)

SCHIESSER, D.

Erzeugung und Freisetzung von Sr-89, Sr-90, Ru-103, Ru-106, Cs-134, Cs-135, Cs-137, Ce-141 und Ce-144 durch Kernreaktoren und Wiederaufarbeitungsanlagen und die voraussichtliche radiologische Belastung bis zum Jahr 2000
Kernforschungszentrum Karlsruhe, KFK 2153 (1975)

SCHIKORR, M.

Reaktorphysikalische und reaktorstrategische Untersuchungen
zur Spaltstoffökonomie des Uran- und Thoriumzyklus in
Schnellen Brutreaktoren und Hochtemperaturreaktoren
Diss. an der Universität Karlsruhe, 1977

SCHÜCKLER, M.

Modelle zur Berechnung der radiologischen Belastung
durch kerntechnische Anlagen bei Normalbetrieb
Teil 2: Wasserweg
Kernforschungszentrum Karlsruhe, Bericht (in Vorberei-
tung) (1978)

SCHWARZ, G.

Umweltprobleme im Zusammenhang mit der Entwicklung der
Nukleartechnologie in der Bundesrepublik Deutschland
Diss. Technische Hochschule Aachen, 1976

ULLMANN, H., u.a.

Die Radioaktivität im Primärsystem natriumgekühlter
schneller Reaktoren
Kernenergie 4 (1973), S. 96

WALTER, R., ARNDT, J.

Bundesgesundheitsblatt 18, April 1975

WASH-1535

Proposed Final Environmental Impact Statement
on LMFBRs
US-ERDA, June 1975

WILHELM, J., u.a.

Spaltjodabtrennung in Kernkraftwerken und
Wiederaufarbeitungsanlagen
Kernforschungszentrum Karlsruhe, KFK 2244 (1975)

3. Strahlenbelastung durch Emissionen von energieerzeugenden Anlagen bei Normalbetrieb - anlagenspezifischer Belastungsvergleich

In diesem Kapitel wird zunächst eine Darstellung der radiologischen Belastungsmöglichkeiten über verschiedene Expositionspfade und Transfer-routen gegeben (Abschnitt 3.1).

Für die unmittelbare Umgebung von energieerzeugenden Anlagen und Anlagen des jeweils zugehörigen Brennstoffkreislaufs wird ein Belastungsvergleich der organspezifischen Strahlenbelastung durchgeführt. Es werden dabei Energieerzeugung durch verschiedene Reaktorsysteme (Kap. 2) und durch Verbrennung von Kohle gegenübergestellt. Die untersuchten Anlagen sind die Kraftwerke selbst und im Falle der kerntechnischen Energieerzeugung die Wiederaufarbeitungsanlagen (WAA) für abgebrannte Brennelemente. Die durchgeführten Rechnungen orientieren sich an den vorliegenden Richtlinien des Bundesministeriums des Innern für Abluftemissionen /BMI (1977a)/ und für Abwasseremissionen /BMI (1977b)/. Sowohl die ökologischen Daten als auch die mittleren Verbrauchsgewohnheiten in der Bundesrepublik Deutschland wurden diesen Richtlinien entnommen.

Regionsspezifische Untersuchungen der radiologischen Umgebungsbelastungen werden in Kap. 4 dargestellt.

3.1 Radiologische Belastungsmöglichkeiten

Die Strahlung der aus den entsprechenden Anlagen abgeleiteten radioaktiven Stoffe kann den Menschen auf verschiedenen Expositionspfaden erreichen. Bei der Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Abluft und dem Abwasser sind dabei die folgenden Expositionspfade von Bedeutung:

- (1) externe β -Strahlung innerhalb der Abluftfahne (β -Submersion);
- (2) externe γ -Strahlung aus der Abluftfahne (γ -Submersion);

- (3) externe γ -Strahlung der am Boden abgelagerten Aktivität (Bodenstrahlung)
- (4) interne Bestrahlung durch Radionuklide, die mit der Luft inhaliert werden (Inhalation);
- (5) interne Bestrahlung durch Verzehr kontaminierter Nahrungsmittel (Ingestion).

Während die Expositionspfade (1) bis (4) nur für Abluftemissionen zu berücksichtigen sind, kann eine Strahlenbelastung über den Expositionspfad (5) "Ingestion" sowohl über Abluft- als auch über Abwasseremissionen und dabei wiederum über verschiedene Einzeltransferrouen erfolgen. Abb. 3.1 zeigt die verschiedenen Expositionspfade, die zur gesamten Strahlenbelastung des Menschen beitragen.

In Abb. 3.2 ist die Transferroue "Abluft - Boden - Nahrung - Mensch" beispielhaft dargestellt; bezüglich der anderen Transferrouen gelten ähnliche Darstellungen. Ausgehend von der hier gasförmig angenommenen Emission der Anlage (Ci/s)⁺ erfolgt Ausbreitung und Verdünnung in Luft. Diese Vorgänge führen zur Immission beispielsweise in Bodennähe. Die hierfür erforderlichen Rechnungen wurden mit einem im Anhang 2 beschriebenen Modell durchgeführt. Dieses Rechenmodell liefert den ortsabhängigen sogenannten "Ausbreitungsfaktor" (s/m^3); Multiplikation der Emission mit dem Ausbreitungsfaktor liefert die Immission (Ci/m^3). Ablagerung der in der bodennahen Luftschicht enthaltenen Radionuklide führt mittels der Absetzgeschwindigkeit (m/s) zu einer Immission auf der Bodenoberfläche ($\text{Ci/m}^2\text{s}$). Über pflanzliche und tierische Nahrungsmittel gelangt die Bodenimmission schließlich in menschliche Organe (Ci/s); die Rechnung berücksichtigt diesen Transfer durch den sogenannten "Transferfaktor" (m^2). Nach Berücksichtigung des sogenannten "Dosisfaktors" (rem/Ci) ergibt sich die radiologische

+) In diesem Abschnitt sind die verwendeten Dimensionen jeweils in Klammern angegeben.

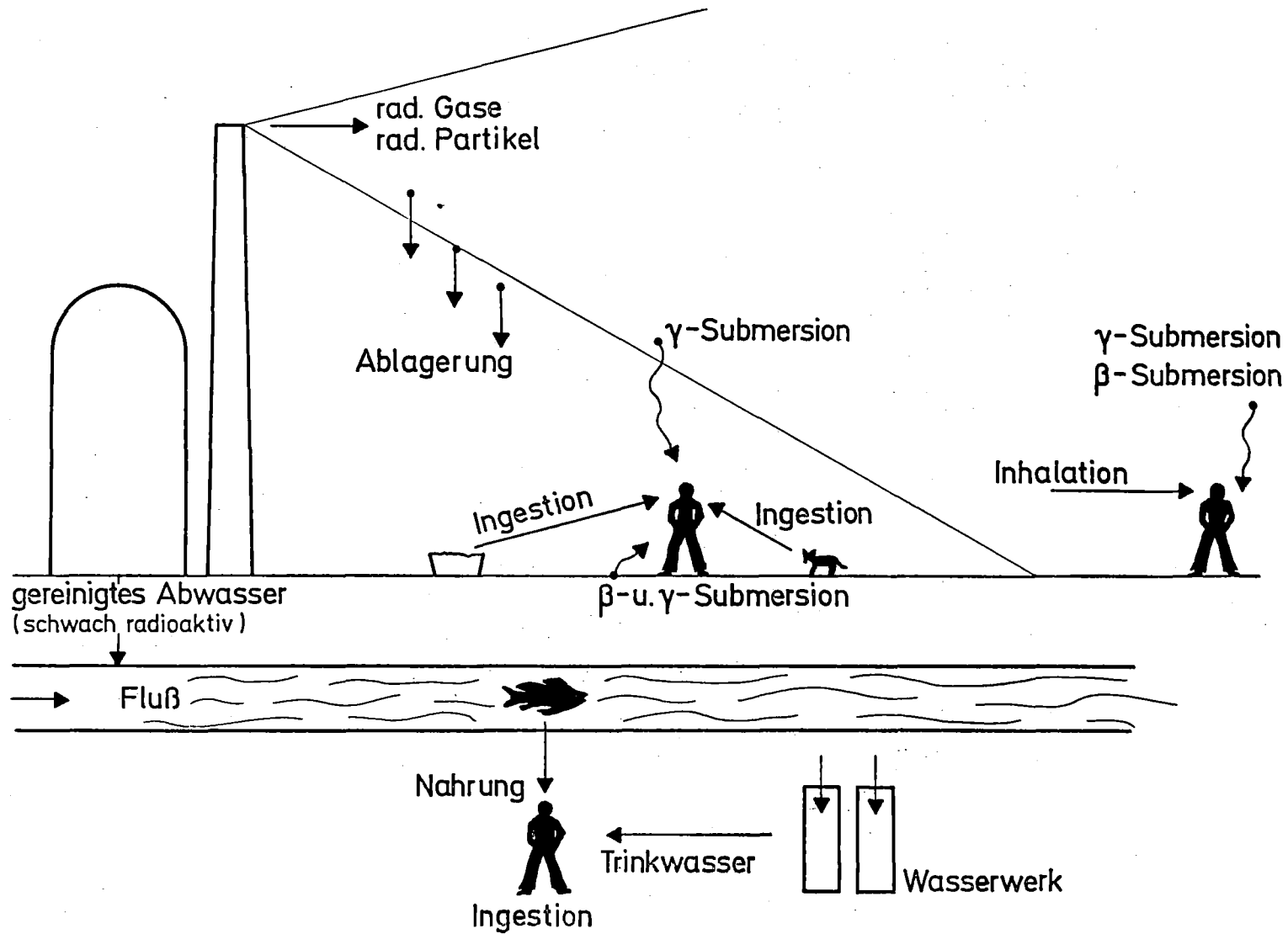
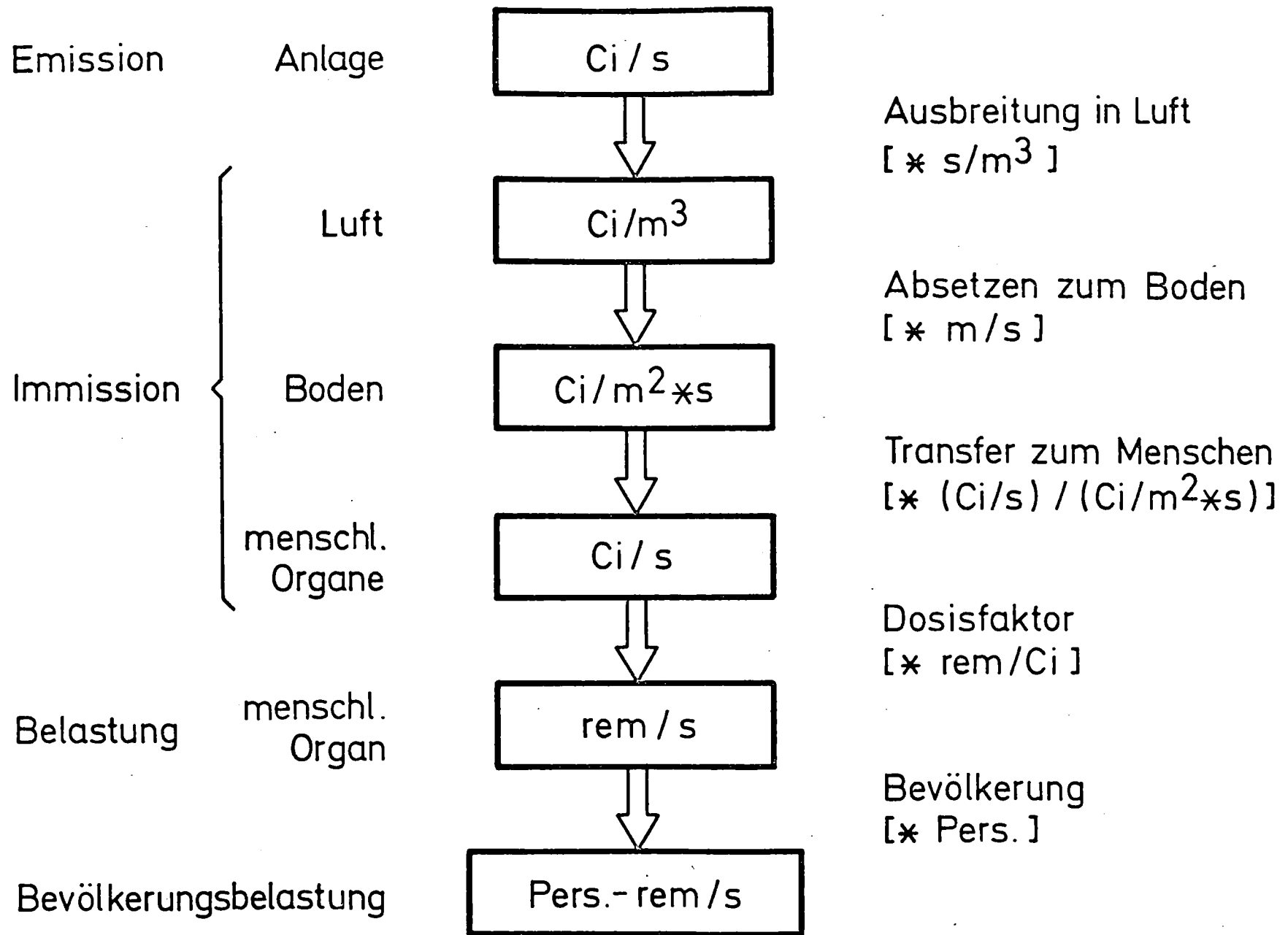


Abbildung 3.1: Expositionspfade der Strahleneinwirkung auf den Menschen



3-4

Abbildung 3.2: Transferroute "Luft-Boden-Nahrung-Mensch"

Belastung des betrachteten menschlichen Organs (rem/s). Zur Untersuchung somatischer und genetischer Folgen der Strahlenbelastung wird auch die Bevölkerungsbelastung (Pers.-rem/s) zugrundegelegt; letztere kann bei geeigneter Berücksichtigung der Bevölkerungsverteilung berechnet werden.

Die folgenden Einzelansätze zur Berechnung der Strahlenbelastung über verschiedene Expositionspfade gehen z.T. von idealisierten Bedingungen aus, wie z.B. der Annahme eines unendlichen Verdünnungspotentials der Atmosphäre, der Stationarität und Homogenität der atmosphärischen Ausbreitungsverhältnisse und einer kontinuierlichen Emissionsquellstärke. Für die Expositionspfade β -Submersion, γ -Submersion und Inhalation wurde die endliche Lebensdauer der Radionuklide vernachlässigt; dies ergibt eine konservative Abschätzung der entsprechenden Belastungsanteile. Für die Expositionspfade γ -Bodenstrahlung und Ingestion wird eine Radionuklidanreicherung auf dem Boden bzw. im Boden während eines Zeitraums von 50 Jahren betrachtet. Bei der Berechnung der Dosisfaktoren für interne Strahlenbelastung durch Inhalation und Ingestion von Radionukliden wird ebenfalls eine Expositionszeit von 50 Jahren angenommen, d.h. die gesamte während dieses Zeitraums verursachte interne Strahlenbelastung wird der Jahresbelastung des Aufnahmejahres des entsprechenden Radionuklides zugerechnet. Der Hauptteil der Belastung entsteht dabei in fast allen Fällen während eines relativ kurzen Zeitraums unmittelbar nach Aufnahme eines Radionuklids, da biologischer Abbau und physikalischer Zerfall die Radionuklidkonzentration in den entsprechenden Organen verringern.

Es sollte betont werden, daß bezüglich der Transferraten und der Dosisfaktoren die Diskussion derzeit noch nicht abgeschlossen ist. So wurden die aus /BMI (1977a)/ entnommenen Inhalationsdosisfaktoren mit dem sog. alten Lungenmodell errechnet; Vergleichsrechnungen mit dem sog. neuen Lungenmodell, durchgeführt für das Isotop Plutonium-239, ergaben, daß dadurch die Lungendosis unterschätzt und die Knochendosis überschätzt wird /PAPADOPOULOS, D. (1978)/. Die experimentellen Resultate der letzten Jahre zeigen einmal, daß die notwendigerweise getroffenen Abschätzungen zur Berechnung von Dosisfaktoren häufig in übertriebener Weise zur "sicheren Seite" hin vorgenommen wurden. Andererseits gibt es aber auch Hinweise dafür, daß bislang mittels Tierexperimenten gewonnene Daten sich nicht immer auf den

Menschen übertragen lassen. Auch sollte nicht übersehen werden, daß der bisher gegebene Erfahrungszeitraum für die Beurteilung von radiologischen Wirkungen jeglicher Art verhältnismäßig kurz ist.

β-Submersion

β-Strahlen haben in Luft nur eine Reichweite von wenigen Metern. Aus diesem Grunde ist die Strahlenexposition durch β-Submersion der Aktivitätskonzentration des Nuklids r in der Luft am betrachteten Ort direkt proportional:

$$\dot{D}_{\beta,r}(x) = \dot{Q}_r \cdot x(x) \cdot g_{\beta,r} \quad (3.1)$$

$\dot{D}_{\beta,r}(x)$ Dosisrate am Ort x durch β-Submersion des Nuklids r /
in rem/a

\dot{Q}_r Emissionsquellstärke des Nuklids r in Ci/a

$x(x)$ Ausbreitungsfaktor am Ort x in s/m^3

$g_{\beta,r}$ Dosisfaktor für β-Submersion durch das Nuklid r
in $rem \cdot m^3 / (Ci \cdot s)$

Voraussetzung zur Ermittlung der Gesamtdosis ist die Kenntnis der Verdünnung einer Radionuklidemission durch die turbulente atmosphärische Diffusion. Mit Hilfe der Ausbreitungsrechnung (Anhang 2) wird, ausgehend von der Emission eines Radionuklids, die lokale Konzentrationsverteilung um die Quelle erhalten. Die auf die Quellstärke 1 normierte Konzentrationsverteilung ergibt die lokalen Ausbreitungsfaktoren (Dimension s/m^3). Für die Berechnung der Ortsdosis bei Normalbetriebsemissionen wird in (3.1) ein mittlerer Ausbreitungsfaktor eingesetzt, der sich als Erwartungswert über alle meteorologischen Konfigurationen errechnet.

β-Strahlen ergeben wegen ihrer geringen Reichweite nur eine Hautbelastung. Die Dosisfaktoren wurden den Berechnungsgrundlagen in /BMI (1977a)/ entnommen.

γ -Submersion

Bei der Exposition durch γ -Strahlung sind wegen der großen Reichweite der γ -Quanten die Beiträge aus der gesamten Abluftfahne zu berücksichtigen. Die γ -Submersiondosis ergibt sich damit aus der Integration der Dosisbeiträge aller Volumenelemente der Abluftfahne unter Berücksichtigung der Absorption und der Streuung der γ -Quanten in der Luft. Die Dosisrate am Ort x ergibt sich zu:

$$\dot{D}_{\gamma,r}(x) = \dot{Q}_r \cdot x_{\gamma}(x) \cdot g_{\gamma,r} \quad (3.2)$$

$\dot{D}_{\gamma,r}(x)$ Dosisrate am Ort x durch γ -Submersion des Nuklids r in rem/a

$x_{\gamma}(x)$ Ausbreitungsfaktor für γ -Submersion am Ort x in s/m^2

$g_{\gamma,r}$ Dosisfaktor für γ -Submersion durch das Nuklid r in $(\text{rem} \cdot \text{m}^2)/(\text{Ci} \cdot \text{s})$

Aufgrund der großen Reichweite in Materie trägt γ -Strahlung zur Ganzkörperbelastung bei. Die Dosisfaktoren wurden den Berechnungsgrundlagen in /BMI (1977a)/ entnommen.

 γ -Bodenstrahlung

Neben der β - und der γ -Submersion, die eine externe radiologische Belastung durch die in der Atmosphäre befindlichen Radionuklide beschreiben, kann auch durch die am Erdboden abgelagerten Nuklide eine Belastung erfolgen. Wegen der Reichweite sind dabei ausschließlich γ -Strahlen von Bedeutung. Der Transport der Radionuklide zum Erdboden geschieht durch die sogenannte trockene Ablagerung (Fallout), die vor allem für Aerosole mit einer Partikelgröße von mindestens 15μ Durchmesser wichtig ist, und die sogenannte nasse Ablagerung (Washout), d.h. die Ablagerung durch Niederschläge. Darüber

hinaus kann Ablagerung auch durch das Auftreffen der Partikel auf Hindernisse auf oder nahe der Erdoberfläche geschehen. Bei kleineren Partikelgrößen dominieren die Ablagerungseffekte durch Auftreffen auf Hindernisse sowie die nasse Ablagerung. Ein geringer Teil der am Erdboden abgelagerten Radionuklide wird dann durch mechanische Einflüsse, Wind usw. aufgewirbelt und trägt erneut zur Immission bei.

Die Dosisrate durch γ -Bodenstrahlung errechnet sich als Mittelwert in der näheren Umgebung einer Emissionsquelle nach:

$$\dot{D}_{b,r} = \dot{Q}_r \cdot (F_r + W_r) \cdot K_{b,r} \cdot g_{b,r} \quad (3.3)$$

$\dot{D}_{b,r}$	Dosisrate über kontaminiertem Boden durch das Nuklid r in rem/a
F_r	Falloutfaktor in $1/m^2$
W_r	Washoutfaktor in $1/m^2$
$K_{b,r}$	Faktor zur Beschreibung der Radionuklidanreicherung auf dem Boden während des Zeitraums von 50 Jahren in s
$g_{b,r}$	Dosisfaktor für γ -Bodenstrahlung durch das Nuklid r in $(\text{rem} \cdot m^2) / (\text{Ci} \cdot s)$

Die Dosisfaktoren wurden den Berechnungsgrundlagen in /BMI (1977a)/ entnommen und sind in Anhang 3 zusammengestellt. Die Einheit rem/s bezogen auf Ci/m^2 weist darauf hin, daß zwischen der Dosisrate und der auf einer Fläche befindlichen Radioaktivität eine Beziehung besteht.

Inhalation

Radionuklide, die mit der Atemluft aufgenommen werden, können einmal zu einer unmittelbaren Strahlenbelastung der Lunge führen. Falls sie darüber hinaus vom Stoffwechselkreislauf des Körpers aufgenommen werden, können weitere Organbelastungen und auch eine Ganzkörperbelastung erfolgen. Die

Strahlenbelastung durch Inhalation ist von der Aktivitätskonzentration des jeweiligen Radionuklids in der Atmosphärenluft am betrachteten Ort abhängig. Es gilt die folgende Beziehung:

$$\dot{D}_{h,r1}(x) = \dot{Q}_r \cdot x(x) \cdot V \cdot g_{h,r1} \quad (3.4)$$

$\dot{D}_{h,r1}$ Dosisrate am Ort x durch Inhalation des Nuklids r im Organ 1 in rem/a

V Atemrate in m³/s

$g_{h,r1}$ Dosisfaktor für Inhalation des Nuklids r für das Organ 1 in rem/Ci

Die Dosisfaktoren wurden aus /BMI (1977a)/ entnommen ⁺) und sind in Anhang 3 zusammengestellt. Die angegebenen Einheiten rem/Ci beziehen sich auf den Zusammenhang zwischen Dosis und eingeatmeter Radioaktivität, wobei die Atemrate mit 7300 m³/a angenommen wird.

Ingestion

Radionuklide, die mit der Nahrung oder mit dem Trinkwasser aufgenommen werden, können spezifische Organbelastungen sowie eine Ganzkörperbelastung ergeben. Entsprechend /BMI (1977a)/ werden für die mit der Abluft abgegebenen Radionuklide Transferprozesse bis zur Einnahme der folgenden Nahrungsmittel betrachtet:

- (1) pflanzliche Produkte ohne Blattgemüse,
- (2) Blattgemüse,
- (3) Milch und
- (4) Fleisch.

⁺) Die angewandten Dosisfaktoren wurden mit dem sog. alten Lungenmodell errechnet. Nach /PAPADOPOULOS, D. (1978)/ wird dabei z.B. im Falle des Plutonium-239 die Lungendosis unterschätzt und die Knochendosis überschätzt.

Für alle emittierten Radionuklide wird die Nuklidkonzentration in den Pflanzen errechnet. Diese Konzentration wird durch die Ablagerung von Nukliden auf den Pflanzen und durch die Anreicherung von Nukliden im Boden und anschließende Aufnahme durch die Pflanze erhalten. Für die Radionuklide Tritium und Kohlenstoff-14 (C-14) wird angenommen, daß sie in die Pflanzen in dem Verhältnis, bezogen auf natürlichen Wasserstoff und Kohlenstoff, eingebaut werden, wie es in der Atmosphärenluft am betrachteten Ort vorliegt. Die Radionuklidkonzentration der Milch ergibt sich aus der entsprechenden Konzentration im Futter der Tiere. In ähnlicher Weise wird auch die Radionuklidkonzentration des Fleisches aus der entsprechenden Konzentration im Tierfutter erhalten. Die Gesamtdosisrate ergibt sich aus dem Produkt von Nuklidkonzentration im Nahrungsmittel, aufgenommener Nahrungsmittelmenge pro Jahr und dem Dosisfaktor

$$\dot{D}_{g,r1}(x) = \sum_{i=1}^4 U^i \cdot C_r^i(x) \cdot g_{g,r1} \quad (3.5)$$

$\dot{D}_{g,r1}(x)$ Dosisrate für Organ 1 durch Ingestion kontaminierter Nahrungsmittel (Nuklid r), die dem Ort x entstammen, in rem/a

U^i pro Jahr aufgenommene Nahrungsmittelmengen des Nahrungsmittels i in kg/a

$C_r^i(x)$ Konzentration des Nuklids r in dem Nahrungsmittel i, das einer landwirtschaftlichen Aktivität am Ort x entstammt, in Ci/kg

i Nahrungsmittelindex
 i=1 pflanzliche Produkte ohne Blattgemüse
 i=2 Blattgemüse
 i=3 Milch
 i=4 Fleisch

$g_{g,r1}$ Dosisfaktor für Ingestion des Nuklids r für das Organ 1 in rem/Ci

Eine nähere Beschreibung der angewandten mathematischen Ansätze ist in Anhang 2 zu finden.

Bei der Berechnung der Strahlenbelastung durch Abwasseremissionen von Radionukliden werden die folgenden Expositionspfade entsprechend /BMI (1977b)/ betrachtet:

- (1) die Radionuklide werden mit dem Trinkwasser, das aus einem belasteten Flußgewässer gewonnen wird, aufgenommen;
- (2) die Radionuklide werden über den Fischverzehr aufgenommen;
- (3) die Radionuklide werden über den Milch- und Fleischkonsum aufgenommen, wobei die Nuklide über die Wasseraufnahme der Tiere entsprechend (1) in die Nahrungsmittel gelangen;
- (4) die Radionuklide werden über den Milch- und Fleischkonsum aufgenommen, wobei die Nuklide über den Weidepflanzenverzehr der Tiere nach Beregnung der Felder mit Wasser aus belasteten Fließgewässern in den Tierorganismus gelangen; und
- (5) die Radionuklide werden über den Konsum von pflanzlichen Nahrungsmitteln aufgenommen, wobei die Nuklide nach Beregnung der Felder mit Wasser aus belasteten Fließgewässern in die Pflanzen gelangen.

Die Berechnung der internen Strahlenbelastung aus Abwasseremissionen geschieht mit Hilfe eines Ansatzes ähnlich dem von (3.5). Die genaue Beschreibung des angewandten Modells ist wiederum in Anhang 2 zu finden.

Die Dosisfaktoren, die der Ermittlung der durch Nahrungs- bzw. Trinkwasseraufnahme induzierten Strahlenbelastung dienen, wurden aus /BMI (1977a)/ entnommen und sind in Anhang 3 zusammengestellt. Die angegebenen Einheiten rem/Ci beziehen sich auf den Zusammenhang zwischen Dosis und aufgenommener Radioaktivität. Die Werte für den Nahrungsmittelverzehr wurden ebenfalls den genannten Richtlinien entnommen. Tab. 3.1 zeigt die sog. mittleren Verzehrsgewohnheiten von Erwachsenen. Die angegebenen Sicherheitsfaktoren gelten für extreme Verzehrsgewohnheiten.

Tabelle 3.1: Mittlere Verzehrsgewohnheiten

Relevanter Expositionspfad bzw. Transferoute	mittlerer Jahresverbrauch		Sicherheitsfaktor
1. Ingestion von Radionukliden aus Abluftemissionen			
1.1 pflanzliche Produkte (Obst, Gemüse, Getreide und Kartoffeln)	210	kg/a	2
1.2 Blattgemüse	21	kg/a	2
1.3 Milch	110	kg/a	3
1.4 Fleisch und Fleischwaren	75	kg/a	2
2. Ingestion von Radionukliden aus Abwasseremissionen			
2.1 Trinkwasser	440	l	2
2.2 Fischverzehr (Süßwasser)	1,3	kg	30
2.3 Milch und Milchprodukte	110	kg	3
2.4 Fleisch und Fleischwaren	75	kg	2
2.5 pflanzliche Produkte (Obst, Gemüse, Getreide)	210	kg	2
2.6 Blattgemüse	21	kg	2

Bei der Ingestion sind in Ergänzung zu den bisherigen Ausführungen weitere Überlegungen anzustellen. In weit stärkerem Ausmaß als bei den vorangegangenen Expositionspfaden sind bei der Abschätzung der möglichen Strahlenbelastung die regionsspezifischen Gegebenheiten von Bedeutung (vgl. Kap.4). Nachstehend werden daher beispielhaft für den Radionuklid-Transfer über Nahrungsmittel und Trinkwasser die Daten und Rahmenbedingungen näher beschrieben. Es wird dabei auch auf Zusammenhänge eingegangen, die in den angewandten einfachen Rechenmodellen nicht berücksichtigt werden.

Ingestion - Nahrung

Aus Abb. 3.3 ist ersichtlich, daß bezüglich eines Radionuklid-Transfers über Nahrungsmittel die Medien Luft, Boden und Wasser, welche die primäre Immission aufnehmen, als Quellen anzusehen sind. Diese primäre Immission erreicht den Menschen in verdünnter Form, weil einerseits Wechselwirkungsprozesse der Quellmedien untereinander, andererseits die für Pflanze und Tier typischen Metabolismen wirksam werden. Diese Zusammenhänge sind in Abb. 3.4 skizziert. Der linke Teil der Abb. 3.4 beschreibt die Immission, die zur Ablagerung auf Pflanzen und Erdboden führt. Werte für das Verteilungsverhältnis werden im Bereich zwischen 0,1 bis 1 abgeschätzt /SOLDAT, J.K. (1976), BMI (1977a), BOOTH, R.S., et al. (1973)/. Für eine regionale Analyse, die dann auch nach Anbaukulturen differenzieren sollte, ist dieser Wert genauer abschätzbar. Die Ablagerung geschieht, wie bereits bei der γ -Bodenstrahlung beschrieben, durch trockene Ablagerungsprozesse (Fallout) und durch Niederschläge (Washout).

Durch Regen und Wind sowie durch natürliche Humusbildung, durch Pflügen und durch andere Prozesse erfolgt Radionuklidtransfer von Pflanzen und speziell auch vom Weidegras zur Erdoberfläche und in den Erdboden. Die im Erdboden vorhandenen Radionuklide stehen über die Wurzeln zur Aufnahme in die Pflanzen zur Verfügung. Experimentelle Arbeiten zeigen, daß der witterungsbeeinflusste Nuklid-Transfer von der Pflanzen- zur Erdoberfläche einem Exponentialgesetz mit variabler Halbwertszeit folgt. In den ersten Tagen nach der Immission beträgt diese Halbwertszeit einige Tage; einige Wochen nach der Immission wurden Halbwertszeiten von über 50 Tagen beobachtet /KRIEGER, H.L., et al. (1969), WITHERSPOON, J.P., et al.(1970)/.

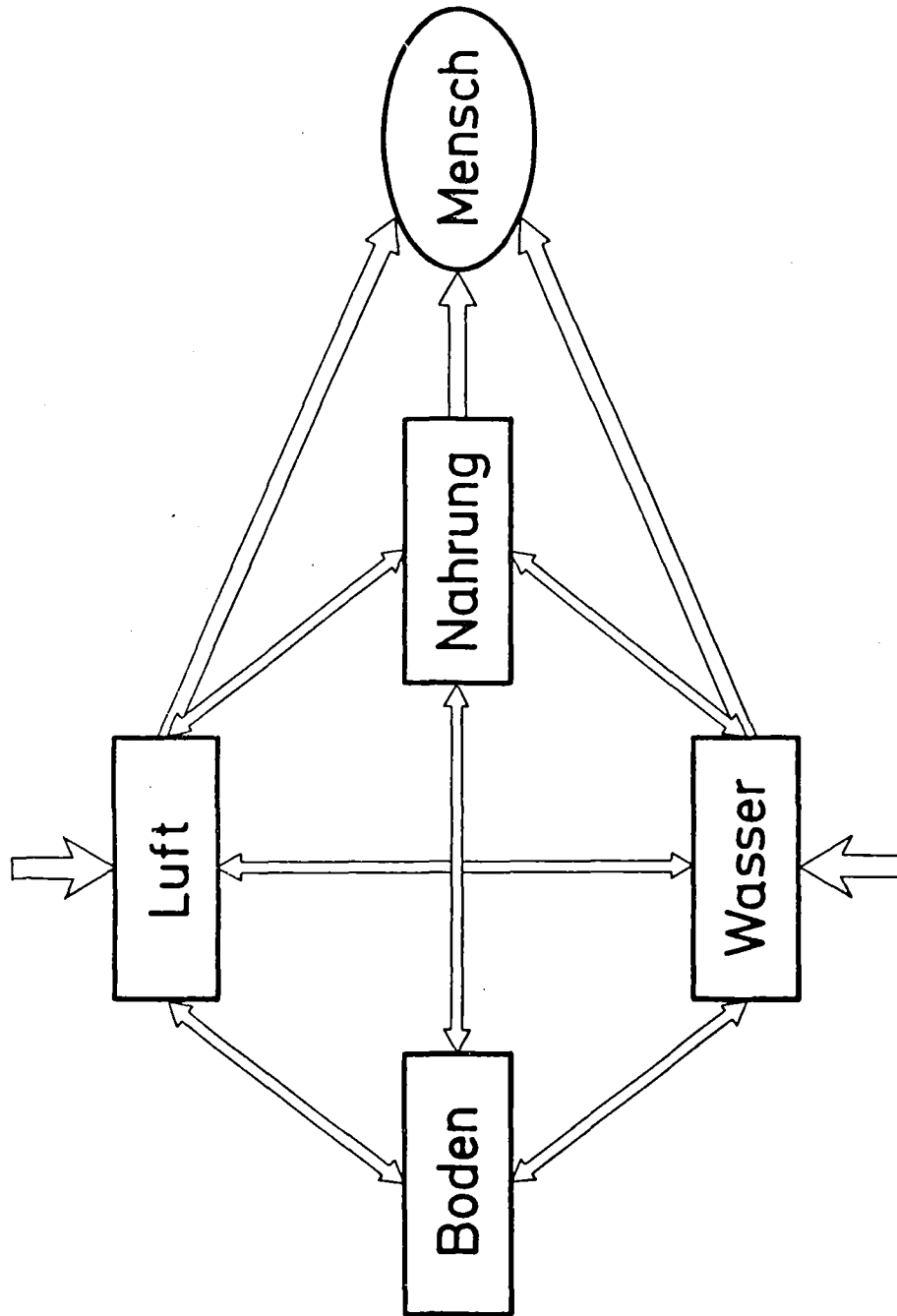


Abbildung 3.3: Ökologische Transfer Routen

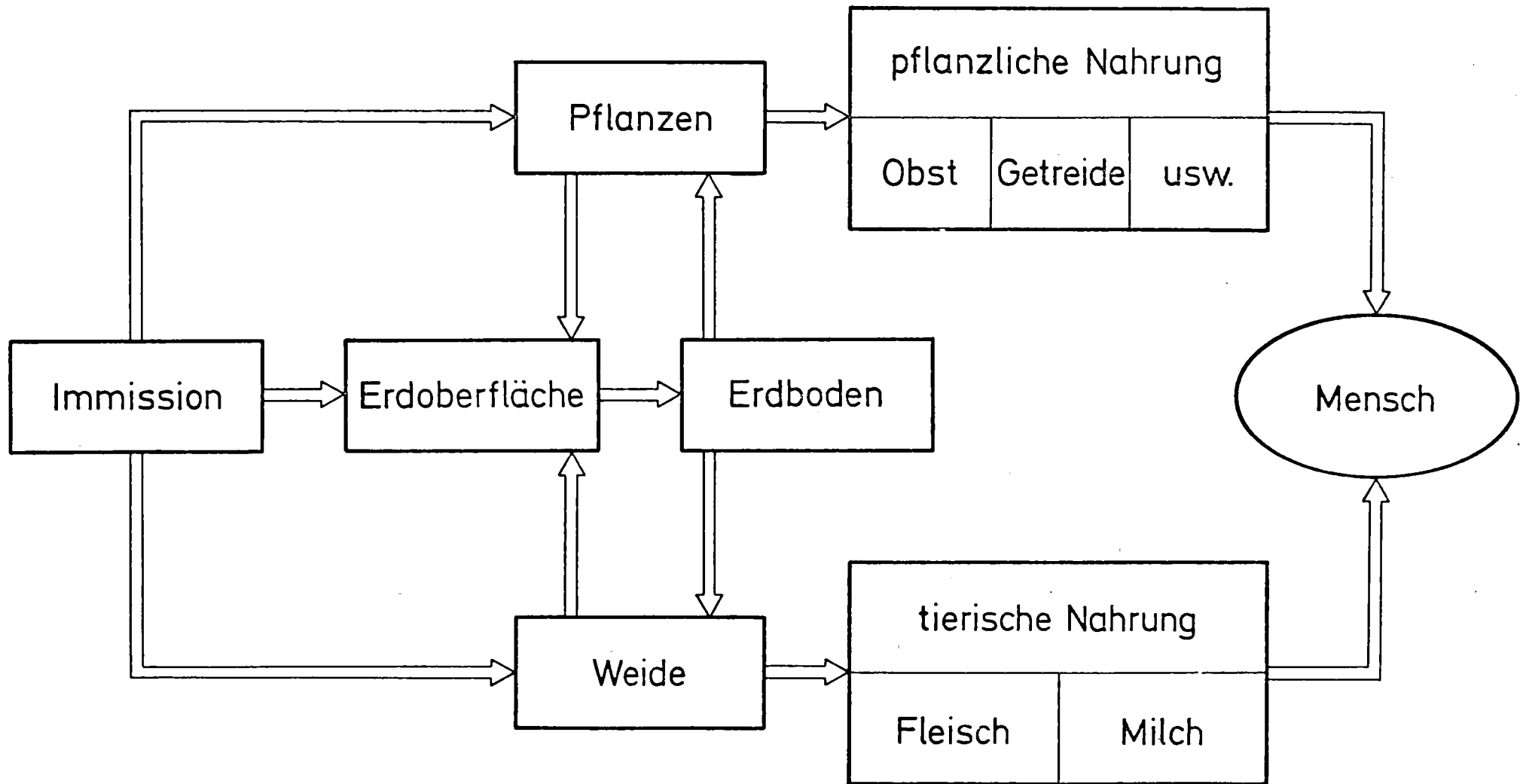


Abbildung 3.4: Transferrouten, die von der Immission ausgehend über Nahrungsmittel zum Menschen führen

Für die Abschätzung des Radionuklidtransfers von der Erdoberfläche in den Erdboden treten zu den meteorologischen Größen als weitere Einflußgrößen die Bodenbearbeitung und die Bodenbeschaffenheit. Hier wird angenommen, daß die Bodenbearbeitung einen die anderen Prozesse dominierenden Einfluß ausübt. Wenn davon ausgegangen wird, daß einmal pro Jahr gepflügt wird und damit Oberflächenmaterial in Wurzelnähe überführt wird, so legt dies die Größenordnung dieser speziellen Halbwertszeit fest. Damit werden kurzlebige Radionuklide diesem Transfer in den Erdboden nicht oder höchstens geringfügig unterworfen. Auch der durch meteorologische Einflüsse verursachte Transfer in tiefere Schichten des Erdbodens verläuft mit Halbwertszeiten, die in der Größenordnung von Jahren gemessen werden.

Der rechte Teil der Abb. 3.4 zeigt den Transfer über die Nahrung zum Menschen. Für die pflanzliche Nahrung wurde eine "Modellpflanze" angenommen, deren Eigenschaften hinsichtlich des Nuklidtransfers "konservativ" sind. So wurden für die Zeit zwischen Ernte und Verzehr nur sehr kurze Verarbeitungs- oder Lagerzeiten und keine Verarbeitungsprozesse berücksichtigt.

Insbesondere die Verarbeitungsprozesse, die eine Oberflächenbehandlung der Feldfrüchte beinhalten, würden zu erheblicher Minderung der Radionuklidkonzentration führen. Beispielsweise wird in /THOMPSON, J.C. (1967)/ berichtet, daß bei der häuslichen Verarbeitung bis zu 65 % einer J-131-Kontamination vom Blattgemüse entfernt werden. Bezüglich der Nuklidkonzentration auf den exponierten Pflanzenoberflächen sind in der Rechnung neben dem radioaktiven Zerfall keine weiteren konzentrationsmindernden Prozesse bzw. nuklidspezifischen Eigenschaften berücksichtigt worden.

Die separate Betrachtung des Nuklidtransfers über die Milch ist erforderlich, weil Milch und Milchprodukte mit etwa 50 Gew.-% an der menschlichen Nahrung beteiligt sind. Fleisch sowie seine Produkte werden hier berücksichtigt, weil in ihnen einige Radionuklide angereichert auftreten. Auch für Fleisch und seine Produkte wurden für diese erste Abschätzung keine Verarbeitungsprozesse in der Rechnung erfaßt. Als Lagerzeit zwischen Schlachten und Fleischverzehr wurden 20 Tage angenommen. Eine exakte Berücksichtigung dieser Effekte würde zur Reduktion der hier errechneten Werte erheblich beitragen können.

Die Rechnungen berücksichtigen auch eine mögliche radiologische Belastung durch Fischverzehr. Dabei wurde angenommen, daß die Fische ausschließlich im Vorfluter der jeweils betrachteten kerntechnischen Anlage aufgewachsen sind. Weiter wurde unterstellt, daß die in /THOMPSON, S.E., et al. (1972)/ publizierten Akkumulationsfaktoren auch die Anreicherung von Radionukliden in deutschen Wassertieren beschreiben. Üblicherweise vorliegende Lagerzeiten der Fische zwischen Fang und Verzehr sowie durch Kochen u.ä. mögliche Minderung der Nuklidkonzentration blieben in der Rechnung zur radiologischen Belastung unberücksichtigt.

Ingestion - Trinkwasser

Kerntechnische Anlagen geben einen Teil ihrer flüssigen radioaktiven Abfallstoffe kontrolliert in den üblicherweise vorhandenen Vorfluter ab. Sofern dieser Vorfluter, beispielsweise ein Fließgewässer, unterhalb der kerntechnischen Anlage für eine Trink- und/oder Brauchwasserversorgung genutzt wird, ist ein Nuklidtransfer zum Menschen denkbar.

Die öffentliche Wasserversorgung der Länder bezieht ihr Wasser aus eigenem Grund- und Quellwasser, aus eigenem Oberflächenwasser und über Fremdbezug. Tab. 3.2 vermittelt eine Vorstellung über die Herkunft des Trinkwassers, aufgeschlüsselt nach Ländern /STATISTISCHES BUNDESAMT (1976)/. Die Länder versorgen sich im Mittel zu 77 % aus Grund- und Quellwasser, 7 bzw. 5 % stammen aus Fremdbezug bzw. Oberflächenwasser. Dabei kann angenommen werden, daß das fremdbezogene Trinkwasser ebenfalls zu etwa 5 % aus Oberflächenwasser besteht.

Das Oberflächenwasser wird in der Trinkwasserversorgung als sogenanntes "Uferfiltrat" genutzt; d.h. aber auch, daß in geeigneten Aufbereitungsanlagen die meisten Fremdstoffe entfernt werden. Für die in Abschn. 3.2 durchgeführten Rechnungen wird unterstellt, daß diese Aufbereitung zu keiner Verminderung einer möglicherweise gegebenen Radionuklid-Konzentration führt. Auch eine im Oberflächenwasser vorhandene Verdünnung der Radionuklide wird nur bezüglich der durch den Rezipienten ermöglichten

Tabelle 3.2: Öffentliche Wasserversorgung in Prozent des Gesamtaufkommens
/STATISTISCHES BUNDESAMT (1976)/

Land	Grund- und Quellwasser	Oberflächen- wasser	Fremdbezug
Schleswig-Holstein	81	7	12
Hamburg	99	1	-
Niedersachsen	75	8	17
Bremen	33	18	49
Nordrhein-Westfalen	73	11	16
Hessen	72	-	28
Rheinland-Pfalz	90	4	6
Baden-Württemberg	60	9	31
Bayern	93	1	6
Saarland	75	-	25
Berlin (West)	100	-	-

Konzentrationsänderung berücksichtigt. Dabei wird der Rezipient durch seine in den vergangenen Jahrzehnten beobachteten Abflußwerte charakterisiert. Tab. 3.3 zeigt typische Abflußwerte für ausgewählte deutsche Oberflächengewässer.

Bei Grund- und Quellwasser kann eine Kontamination unter anderem durch Ausregnen von gasförmigen Radionuklid-Emissionen erfolgen. In /DICKERSON, M.H., et al. (1972)/ wird für U.S.-amerikanische Verhältnisse abgeschätzt, wieviel gasförmig emittiertes Tritium durch Niederschläge ausgewaschen wird. Die für eine Abschätzung bei deutschen Gegebenheiten erforderlichen meteorologischen Daten sind in /DEUTSCHER WETTERDIENST (1953)/ zusammengestellt. Für eine süddeutsche Standregion der Ausdehnung 50 mal 50 km² ergibt sich, daß etwa 1 % des in die Atmosphäre emittierten Tritiums

Tabelle 3.3: Abflußmengen ausgewählter deutscher Flüsse /BUCH, A. (1973)/

Pegel	Zeitraum	Abflußmengen m ³ /s				
		NQ	MNQ	MQ	MHQ	HQ
<u>Elbe</u>						
Neu-Darchau	1926/65	145	268	700	1870	3620
<u>Weser</u>						
Han-Münden	1941/65	19	34	108	588	1540
Intschede	1941/65	60	114	319	1237	3500
<u>Ems</u>						
Rheine	1941/65	1	4	35	254	1030
Versen	1941/65	5	12	77	391	1200
<u>Rhein</u>						
Rheinfelden	1936/65	315	451	1010	2540	3670
Maxau	1936/65	340	549	1280	2850	4500
Mainz	1936/65	460	690	1410	3790	6100
Köln	1936/65	530	870	2020	6080	9950
<u>Neckar</u>						
Plochingen	1921/65	4	9	43	405	850
Lauffen	1921/65	14	21	80	753	1270
Rockenau	1921/65	20	28	121	1118	2150
<u>Main</u>						
Schweinfurt	1911/65	11	33	98	624	1370
Kleinheubach	1959/67	14	34	146	646	926
<u>Donau</u>						
Ingolstadt	1924/65	62	124	301	1101	1860
Schwabelweiss	1924/65	107	185	426	1510	2550
Hofkirchen	1901/65	165	287	627	1840	3880

NQ Niedrigwasserabfluß
 MNQ mittlerer Niedrigwasserabfluß
 MQ mittlerer Abfluß
 MHQ mittlerer Hochwasserabfluß
 HQ Hochwasserabfluß

ausgerechnet wird ⁺⁾ . Für die hier durchgeführte Rechnung wird unterstellt, daß neben Tritium auch die restlichen gasförmig emittierten Nuklide zu 1 % ausgerechnet werden.

Das Regenwasser vermischt sich mit dem Grund- bzw. Quellwasser. Bis zur Verwendung als Trinkwasser wird in entsprechenden ökologischen Modellrechnungen meist keine weitere Behandlung, die zu einer Verminderung der Radionuklidkonzentration führen könnte, zugelassen. Auf diese Weise bleiben insbesondere die Absorptions- und Dispersionsprozesse unberücksichtigt, die hinsichtlich der meisten im Grundwasser transportierten Radionuklide reinigend wirken. Wegen der geringen Transportgeschwindigkeiten der im Grundwasser getragenen Fremdstoffe ist die Reinigungswirkung der Böden sehr hoch. Auch bei verhältnismäßig geringer Filterwirkung ist verunreinigtes Grundwasser nach etwa 1000 m Fließstrecke wieder als Trinkwasser geeignet.

Eine Abschätzung der Nuklidkonzentration in Trinkwasser zeigt, daß sich eine Kontamination des Grund- und Quellwassers im Vergleich zu einer Kontamination des Oberflächenwassers vernachlässigbar gering auswirkt. Dieses Ergebnis findet seine Erklärung im unterschiedlichen Verdünnungsvermögen der für gasförmig bzw. flüssig freigesetzte Nuklide zuständigen Rezipienten. Deswegen wird in den Rechnungen eine durch radioaktiven Niederschlag verursachte Kontamination des Grund- und Quellwassers nicht berücksichtigt.

+) Für die Abschätzung wurde die Vegetationsperiode (Mai bis Juli) berücksichtigt: In den Jahren 1891 bis 1930 betrug die mittlere Niederschlagssumme 450 mm; im Zeitraum 1881 bis 1930 lag die mittlere wirkliche Lufttemperatur bei etwa 13,5 °C; bei einer mittleren Windgeschwindigkeit von 3 bis 4 m/s ergibt sich dann der genannte Wert von 1 %.

3.2 Organspezifische Strahlenbelastung durch die Emissionen verschiedener Reaktorsysteme

In diesem Abschnitt wird mit den Ansätzen entsprechend /BMI (1977a und b)/ ein Belastungsvergleich für verschiedene Reaktorkonzepte durchgeführt. Es wird dabei von den in Kap. 2 beschriebenen Abluft- und Abwasseremissionen bei Normalbetrieb der Reaktoren - LWR, SBR und HTR - und den Abluftemissionen bei der Wiederaufarbeitung der abgebrannten Brennstoffe dieser Reaktoren ausgegangen. Für den HTR werden zwei unterschiedliche Abbrände betrachtet. Es werden die organspezifischen Strahlenbelastungen in der unmittelbaren Umgebung der Emissionsquellen untersucht. Für die Reaktoren wird eine Emissionshöhe von 100 m und für die Wiederaufarbeitungsanlage von 200 m angenommen. Den angewandten Ausbreitungsfaktoren, d.h. den auf die Quellstärke normierten Immissionswerten, liegt die Ausbreitungsklassenstatistik des Deutschen Wetterdienstes Offenbach für die Wetterstation Hannover-Langenhagen zugrunde (siehe Abschn. 4.1). Zur Berechnung der Ablagerung der Nuklide durch Niederschlag (Washout) wird von einer mittleren Niederschlagshöhe von 200 mm/a in der betrachteten Hauptwindrichtung ausgegangen, was eine sehr pessimistische Abschätzung darstellt ⁺⁾ . Es wurde Abwassereinleitung in das Kühlwasser eines 1000 MWe-Kernkraftwerks und anschließende Verdünnung im Vorfluter angenommen. Bei einer Kühlwassermenge von etwa $50 \text{ m}^3/\text{s}$ für ein 1000 MWe-Kernkraftwerk und einer Verdünnung im Vorfluter um den Faktor 10 ergibt sich damit eine Gesamtverdünnung des Abwassers auf die Wassermenge von $500 \text{ m}^3/\text{s}$. Weitere anlagen- und standortspezifische Ausgangsdaten für die Vergleichsrechnungen sind in Anhang 3 zusammengestellt.

Die berechneten organspezifischen Dosisraten sind als Ortsdosisraten zu verstehen. Sie beschreiben die fiktive Belastung eines Erwachsenen, der sich während des gesamten Jahres am betreffenden Ort in der Umgebung der Anlage aufhält, und der darüber hinaus seine Nahrung aus Lebensmitteln bezieht, die ihren Ursprung in landwirtschaftlichen Aktivitäten am betreffenden Ort haben. Weiterhin wird 100 %-ige Nutzung des Flußwassers als Trinkwasser angenommen.

+) Beim Deutschen Wetterdienst Offenbach sind zweidimensionale Niederschlagsstatistiken (Niederschlagsmenge in Abhängigkeit der Windrichtung) in Vorbereitung, die eine realistischere Berechnung des Washouts ermöglichen werden.

3.2.1 Organspezifische Strahlenbelastung durch die Emissionen verschiedener Reaktortypen

Wie bereits in Kap. 2 gesagt, ist der Aussagewert eines Belastungsvergleichs zwischen den Reaktortypen - LWR, SBR und HTR - nur begrenzt, da die Emissionsdaten in unterschiedlicher Genauigkeit vorliegen. Während für den LWR aufgrund bisheriger Betriebserfahrungen eine zufriedenstellende Datenbasis existiert, ist dies für den SBR und den HTR nicht der Fall.

Es wurden Rechnungen für organspezifische Strahlenbelastungen über die für die Abluft- und Abwasseremissionen in Frage kommenden Expositionspfade (Abschn. 3.1) durchgeführt. Dabei wurde die nähere Umgebung der Kernkraftwerke untersucht. Abb. 3.5 zeigt für die betrachteten Reaktortypen und für ausgewählte Organe, Knochen und Schilddrüse, sowie für den Ganzkörper den Verlauf der Strahlenbelastung durch Abluftemissionen in Abhängigkeit von der Entfernung zur Emissionsquelle. Es werden dabei die Belastungen in der Hauptwindrichtung, für den betrachteten Modellstandort ist dies die West-Ost-Richtung, bis zu 10 km Entfernung dargestellt. Für alle drei Reaktortypen ist der starke Abfall des Belastungsverlaufs mit wachsender Entfernung von der Emissionsquelle erkennbar; nach 10 km Entfernung sind die Belastungswerte in allen Fällen um mehr als eine Größenordnung geringer als die Werte in unmittelbarer Umgebung der Kraftwerke. Der monotone Abfall der meisten Kurven wird durch die γ -Submersion bestimmt, die von der Emissionsquelle beginnend abfällt. Nur bei der Schilddrüsenbelastung durch den LWR und der Knochenbelastung durch den HTR wird der größte Belastungsanteil durch den Ingestionspfad verursacht, damit wird die Ausprägung eines Kurvenmaximums am Ort maximaler Immission erkennbar.

Für besonders ungünstige Verhältnisse werden die organspezifischen Strahlenbelastungen durch Abluft- und Abwasseremissionen, getrennt nach Expositionspfaden, detailliert aufgezeigt (Tab. 3.4 bis 3.6). Bei den Abluftemissionen werden dabei die Belastungswerte am Ort maximaler Immission im 200 x 200 m-Raster (Abschn. 4.1) betrachtet und bei den Abwasseremissionen wird von den bereits erwähnten konservativen Annahmen bezüglich Abwassermenge und Verdünnung ausgegangen. Die Strahlenbelastungen sowohl durch Abluft- als auch durch Abwasseremissionen eines 1000 MWe-LWR liegen für alle

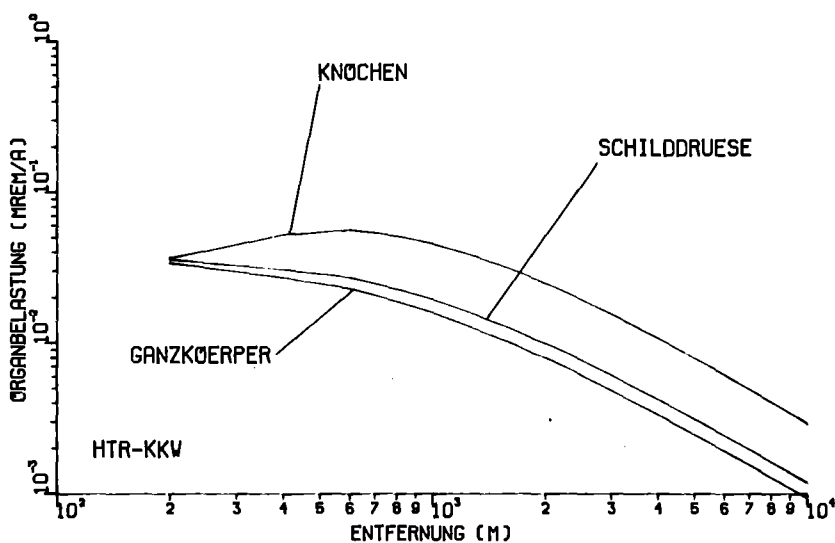
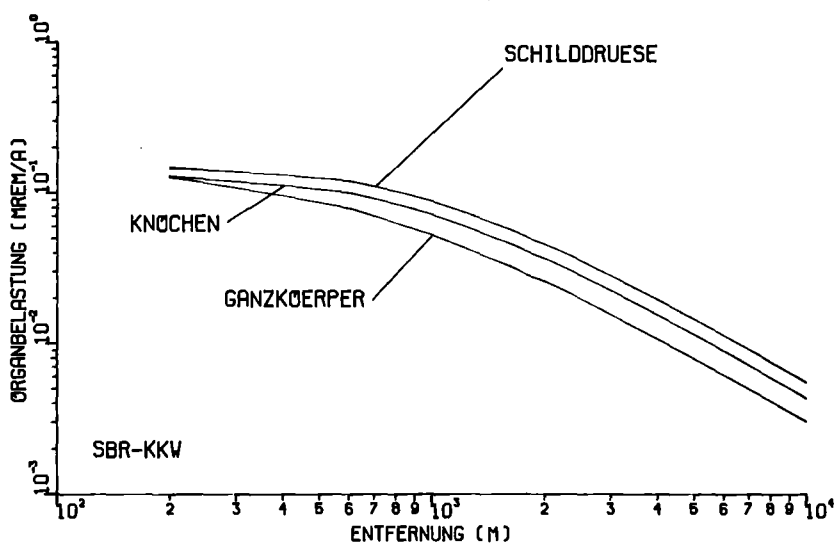
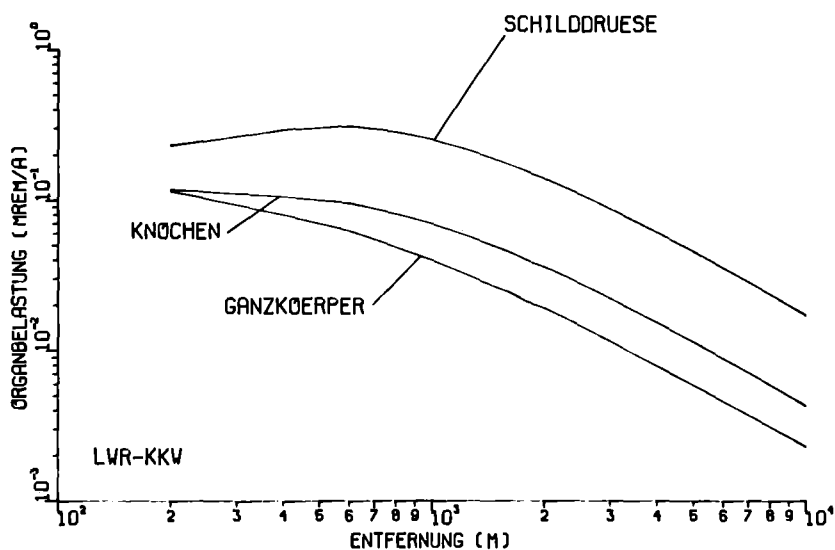


Abbildung 3.5: Organspezifische Strahlenbelastung in Abhängigkeit von der Entfernung zur Emissionsquelle für die Reaktortypen LWR, SBR und HTR bei 1000 MWe installierter Leistung.

Organe, außer für die Schilddrüse, unterhalb 0,1 mrem/a (Tab. 3.4). Bei den Abluftemissionen führen die Expositionspfade Ingestion von Radionukliden und γ -Submersion zu den relativ höchsten Belastungswerten. Die β -Submersion, die fast ausschließlich durch Edelgasemissionen (Kr-85, Xe-131, Xe-133) verursacht wird, trägt nur zur Hautbelastung bei. γ -Submersion und γ -Bodenstrahlung ergeben Belastungen für alle Organe, für die γ -Bodenstrahlung wird jedoch nur ein sehr niedriger Wert erhalten. Die Werte für γ -Submersion werden durch Edelgasemissionen bestimmt, für die γ -Bodenstrahlung sind hauptsächlich die Kobalt- und Caesiumemissionen verantwortlich. Inhalation von Radionukliden ergibt nur einen sehr geringen Belastungsanteil, der durch die Nuklide Tritium und Kohlenstoff-14 (C-14) verursacht wird. Die Belastungswerte durch Ingestion von Radionukliden, die, wie bereits erwähnt, den relativ bedeutensten Anteil erbringen, werden im Falle der Abluftemission durch C-14 bestimmt; nur für die Schilddrüsenbelastung ist Jod-131 (J-131) dominierend. Im Falle der Abwasseremissionen sind die Nuklide Tritium, Strontium-90 (Sr-90) und Caesium-137 (Cs-137) von vorrangiger Bedeutung, für die Schilddrüse ergibt wiederum J-131 den größten Belastungsanteil. Die relativ hohen Werte über den Expositionspfad Ingestion von Radionukliden aus Abwasseremissionen werden durch Trinkwasseraufnahme, aber auch durch Verzehr von mit kontaminiertem Wasser berechneten Pflanzen, Obst und Blattgemüse erhalten. Die Radionuklide Tritium, Sr-90 und Cs-137 sind dabei von besonderer Bedeutung; für die Schilddrüsenbelastung ist wiederum J-131 dominierend. Der Konsum von Süßwasserfisch trägt bei den vorliegenden Rechnungen am geringsten zur Belastung bei, da von einem relativ niedrigen Verzehr (1,3 kg/a entsprechend /BMI (1977b)/ ausgegangen wird; dieser Wert kann sich bei entsprechend veränderten Lebensgewohnheiten wesentlich erhöhen.

Auch für den 1000 MWe-SBR liegen alle Organbelastungswerte, außer für die Schilddrüse, unterhalb 0,1 mrem/a (Tab. 3.5). Der Anteil der einzelnen Expositionspfade an den Organbelastungen ist dabei ähnlich wie beim LWR; Ingestion von Radionukliden aus Abluft- und Abwasseremissionen erbringt wiederum den größten Anteil. Die γ -Bodenstrahlung ergibt für den SBR sehr niedrige Werte.

Tabelle 3.4: Organspezifische Strahlenbelastung durch Emissionen eines 1000 MWe-Kernkraftwerkes (LWR) in der unmittelbaren Umgebung der Anlage bei Annahme ungünstiger Voraussetzungen

EXPOSIT.- PFAD ABLUFT	ORGANBELASTUNG (MREM/A) ⁺							
	KNOCHEN	LEBER	GANZ- KORPER	SCHILD- DRUESE	NIERE	LUNGE	MAGEN- DARM	HAUT
BETA -SUBM.	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	2.30E-02
GAMMA-SUBM.	3.31E-02	3.31E-02	3.31E-02	3.31E-02	3.31E-02	3.31E-02	3.31E-02	3.31E-02
GAMMA-BODEN	2.78E-03	2.78E-03	2.78E-03	2.78E-03	2.78E-03	2.78E-03	2.78E-03	2.78E-03
INHALATION	1.09E-03	3.63E-04	3.57E-04	4.63E-03	3.51E-04	5.73E-04	4.12E-04	3.57E-04
INGESTION	4.30E-02	9.54E-03	8.38E-03	2.52E-01	8.29E-03	8.04E-03	1.22E-02	8.38E-03
SUMME:	8.00E-02	4.58E-02	4.46E-02	2.93E-01	4.45E-02	4.45E-02	4.85E-02	6.76E-02

EXPOSIT.- PFAD ABWASSER	ORGANBELASTUNG (MREM/A) ⁺							
	KNOCHEN	LEBER	GANZ- KORPER	SCHILD- DRUESE	NIERE	LUNGE	MAGEN- DARM	HAUT
TRINKWASSER	1.45E-02	4.48E-03	5.05E-03	1.44E-02	3.73E-03	3.61E-03	4.76E-03	5.05E-03
FISCHVER.	1.80E-03	1.46E-03	5.50E-04	2.00E-03	3.67E-04	1.45E-04	5.84E-04	5.50E-04
MILCH	2.56E-03	2.09E-03	1.61E-03	6.48E-03	1.36E-03	1.21E-03	1.53E-03	1.61E-03
FLEISCH	1.24E-03	1.15E-03	1.12E-03	2.02E-03	9.78E-04	9.68E-04	1.41E-03	1.12E-03
PFLANZEN	7.68E-02	2.93E-03	9.27E-03	6.45E-03	2.10E-03	1.97E-03	3.38E-03	9.27E-03
SUMME:	9.69E-02	1.21E-02	1.76E-02	3.13E-02	8.54E-03	7.91E-03	1.17E-02	1.76E-02

+) Der Zahlenwert nach E bezeichnet den Exponenten zur Basis 10, z.B. 1.0E+01= 10

Tabelle 3.5: Organspezifische Strahlenbelastung durch Emissionen eines 1000 MWe-Kernkraftwerkes (SBR) in der unmittelbaren Umgebung der Anlage bei Annahme ungünstiger Voraussetzungen

EXPOSIT.- PFAD	ORGANBELASTUNG (MREM/A) ^{+))}							
	KNOCHEN	LEBER	GANZ- KCORPER	SCHILD- DRUESE	NIERE	LUNGE	MAGEN- DARM	HAUT
BETA -SUBM.	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	2.17E-02
GAMMA-SUBM.	3.87E-02	3.87E-02	3.87E-02	3.87E-02	3.87E-02	3.87E-02	3.87E-02	3.87E-02
GAMMA-BODEN	1.72E-04	1.72E-04	1.72E-04	1.72E-04	1.72E-04	1.72E-04	1.72E-04	1.72E-04
INHALATION	1.07E-03	4.21E-03	4.21E-03	4.92E-03	4.21E-03	4.22E-03	4.22E-03	4.21E-03
INGESTION	4.21E-02	1.63E-02	1.62E-02	5.68E-02	1.62E-02	1.61E-02	1.68E-02	1.62E-02
SUMME:	8.21E-02	5.94E-02	5.93E-02	1.01E-01	5.93E-02	5.93E-02	5.99E-02	8.10E-02

EXPOSIT.- PFAD	ORGANBELASTUNG (MREM/A) ^{+))}							
	KNOCHEN	LEBER	GANZ- KCORPER	SCHILD- DRUESE	NIERE	LUNGE	MAGEN- DARM	HAUT
TRINKWASSER	1.45E-02	2.30E-03	2.88E-03	1.22E-02	1.55E-03	1.43E-03	2.59E-03	2.88E-03
FISCHVER.	1.80E-03	1.46E-03	5.44E-04	2.00E-03	3.60E-04	1.39E-04	5.78E-04	5.44E-04
MILCH	2.56E-03	1.38E-03	9.00E-04	5.77E-03	6.56E-04	5.03E-04	8.18E-04	9.00E-04
FLEISCH	1.24E-03	5.68E-04	5.37E-04	1.44E-03	3.99E-04	3.89E-04	8.32E-04	5.37E-04
PFLANZEN	7.68E-02	1.78E-03	8.12E-03	5.30E-03	9.62E-04	8.30E-04	2.24E-03	8.12E-03
SUMME:	9.69E-02	7.49E-03	1.30E-02	2.67E-02	3.93E-03	3.30E-03	7.05E-03	1.30E-02

+) Der Zahlenwert nach E bezeichnet den Exponenten zur Basis 10, z.B. 1.0E+01= 10

Tabelle 3.6: Organspezifische Strahlenbelastung durch Emissionen eines 1000 MWe-Kernkraftwerkes (HTR) in der unmittelbaren Umgebung der Anlage bei Annahme ungünstiger Voraussetzungen

EXPOSIT.- PFAD ABLUFT	ORGANBELASTUNG (MREM/A) ⁺							
	KNOCHEN	LEBER	GANZ- KORPER	SCHILD- DRUESE	NIERE	LUNGE	MAGEN- DARM	HAUT
BETA -SUBM.	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	9.36E-03
GAMMA-SUBM.	1.03E-02	1.03E-02	1.03E-02	1.03E-02	1.03E-02	1.03E-02	1.03E-02	1.03E-02
GAMMA-BCDEN	3.62E-06	3.62E-06	3.62E-06	3.62E-06	3.62E-06	3.62E-06	3.62E-06	3.62E-06
INHALATION	1.07E-03	3.38E-04	3.38E-04	4.09E-04	3.38E-04	3.39E-04	3.39E-04	3.38E-04
INGESTION	4.20E-02	7.49E-03	7.49E-03	1.16E-02	7.49E-03	7.49E-03	7.55E-03	7.49E-03
SUMME:	5.34E-02	1.81E-02	1.81E-02	2.23E-02	1.81E-02	1.81E-02	1.82E-02	2.75E-02

EXPOSIT.- PFAD ABWASSER	ORGANBELASTUNG (MREM/A) ⁺							
	KNOCHEN	LEBER	GANZ- KORPER	SCHILD- DRUESE	NIERE	LUNGE	MAGEN- DARM	HAUT
TRINKWASSER	4.10E-03	4.82E-03	4.10E-03	5.96E-03	3.82E-03	3.59E-03	4.19E-03	4.10E-03
FISCHVER.	1.16E-03	1.99E-03	5.77E-04	8.68E-04	5.20E-04	1.71E-04	6.41E-04	5.77E-04
MILCH	1.04E-03	2.44E-03	1.52E-03	2.50E-03	1.46E-03	1.23E-03	1.55E-03	1.52E-03
FLEISCH	3.80E-04	1.22E-03	1.03E-03	1.21E-03	9.55E-04	9.47E-04	1.10E-03	1.03E-03
PFLANZEN	1.65E-02	3.32E-03	3.66E-03	3.10E-03	2.21E-03	1.96E-03	2.63E-03	3.66E-03
SUMME:	2.32E-02	1.38E-02	1.09E-02	1.36E-02	9.01E-03	7.89E-03	1.01E-02	1.09E-02

++) Ingestion verursacht durch Abluftemissionen

+++ Ingestion verursacht durch Abwasseremissionen

Tabelle 3.7: Zusammenstellung der organspezifischen Strahlenbelastungen in der unmittelbaren Umgebung verschiedener Kernkraftwerkstypen bei Annahme ungünstiger Voraussetzungen

Reaktortyp	Organbelastung (mrem/a)							
	Knochen	Leber	Ganzkörper	Schilddrüse	Niere	Lunge	Magen-Darm	Haut
<u>Belastung aus Abluftemissionen:</u>								
LWR	0,08	0,05	0,04	0,29	0,05	0,05	0,05	0,07
SBR	0,08	0,06	0,06	0,10	0,06	0,06	0,06	0,08
HTR	0,05	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,03
<u>Belastung aus Abwasseremissionen:</u>								
LWR	0,1	0,01	0,02	0,03	< 0,01	< 0,01	0,01	0,02
SBR	0,1	< 0,01	0,01	0,03	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,01
HTR	0,02	0,01	0,01	0,01	< 0,01	< 0,01	0,01	0,01

Tab. 3.6 zeigt die organspezifischen Belastungswerte aus Emissionen eines 1000 MWe-HTR. In diesem Fall ergeben sich für alle Organe, Schilddrüse und Knochen eingeschlossen, Werte unter 0,1 mrem/a. Auch für den HTR werden wiederum sehr geringe Werte für die γ -Bodenstrahlung erhalten. Die Aufteilung der Belastung auf die einzelnen Expositionspfade ist ähnlich der bei den bereits behandelten Reaktortypen.

Tab. 3.7 gibt eine vergleichende Zusammenstellung der organspezifischen Gesamtbelastungen durch die Abluft- und Abwasseremissionen der verschiedenen Reaktortypen. Für alle Reaktoren ergeben sich Werte gleicher Größenordnung, die, wie bereits gesagt, für alle Organe unterhalb 1 mrem/a liegen. Die beiden fortgeschrittenen Reaktortypen führen dabei im Falle des SBR zu ähnlichen Werten wie der LWR, im Falle des HTR sogar zu noch günstigeren. Bei der mehrfach erwähnten Unsicherheit bezüglich der Emissionsdaten sollte dieser Vergleich allerdings nicht überbewertet werden. Insgesamt kann jedoch gesagt werden, daß, nach dem jetzigen Planungsstand und den vorliegenden Kenntnissen, die fortgeschrittenen Reaktortypen bei Normalbetrieb ähnliche Werte für die Umweltbelastung erbringen werden wie der LWR, wenn nicht sogar günstigere.

3.2.2 Organspezifische Strahlenbelastung aus der Wiederaufarbeitung abgebrannter Brennstoffe verschiedener Reaktortypen

Ein Vergleich der Strahlenbelastung bei der Wiederaufarbeitung abgebrannter Brennstoffe für verschiedene Reaktortypen kann, ähnlich wie der in Abschnitt 3.2.1 durchgeführte Reaktortypenvergleich selbst, gegenwärtig nur eingeschränkte Aussagekraft haben. Die reaktortypischen Nuklidspektren der abgebrannten Brennelemente liegen zwar in hinreichender Genauigkeit vor (Kap. 2), der endgültig erreichbare Stand der Emissionsrückhaltung in einer großtechnischen Wiederaufarbeitungsanlage kann jedoch vorerst nur mit einer gewissen Schwankungsbreite angegeben werden. Für die Rückhaltung der Aerosolemissionen mit der Abluft wurden daher zwei unterschiedliche Annahmen gemacht, die diese Schwankungsbreite bezüglich der erreichbaren Rückhaltetechnik aufzeigen (Kap. 2). Fall 1 geht von konservativen Annahmen für die erreichbare Aerosolrückhaltung aus, Fall 2 von einer fortgeschrittenen Rückhaltetechnik.

Die Rechnungen zur organspezifischen Strahlenbelastung wurden für die in Abschn. 3.1 genannten Expositionspfade durchgeführt. Es wurde dabei die nähere Umgebung der Wiederaufarbeitungsanlagen untersucht. Bei den Kühlzeiten der Brennelemente wurden 180, 365 und 3650 Tage betrachtet. Um vergleichbare Werte für die verschiedenen Wiederaufarbeitungsanlagen zu haben, wurden die Durchsätze aller Anlagen auf die 1400-jato-LWR-Wiederaufarbeitungsanlage bezogen. Abb. 3.6 zeigt für die betrachteten reaktortypischen Wiederaufarbeitungsanlagen und für die ausgewählten Organe, Knochen, Schilddrüse und Haut, sowie für den Ganzkörper den Verlauf der Strahlenbelastung in Abhängigkeit von der Entfernung zur Emissionsquelle. Es wird von konservativer Rückhaltetechnik für die Aerosolemissionen (Fall 1) und von einer Kühlzeit der Brennelemente von 365 d ausgegangen. Die Belastungen werden wiederum in der Hauptwindrichtung, für den betrachteten Modellstandort ist dies die West-Ost-Richtung, bis zu 10 km dargestellt. Die Belastungswerte liegen insgesamt um etwa zwei Größenordnungen höher als bei den Reaktoren. Der Abfall der Belastungswerte mit wachsender Entfernung von der Emissionsquelle ist nicht so ausgeprägt wie bei den Reaktoren. Bei allen Anlagentypen besteht eine deutliche Belastungsdifferenz zwischen den am relativ stärksten belasteten Organen, Schilddrüse und Knochen, und dem relativ schwächer belasteten Ganzkörper sowie der Haut.

Für den Ort maximaler Immission in der Umgebung der Anlagen werden die organspezifischen Strahlenbelastungen durch die Abluftemissionen der Wiederaufarbeitungsanlagen näher untersucht (Tab. 3.8 bis 3.12). Die einzelnen Expositionspfade werden mit ihren Belastungsanteilen für die Fälle konservative (Fall 1) und fortgeschrittene Rückhaltetechnik (Fall 2) dargestellt. Bei der LWR-Wiederaufarbeitungsanlage ergibt eine um den Faktor 10 verbesserte Aerosolrückhaltung (Fall 2 gegenüber Fall 1) eine Verringerung der Strahlenbelastung um etwa die Hälfte, d.h. von etwa 4-7 mrem/a auf etwa 2-3 mrem/a, ausgenommen die Organe Knochen und Schilddrüse (Tab. 3.8). Bei der Knochenbelastung reduziert sich die Belastung im Fall 2 gegenüber Fall 1 um etwa 80 %, d.h. von etwa 24 auf etwa 4 mrem/a, verursacht durch die geringere Belastung über den Expositionspfad Inhalation durch Plutoniumaerosole. Bei der Schilddrüsenbelastung ist der Belastungswert in beiden Fällen in etwa gleich, ungefähr 36 mrem/a, bedingt durch die in beiden Fällen gleich hohe Jod-129 (J-129)-Emission. Die Expo-

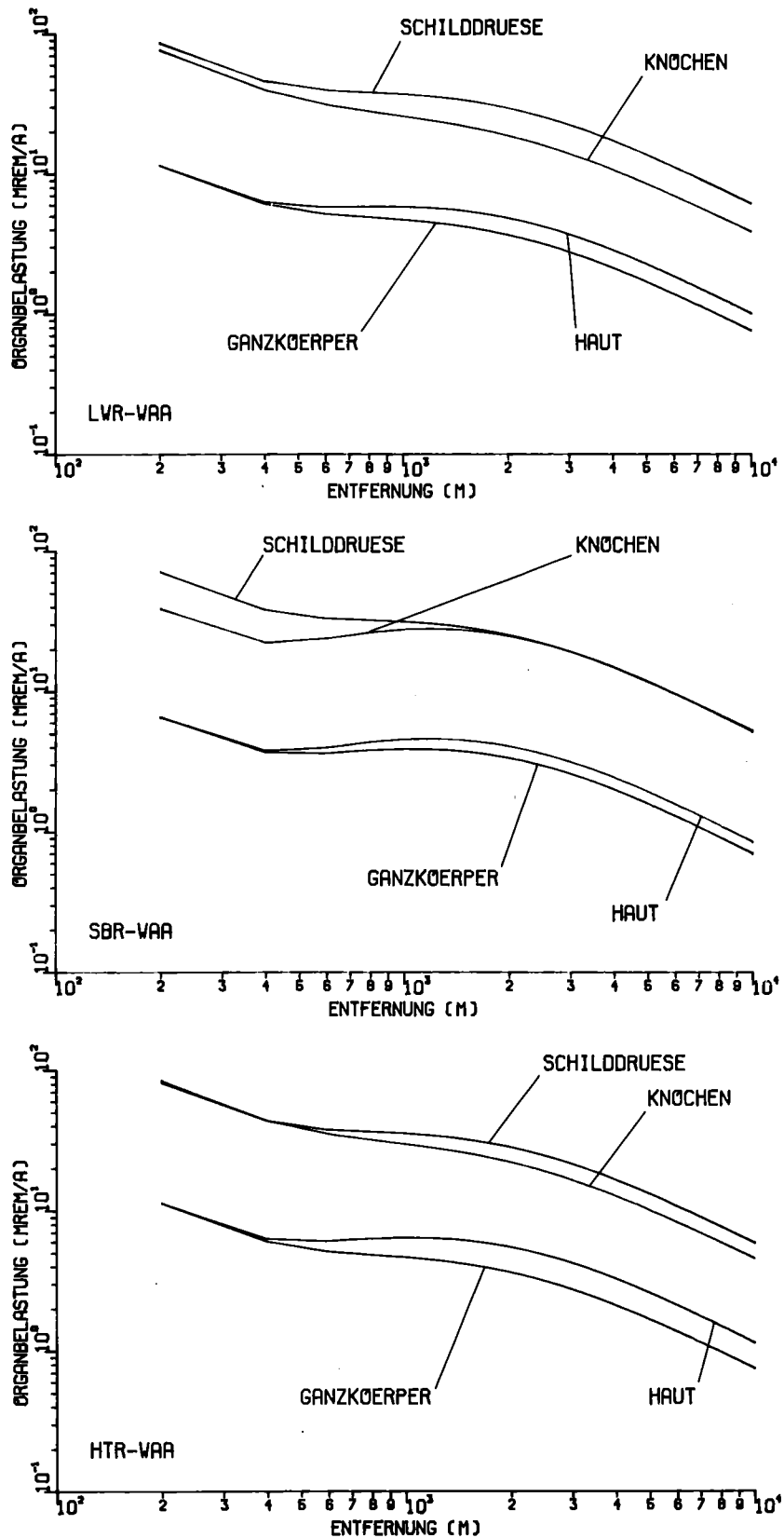


Abbildung 3.6: Organspezifische Strahlenbelastung in Abhängigkeit von der Entfernung zu den reaktortypischen Wiederaufarbeitungsanlagen für LWR-, SBR- und HTR-Brennelemente. Die Durchsätze der Anlagen entsprechen der Energieerzeugung aus 1400-jato-LWR-Brennstoff.

sitionspfade Ingestion und Inhalation von Radionukliden führen fast durchweg zu den relativ höchsten Belastungswerten. Die Werte für γ -Submersion und γ -Bodenstrahlung sind demgegenüber fast vernachlässigbar. Die β -Submersion, die, wie bereits erwähnt, nur zur Hautbelastung beiträgt, wird fast ausschließlich durch Krypton-85 (Kr-85)-Emissionen bestimmt. Die Belastung durch Ingestion von Radionukliden wird im wesentlichen durch Tritium- und Kohlenstoff-14 (C-14)-Emissionen verursacht, die Nuklide Strontium-90 (Sr-90), Ruthen-106 (Ru-106), Jod-129 (J-129), Caesium-134 (Cs-134) und Caesium-137 (Cs-137) sind darüber hinaus ebenfalls von Bedeutung. Der hohe Wert für die Schilddrüsenbelastung wird fast ausschließlich durch die Jod-129 (J-129)-Emission über den Expositionspfad Ingestion verursacht.

Tab. 3.9 zeigt die Organbelastungen durch Emissionen einer SBR-Wiederaufarbeitungsanlage, wiederum für unterschiedliche Rückhalteannahmen (Fall 1 und 2). Es wird im wesentlichen die gleiche Belastungsstruktur erhalten wie im Falle der LWR-Wiederaufarbeitungsanlage. Geringfügig höhere Werte ergeben sich für die Knochenbelastung durch Inhalation und die Magen-Darm-Belastung durch Ingestion. Im ersten Fall sind dafür die emittierten Plutoniumnuklide und im zweiten Fall das emittierte Ruthen-106 (Ru-106) verantwortlich.

Die Organbelastungen durch die Emissionen einer HTR-Wiederaufarbeitungsanlage zeigen wiederum eine ähnliche Belastungsstruktur wie die für die LWR-Wiederaufarbeitungsanlage erhaltene; die Werte für Knochen- und Hautbelastung sind etwas höher, die sonstigen Organbelastungen im Fall 1 etwas geringer und im Fall 2 etwa gleich (Tab. 3.10 und 3.11). Die höhere Hautbelastung durch β -Submersion wird durch die höheren Kr-85-Emissionen bei der Wiederaufarbeitung von HTR-Brennstoffen verursacht. Die höheren Werte durch Ingestion von Radionukliden im Vergleich zur LWR-Wiederaufarbeitung werden fast ausschließlich durch die vergleichsweise höheren C-14-Emissionen erhalten. Bei Rechnungen mit einer C-14-Rückhaltung von 90 % schneidet die HTR-Wiederaufarbeitungsanlage erheblich günstiger ab als die LWR-Wiederaufarbeitungsanlage. Eine Erhöhung des Abbrandes von HTR-Brennstoffen (95 000 MWd/t SM im Vergleich zu 57 000 MWd/t SM) ergibt, bezogen auf gleiche Energieerzeugung, geringfügig höhere Werte für die Organbelastungen, wie ein Vergleich der Tab. 3.10 und 3.11 zeigt ($\sim 10\%$).

Tabelle 3.8: Organspezifische Strahlenbelastung durch Emissionen einer 1400-tato-Wiederaufarbeitungsanlage für LWR-Brennstoff am Ort maximaler Immission in der Umgebung der Anlage bei konservativer (Fall 1) und fortgeschrittener Rückhaltetechnik für Aerosole (Fall 2)
Abbrand 36 000 MWd/t, Anreicherung 3,5 %, Kühlzeit 365 Tage

Fall 1:

EXPOSIT.- PFAD	ORGANBELASTUNG (MREM/A) ^{+))}							
	KNOCHEN	LEBER	GANZ- KORPER	SCHILD- DRUESE	NIERE	LUNGE	MAGEN- DARM	HAUT
BETA -SUBM.	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	1.41E+00
GAMMA-SUBM.	5.59E-02	5.59E-02	5.59E-02	5.59E-02	5.59E-02	5.59E-02	5.59E-02	5.59E-02
GAMMA-BODEN	7.57E-01	7.57E-01	7.57E-01	7.57E-01	7.57E-01	7.57E-01	7.57E-01	7.57E-01
INHALATION	6.25E+00	1.37E+00	7.18E-01	7.47E-01	1.21E+00	8.81E-01	5.66E-01	7.18E-01
INGEST.ABL.	1.67E+01	2.07E+00	3.08E+00	3.45E+01	1.79E+00	1.60E+00	5.72E+00	3.08E+00
SUMME:	2.38E+01	4.26E+00	4.61E+00	3.60E+01	3.81E+00	3.29E+00	7.10E+00	6.02E+00

Fall 2:

EXPOSIT.- PFAD	ORGANBELASTUNG (MREM/A) ^{+))}							
	KNOCHEN	LEBER	GANZ- KORPER	SCHILD- DRUESE	NIERE	LUNGE	MAGEN- DARM	HAUT
BETA -SUBM.	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	1.41E+00
GAMMA-SUBM.	5.57E-02	5.57E-02	5.57E-02	5.57E-02	5.57E-02	5.57E-02	5.57E-02	5.57E-02
GAMMA-BODEN	2.45E-01	2.45E-01	2.45E-01	2.45E-01	2.45E-01	2.45E-01	2.45E-01	2.45E-01
INHALATION	6.66E-01	6.34E-01	5.69E-01	6.07E-01	6.18E-01	5.86E-01	5.54E-01	5.69E-01
INGEST.ABL.	3.31E+00	1.61E+00	1.71E+00	3.43E+01	1.58E+00	1.56E+00	1.96E+00	1.71E+00
SUMME:	4.28E+00	2.54E+00	2.58E+00	3.52E+01	2.50E+00	2.44E+00	2.81E+00	3.98E+00

+) Der Zahlenwert nach E bezeichnet den Exponenten zur Basis 10, z.B. 1.0E+01=10

Tabelle 3. 9: Organspezifische Strahlenbelastung durch Emissionen einer 1094-jato-Wiederaufarbeitungsanlage für SBR-Brennstoff am Ort maximaler Immission in der Umgebung der Anlage bei konservativer (Fall 1) und fortgeschrittener Rückhaltetechnik für Aerosole (Fall 2)
Abbrand 40 800 Mwd/t, Kühlzeit 365 Tage

Fall 1:

EXPOSIT.- PFAD	ORGANBELASTUNG (MREM/A) +)							
	KNOCHEN	LEBER	GANZ- KORPER	SCHILD- DRUESE	NIERE	LUNGE	MAGEN- DARM	HAUT
BETA -SUBM.	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	8.42E-01
GAMMA-SUBM.	3.34E-02	3.34E-02	3.34E-02	3.34E-02	3.34E-02	3.34E-02	3.34E-02	3.34E-02
GAMMA-BODENI	5.61E-01	5.61E-01	5.61E-01	5.61E-01	5.61E-01	5.61E-01	5.61E-01	5.61E-01
INHALATION	2.10E+01	3.08E+00	1.13E+00	1.16E+00	2.81E+00	1.32E+00	6.72E-01	1.13E+00
INGEST.ABL.	8.86E+00	1.89E+00	2.44E+00	2.91E+01	1.97E+00	1.73E+00	8.57E+00	2.44E+00
SUMME:	3.05E+01	5.57E+00	4.16E+00	3.09E+01	5.38E+00	3.65E+00	9.84E+00	5.01E+00

Fall 2:

EXPOSIT.- PFAD	ORGANBELASTUNG (MREM/A) +)							
	KNOCHEN	LEBER	GANZ- KORPER	SCHILD- DRUESE	NIERE	LUNGE	MAGEN- DARM	HAUT
BETA -SUBM.	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	8.42E-01
GAMMA-SUBM.	3.33E-02	3.33E-02	3.33E-02	3.33E-02	3.33E-02	3.33E-02	3.33E-02	3.33E-02
GAMMA-BODENI	1.97E-01	1.97E-01	1.97E-01	1.97E-01	1.97E-01	1.97E-01	1.97E-01	1.97E-01
INHALATION	2.13E+00	8.99E-01	7.04E-01	7.37E-01	8.73E-01	7.24E-01	6.58E-01	7.04E-01
INGEST.ABL.	2.17E+00	1.73E+00	1.79E+00	2.91E+01	1.74E+00	1.72E+00	2.39E+00	1.79E+00
SUMME:	4.53E+00	2.86E+00	2.72E+00	3.01E+01	2.85E+00	2.67E+00	3.28E+00	3.57E+00

+) Der Zahlenwert nach E bezeichnet den Exponenten zur Basis 10, z.B. 1.0E+01=10

Tabelle 3.10: Organspezifische Strahlenbelastung durch Emissionen einer 730-MW-Wiederaufarbeitungsanlage für HTR-Brennstoff am Ort maximaler Immission in der Umgebung der Anlage bei konservativer (Fall 1) und fortgeschrittener Rückhaltetechnik für Aerosole (Fall 2) Abbrand 57 000 MWd/t, (Zyklus B), Kühlzeit 365 Tage

Fall 1:

EXPOSIT.- PFAD	ORGANBELASTUNG (MREM/A) ⁺							
	KNOCHEN	LEBER	GANZ- KORPER	SCHILD- DRUESE	NIERE	LUNGE	MAGEN- DARM	HAUT
BETA -SUBM.	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	2.24E+00
GAMMA-SUBM.	8.85E-02	8.85E-02	8.85E-02	8.85E-02	8.85E-02	8.85E-02	8.85E-02	8.85E-02
GAMMA-BCDEN	5.96E-01	5.96E-01	5.96E-01	5.96E-01	5.96E-01	5.96E-01	5.96E-01	5.96E-01
INHALATION	3.90E+00	7.41E-01	4.20E-01	4.46E-01	6.23E-01	5.57E-01	3.33E-01	4.20E-01
INGEST.ABL.	2.32E+01	2.17E+00	2.44E+00	3.32E+01	1.96E+00	1.85E+00	4.01E+00	3.44E+00
SUMME:	2.78E+01	3.59E+00	4.54E+00	3.44E+01	3.28E+00	3.09E+00	5.03E+00	6.78E+00

Fall 2:

EXPOSIT.- PFAD	ORGANBELASTUNG (MREM/A) ⁺							
	KNOCHEN	LEBER	GANZ- KORPER	SCHILD- DRUESE	NIERE	LUNGE	MAGEN- DARM	HAUT
BETA -SUBM.	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	2.24E+00
GAMMA-SUBM.	8.84E-02	8.84E-02	8.84E-02	8.84E-02	8.84E-02	8.84E-02	8.84E-02	8.84E-02
GAMMA-BCDEN	2.21E-01	2.21E-01	2.21E-01	2.21E-01	2.21E-01	2.21E-01	2.21E-01	2.21E-01
INHALATION	5.41E-01	3.65E-01	3.33E-01	3.70E-01	3.54E-01	3.47E-01	3.24E-01	3.33E-01
INGEST.ABL.	8.30E+00	1.85E+00	1.98E+00	3.31E+01	1.83E+00	1.82E+00	2.03E+00	1.98E+00
SUMME:	9.15E+00	2.53E+00	2.62E+00	3.38E+01	2.50E+00	2.48E+00	2.66E+00	4.86E+00

+) Der Zahlenwert nach E bezeichnet den Exponenten zur Basis 10, z.B. 1.0E+01=10

Tabelle 3.11: Organspezifische Strahlenbelastung durch Emissionen einer 438-jato-Wiederaufarbeitungsanlage für HTR-Brennstoff am Ort maximaler Immission in der Umgebung der Anlage bei konservativer (Fall 1) und fortgeschrittener Rückhaltetechnik für Aerosole (Fall 2)
Abbrand 100 000 MWd/t, (Zyklus B), Kühlzeit 365 Tage

Fall 1:

EXPOSIT.- PFAD	ORGANBELASTUNG (MREM/A) ^{+))}							
	KNOCHEN	LEBER	GANZ- KÖRPER	SCHILD- DRÜSE	NIERE	LUNGE	MAGEN- DARM	HAUT
BETA -SUBM.	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	2.23E+00
GAMMA-SUBM.	8.85E-02	8.85E-02	8.85E-02	8.85E-02	8.85E-02	8.85E-02	8.85E-02	8.85E-02
GAMMA-BODEN	6.41E-01	6.41E-01	6.41E-01	6.41E-01	6.41E-01	6.41E-01	6.41E-01	6.41E-01
INHALATION	5.35E+00	9.00E-01	4.42E-01	4.69E-01	7.49E-01	5.68E-01	3.18E-01	4.42E-01
INGEST.ABL.	2.42E+01	2.46E+00	3.63E+00	3.39E+01	2.16E+00	2.05E+00	3.66E+00	3.63E+00
SUMME:	3.03E+01	4.09E+00	4.80E+00	3.51E+01	3.64E+00	3.35E+00	4.70E+00	7.03E+00

Fall 2:

EXPOSIT.- PFAD	ORGANBELASTUNG (MREM/A) ^{+))}							
	KNOCHEN	LEBER	GANZ- KÖRPER	SCHILD- DRÜSE	NIERE	LUNGE	MAGEN- DARM	HAUT
BETA -SUBM.	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	2.23E+00
GAMMA-SUBM.	8.83E-02	8.83E-02	8.83E-02	8.83E-02	8.83E-02	8.83E-02	8.83E-02	8.83E-02
GAMMA-BODEN	2.28E-01	2.28E-01	2.28E-01	2.28E-01	2.28E-01	2.28E-01	2.28E-01	2.28E-01
INHALATION	7.18E-01	3.70E-01	3.24E-01	3.62E-01	3.55E-01	3.37E-01	3.12E-01	3.24E-01
INGEST.ABL.	9.63E+00	2.05E+00	2.17E+00	3.38E+01	2.02E+00	2.01E+00	2.16E+00	2.17E+00
SUMME:	1.07E+01	2.74E+00	2.81E+00	3.44E+01	2.70E+00	2.67E+00	2.79E+00	5.05E+00

+) Der Zahlenwert nach E bezeichnet den Exponenten zur Basis 10, z.B. 1.0E+01=10

Tabelle 3.12a: Zusammenstellung der organspezifischen Strahlenbelastung durch die Emissionen der Wiederaufarbeitungsanlagen verschiedener Reaktoren bei Annahme verschiedener Kühlzeiten der Brennelemente und konservativer Rückhaltetechnik für Aerosole (Fall 1) am Ort maximaler Immission

REAKTORTYP/ KUEHLZEIT (IN TAGEN)	ORGANBELASTUNG (MREM/A) +)								
	KNOCHEN	LEBER	GANZ- KORPER	SCHILD- DRUESE	NIERE	LUNGE	MAGEN- DARM	HAUT	
LWR	180	2.43E+01	4.54E+00	4.79E+00	3.87E+01	4.03E+00	3.54E+00	9.25E+00	6.24E+00
	365	2.38E+01	4.26E+00	4.61E+00	3.60E+01	3.81E+00	3.29E+00	7.10E+00	6.02E+00
	3650	1.95E+01	2.79E+00	3.21E+00	3.49E+01	2.64E+00	2.09E+00	2.03E+00	3.99E+00
SBR	180	3.11E+01	5.81E+00	4.30E+00	3.36E+01	5.60E+00	3.93E+00	1.32E+01	5.17E+00
	365	3.05E+01	5.57E+00	4.16E+00	3.09E+01	5.38E+00	3.65E+00	9.84E+00	5.01E+00
	3650	2.67E+01	4.63E+00	3.05E+00	2.99E+01	4.54E+00	2.46E+00	2.07E+00	3.52E+00
HTR++)	180	2.83E+01	3.75E+00	4.68E+00	3.64E+01	3.43E+00	3.25E+00	1.32E+02	6.99E+00
	365	2.78E+01	3.59E+00	4.54E+00	3.44E+01	3.28E+00	3.09E+00	5.03E+00	6.78E+00
	3650	2.39E+01	2.69E+00	3.55E+00	3.37E+01	2.57E+00	2.38E+00	2.32E+00	4.81E+00
HTR+++)	180	3.07E+01	4.24E+00	4.92E+00	3.64E+01	3.77E+00	3.48E+00	9.83E+01	7.22E+00
	365	3.03E+01	4.09E+00	4.80E+00	3.51E+01	3.64E+00	3.35E+00	4.70E+00	7.03E+00
	3650	2.62E+01	3.06E+00	3.76E+00	3.43E+01	2.89E+00	2.62E+00	2.52E+00	5.01E+00

- +) Der Zahlenwert nach E bezeichnet den Exponenten zur Basis 10, z.B. 1.0E+01=10
 ++) Abbrand 57 000 MWd/t SM
 +++) Abbrand 95 000 MWd/t SM

Tabelle 3.12b: Zusammenstellung der organspezifischen Strahlenbelastung durch die Emissionen der Wiederaufarbeitungsanlagen verschiedener Reaktoren bei Annahme verschiedener Kühlzeiten der Brennelemente und bei fortgeschrittener Rückhaltetechnik für Aerosole (Fall 2) am Ort maximaler Immission

REAKTORTYP/ KUEHLZEIT (IN TAGEN)	ORGANBELASTUNG (MREM/A)+)								
	KNOCHEN	LEBER	GANZ- KOEERPER	SCHILD- DRUESE	NIERE	LUNGE	MAGEN- DARM	HAUT	
LWR	180	4.35E+00	2.63E+00	2.65E+00	3.78E+01	2.58E+00	2.53E+00	3.12E+00	4.10E+00
	365	4.28E+00	2.54E+00	2.58E+00	3.52E+01	2.50E+00	2.44E+00	2.81E+00	3.98E+00
	3650	3.83E+00	1.74E+00	1.78E+00	3.45E+01	1.73E+00	1.67E+00	1.65E+00	2.57E+00
SBR	180	4.61E+00	2.95E+00	2.80E+00	3.28E+01	2.93E+00	2.76E+00	3.71E+00	3.67E+00
	365	4.53E+00	2.86E+00	2.72E+00	3.01E+01	2.85E+00	2.67E+00	3.28E+00	3.57E+00
	3650	4.14E+00	2.01E+00	1.85E+00	2.92E+01	2.00E+00	1.79E+00	1.74E+00	2.32E+00
HTR ⁺⁺⁾	180	9.22E+00	2.58E+00	2.67E+00	3.58E+01	2.55E+00	2.53E+00	1.54E+01	4.98E+00
	365	9.15E+00	2.53E+00	2.62E+00	3.38E+01	2.50E+00	2.48E+00	2.66E+00	4.86E+00
	3650	8.72E+00	2.05E+00	2.13E+00	3.34E+01	2.04E+00	2.02E+00	2.00E+00	3.35E+00
HTR ⁺⁺⁺⁾	180	1.07E+01	2.78E+00	2.85E+00	3.56E+01	2.74E+00	2.71E+00	1.22E+01	5.16E+00
	365	1.07E+01	2.74E+00	2.81E+00	3.44E+01	2.70E+00	2.67E+00	2.79E+00	5.05E+00
	3650	1.02E+01	2.27E+00	2.34E+00	3.40E+01	2.25E+00	2.22E+00	2.20E+00	3.59E+00

+) Der Zahlenwert nach E bezeichnet den Exponenten zur Basis 10, z.B. 1.0E+01=10

++) Abbrand 57 000 MWd/t SM

+++ Abbrand 95 000 MWd/t SM

Tab. 3.12 gibt einen Gesamtüberblick über die Organbelastungen durch Emissionen bei der Wiederaufarbeitung abgebrannter Brennelemente der betrachteten Reaktortypen für Kühlzeiten der Brennelemente von 180, 365 und 3650 Tagen für konservative Rückhalteannahme (Fall 1 - Tab. 3.12a) und für fortgeschrittene Rückhalteannahme für Aerosole (Fall 2 - Tab 3.12b). Die dargestellten Werte sind die Summenwerte der Organbelastungen für alle Expositionspfade. Der Belastungsunterschied zwischen 180 und 365 Tagen Kühlzeit der Brennelemente ist bis auf die Magen-Darm-Belastung bei der Wiederaufarbeitung von HTR-Brennstoffen fast vernachlässigbar. Ursache dieser unterschiedlichen Werte beim HTR ist dabei das Nuklid Protactinium-233 (Pa-233) mit einer Halbwertszeit von 27 Tagen. Ein Vergleich der Strahlenbelastungen bei Kühlzeiten der Brennelemente von 3650 Tagen mit 365 Tagen ergibt für alle Reaktortypen eine Verringerung der Belastungswerte zwischen 10 und 40 %. Dies gilt nicht für die Schilddrüsenbelastung durch das langlebige J-129 ($T_{1/2} = 1,6 \cdot 10^7 \text{ a}$) und die durch das ebenfalls langlebige C-14 ($T_{1/2} = 5730 \text{ a}$) verursachte Knochenbelastung beim HTR. Die Belastungsreduktion bei längeren Kühlzeiten ist im Falle erhöhter Aerosolrückhaltung (Fall 2) nicht so ausgeprägt wie im Falle konservativer Rückhaltung (Fall 1).

3.3. Organspezifische Strahlenbelastung aus den Emissionen von Kohlekraftwerken

Bei der Energieerzeugung durch Verbrennung von fossilen Brennstoffen werden außer einer Reihe schädlicher Verbrennungsgase und Feststoffe, wie Schwefeldioxid, Stickoxide und Kohlenmonoxid, auch Radionuklide emittiert. Kohle enthält stets gewisse Mengen an Uran und Thorium. Die Konzentration liegt meist in der Größenordnung der mittleren Konzentration in der Lithosphäre (bei Uran 2 bis 4 ppm), im Durchschnitt wahrscheinlich etwas geringer (eher 1 bis 2 ppm Uran). Entsprechendes gilt für die Zerfallsprodukte, die bis zur Verbrennung der Kohle weitgehend in radioaktivem Gleichgewicht vorliegen. Unter diesen Zerfallsprodukten sind Radium 226 (Ra-226), Radium 228 (Ra-228) und Blei 210 (Pb-210) radiobiologisch am wichtigsten.

In diesem Abschnitt wird der Belastungsanteil durch radioaktive Emissionen von Kohlekraftwerken näher untersucht. Es werden dabei die gleichen Modelle

und, soweit möglich, die gleichen Ausgangsdaten wie für die Rechnungen in Abschn. 3.2 angewandt, um einen vorläufigen Gesamtvergleich der Strahlenbelastungen durch nukleare und fossile Energieerzeugung zu ermöglichen (Abschn. 3.4). Es wurde von der gleichen Ausbreitungsklassenstatistik, der gleichen Niederschlagsmenge und den Verzehrgewohnheiten entsprechend /BMI (1977a)/ ausgegangen. Die Dosisfaktoren wurden, soweit möglich, /BMI (1977a)/ bzw. /ORNL (1976)/ entnommen. Für Kalium 40 (K-40), Radon 220 (Rn-220) und Radon 222 (Rn-222) wurden im Falle der Expositionspfade Inhalation und Ingestion die Dosisfaktoren aus den Grenzwerten der Strahlenschutzverordnung /SSV (1977)/ errechnet. Die so erhaltenen Faktoren, die nur für das sogenannte kritische Organ gelten, werden für alle Organe angewandt, was eine sehr konservative Abschätzung darstellt. Im Anhang 3 sind die angewandten Dosisfaktoren zusammengestellt.

Bei der Verbrennung der Kohle konzentrieren sich die radioaktiven Nuklide in der Asche und in der Flugasche um rund einen Faktor 10 (Aschegehalt 7-12 % für Steinkohle). Die Flugasche, die den Schornstein verläßt, hat daher meist höhere spezifische Aktivitäten als der Erdboden. Da in der Literatur die Angaben über die spezifischen Aktivitäten in der Flugasche stark schwanken, wurden bei der folgenden Berechnung der Dosisbelastung 3 unterschiedliche spezifische Aktivitäten in der Flugasche (Tab. 3.13) betrachtet.

Beim Emissionsdatensatz 1 handelt es sich um einen theoretischen Datensatz, der davon ausgeht, daß radioaktives Gleichgewicht in der Uran-238-Zerfallskette und in der Thorium-232-Zerfallskette vorliegt, d.h. daß keine nuklidspezifischen Anreicherungen in der Flugasche stattfinden. Diese Annahme ist auch bei anderen Autoren zu finden /Mc BRIDE, J.P., et.al. (1977)/⁺). Die Nuklide Protactinium 234 m (Pa-234m), Polonium 218 (Po-218), Blei 214 (Pb-214), Wismut 214 (Bi-214) und Polonium 214 (Po-214) aus der Uran-238-Zerfallskette und die Nuklide Polonium 216 (Po-216), Polonium 212 (Po-212) und Thallium 208 (TL-208) aus der Thorium-232-Zerfallskette konnten nicht berücksichtigt werden, da hierfür keine Dosisfaktoren vorliegen. Spezifische Aktivitäten von 6 pCi/g für die Uran-238-Zerfallskette und von 3,5 pCi/g für die Thorium-232-Zerfallskette können als

+) Bisherige Messungen weisen jedoch darauf hin, daß in der Flugasche Abweichungen vom radioaktiven Gleichgewicht auftreten (s. Emissionsdatensatz 2).

Tabelle 3.13: Spezifische Aktivitäten der Flugasche nach verschiedenen Autoren (s. Text)

N u k l i d	Spezifische Aktivitäten in der Flugasche in pCi/g für die Emissionsdatensätze		
	1	2	3
U-238	6	5,7	5
Th-234	6	-	-
U-234	6	-	-
Th-230	6	-	-
Ra-226	6	7,8	1
Rn-222	6	-	-
Pb-210	6	48	10
Bi-210	6	-	-
Po-210	6	48	-
Th-232	3,5	3,6	1
Ra-228	3,5	3,5	1
Ac-228	3,5	-	-
Th-228	3,5	-	1
Ra-224	3,5	-	-
Rn-220	3,5	-	-
Pb-212	3,5	-	-
Bi-212	3,5	-	-
K-40	23,0	-	15

typische Werte für die in der Bundesrepublik Deutschland vorkommende Steinkohle angesehen werden.

Emissionsdatensatz 2 (s. /KOLB, W. (1978)/), der auf Messungen an einem modernen Steinkohlekraftwerk beruht, zeigt, daß Radionuklide der Uran-238- bzw. Thorium-232-Zerfallskette bei der Verbrennung mehr oder weniger stark in der Asche angereichert werden. Dabei wurde angenommen, daß Polonium 210

mit gleicher spezifischer Aktivität wie Blei 210 vorliegt. Die spezifischen Aktivitäten von Uran 238 und von Thorium 232 entsprechen in etwa denen aus dem Emissionsdatensatz 1. Beim Emissionsdatensatz 3 wurden die spezifischen Aktivitäten /UNSCR (1977)/ entnommen. Die dort angegebenen Werte beruhen auf Aktivitätsmessungen an Kohle bzw. ihrer Flugasche aus unterschiedlichen Lagerstätten.

Zur Berechnung der jährlichen Emissionen wird in allen drei Fällen von folgenden Voraussetzungen ausgegangen: Ein Steinkohlekraftwerk verbrennt je GWe jährlich (Lastfaktor 0,7, Wirkungsgrad 40 %) etwa $2 \cdot 10^6$ t Kohle, wobei etwa $17 \cdot 10^4$ t Asche entstehen. Moderne elektrostatische Filter begrenzen die Emission von Flugasche aus dem Schornstein auf etwa 1 % der entstandenen Asche, d.h. auf 1700 t/a. Bei den Radonisotopen (Edelgas) muß man jedoch von 100 % -iger Freisetzung ausgehen.

Die Emissionen von Kohlekraftwerken sind immer mit der gleichzeitigen Abgabe großer Wärmemengen (~ 5 % der Kraftwerksleistung) verbunden. Diese Wärmeemissionen verursachen einen thermischen Auftrieb der Rauchfahne, der in den Ausbreitungsrechnungen durch die sog. Kaminüberhöhung, d.h. einen zusätzlichen Beitrag zur realen Kaminhöhe, berücksichtigt wird. Um den Einfluß dieses Faktors aufzuzeigen, wurden daher bei den Rechnungen zur organspezifischen Strahlenbelastung vier Fälle unterschieden:

- 1.) Emissionshöhe 100 m ohne Berücksichtigung der Kaminüberhöhung
- 2.) Emissionshöhe 100 m mit Berücksichtigung der Kaminüberhöhung
- 3.) Emissionshöhe 200 m ohne Berücksichtigung der Kaminüberhöhung
- 4.) Emissionshöhe 200 m mit Berücksichtigung der Kaminüberhöhung.

Die Kaminüberhöhung wurde mit dem Ansatz von /BRIGGS (1969)/ errechnet, dabei wird von einer Wärmeabgabe über einen Einzelkamin von 7,5 MW ausgegangen. Abb. 3.7 zeigt die Strahlenbelastung in der Umgebung des Kraftwerkes für Knochen und den Ganzkörper bei Annahme des Emissionsdatensatzes 1. Der Unterschied zwischen den Belastungsverläufen - 200 m Kamin mit thermischem Auftrieb und 100 m Kamin ohne thermischen Auftrieb -

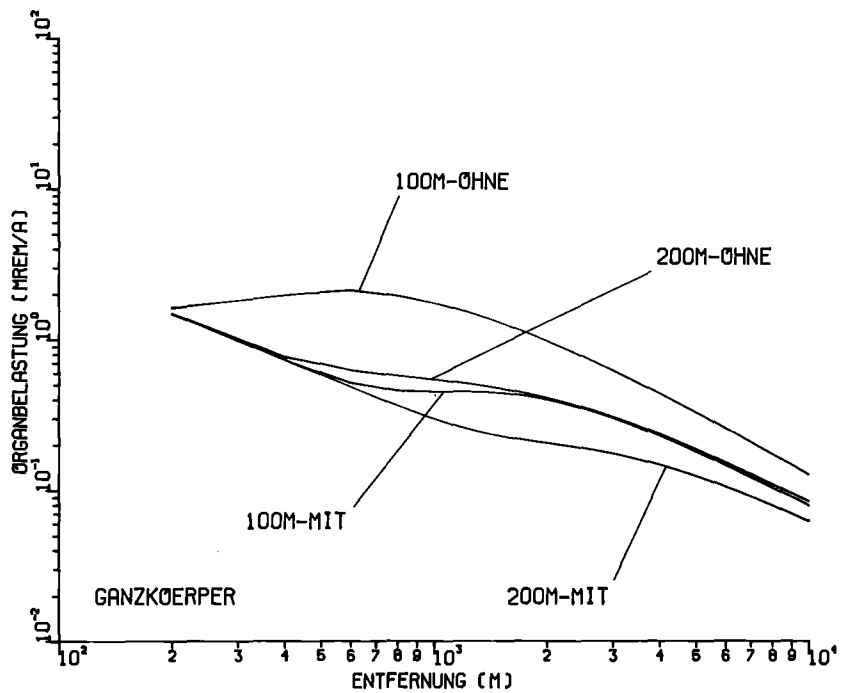
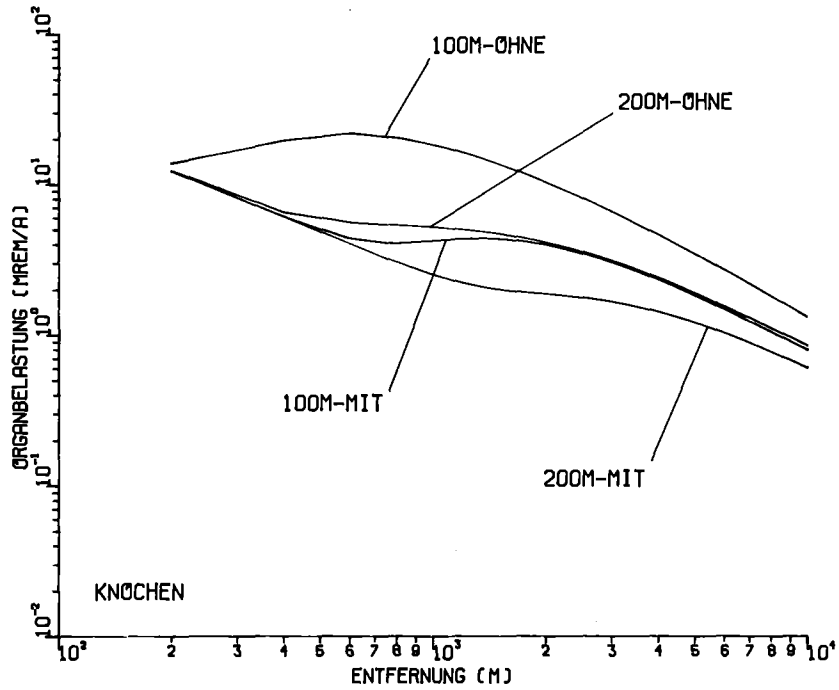


Abbildung 3.7: Strahlenbelastung für Knochen und Ganzkörper in Abhängigkeit von der Entfernung zur Emissionsquelle für ein 1000 MWe-Kohlekraftwerk. Vergleich verschiedener Emissionshöhen mit thermischem Auftrieb und ohne thermischen Auftrieb.

beträgt bei etwa 1000 m Quellentfernung fast eine Größenordnung. Für noch größere Entfernungen wird der Belastungsunterschied geringer. Nur in dem Fall '100 m Kamin ohne thermischen Auftrieb' ist das durch das Immissionsmaximum bestimmte Belastungsmaximum erkennbar. Der Anstieg des Belastungsverlaufs zu quellnahen Entfernungen wird durch den Belastungsanteil über Ausregnen von Radionukliden (Washout) bestimmt. Aus dem Belastungsverlauf für 200 m Kaminhöhe ohne Überhöhung und 100 m Kaminhöhe mit Überhöhung läßt sich der Einfluß der Kaminüberhöhung deutlich ersehen; da beide Verläufe sehr dicht zusammenliegen, entspricht die Kaminüberhöhung bei den gewählten Annahmen in etwa einem Wert von 100 m zusätzlicher Kaminhöhe.

Abbildung 3.8 zeigt wiederum für Knochen und Ganzkörper einen Vergleich der 3 Emissionsdatensätze für den 200 m Kamin mit Auftrieb. Für den Emissionsdatensatz 3 ist die Gesamtbelastung erwartungsgemäß am geringsten (kleinste Emissionswerte). Die größte Belastung tritt für den Emissionsdatensatz 2 auf. Das kritische Organ ist in allen Fällen der Knochen. Der Anteil der einzelnen Nuklide an der Gesamtbelastung ist abhängig vom Emissionsdatensatz (radioaktives Gleichgewicht in der Flugasche oder Anreicherung einzelner Nuklide).

Für den Ort maximaler Immission wird die Strahlenbelastung über die einzelnen Expositionspfade detailliert untersucht. Die Tabelle 3.14 zeigt die Beiträge der einzelnen Pfade bei Annahme des Emissionsdatensatzes 1 (radioaktives Gleichgewicht). Es werden dabei beide Kaminhöhen (100 und 200 m) unter Berücksichtigung der Kaminüberhöhung betrachtet. Für größere Kraftwerkseinheiten ist die Annahme einer Kaminhöhe von 200 m angebracht. Für den 100 m Kamin liegt der betrachtete Aufpunkt in 1800 m und für den 200 m Kamin in 3200 m Entfernung von der Quelle. Der Hauptbelastungsanteil wird in allen Fällen über die Expositionspfade Ingestion und Inhalation erhalten. β -Submersion und γ -Submersion liefern vernachlässigbare Anteile. Die γ -Bodenstrahlung liefert einen geringen Beitrag durch die Nuklide K-40 und Pb-210. Die Belastung über Ingestion wird in allen Fällen durch die

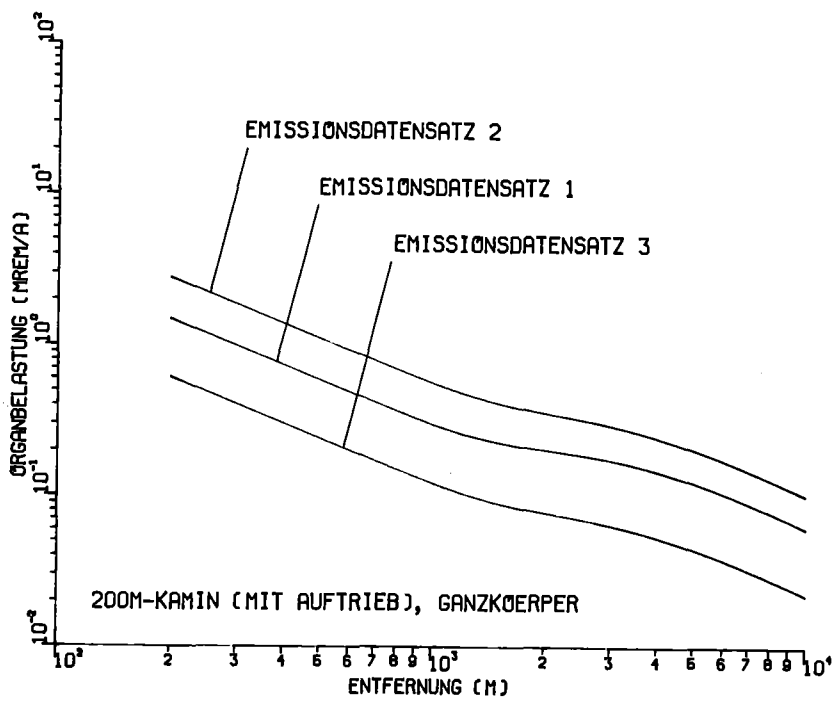
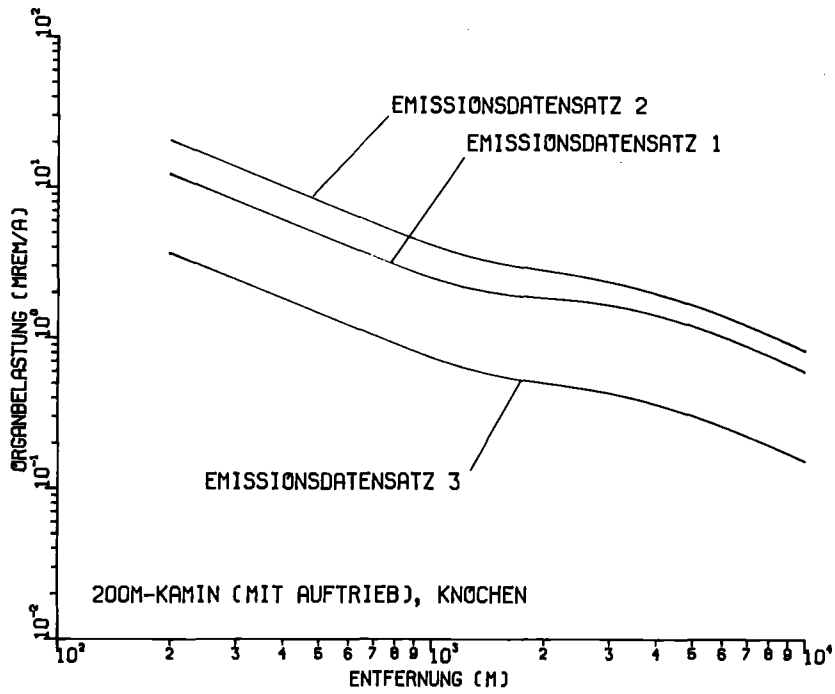


Abbildung 3.8: Strahlenbelastung für Knochen und Ganzkörper in Abhängigkeit von der Entfernung zur Emissionsquelle für ein 1000 MWe-Kohlekraftwerk. Vergleich verschiedener Emissionsdatensätze für den 200 m Kamin mit Auftrieb.

Tabelle 3.14: Organspezifische Strahlenbelastung durch Emissionen eines 1000 MWe Kohlekraftwerks am Ort maximaler Immission für den : 1) 100 m Kamin unter Berücksichtigung des Auftriebs, 2) 200 m Kamin unter Berücksichtigung des Auftriebs.
Annahme: Emissionsdatensatz 1

Fall 1:

EXPOSIT.- PFAD ABLUFT	ORGANBELASTUNG (MREM/A)							
	KNOCHEN	LEBER	GANZ- KOERPER	SCHILD- DRUESE	NIERE	LUNGE	MAGEN- DARM	HAUT
BETA-SUBM.	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	1.66E-07
GAMMA-SUBM.	5.40E-07	5.40E-07	5.40E-07	5.40E-07	5.40E-07	5.40E-07	5.40E-07	5.40E-07
GAMMA-BODEN	3.59E-03	3.59E-03	3.59E-03	3.59E-03	3.59E-03	3.59E-03	3.59E-03	3.59E-03
INHALATION	8.07E-01	3.86E-02	2.54E-02	2.54E-02	5.27E-01	1.47E-01	1.24E-03	2.54E-02
INGESTION	3.28E+00	3.74E-01	3.85E-01	3.85E-01	4.53E-01	3.85E-01	3.78E-02	3.85E-01
SUMME:	4.09E+00	4.16E-01	4.14E-01	4.14E-01	9.83E-01	5.36E-01	4.26E-02	4.14E-01

3-46

Fall 2:

EXPOSIT.- PFAD ABLUFT	ORGANBELASTUNG (MREM/A)							
	KNOCHEN	LEBER	GANZ- KOERPER	SCHILD- DRUESE	NIERE	LUNGE	MAGEN- DARM	HAUT
BETA-SUBM.	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	9.02E-08
GAMMA-SUBM.	4.12E-07	4.12E-07	4.12E-07	4.12E-07	4.12E-07	4.12E-07	4.12E-07	4.12E-07
GAMMA-BODEN	1.81E-03	1.81E-03	1.81E-03	1.81E-03	1.81E-03	1.81E-03	1.81E-03	1.81E-03
INHALATION	2.48E-01	1.19E-02	7.82E-03	7.82E-03	1.62E-01	4.52E-02	3.80E-04	7.82E-03
INGESTION	1.36E+00	1.54E-01	1.59E-01	1.59E-01	1.89E-01	1.59E-01	1.55E-02	1.59E-01
SUMME:	1.61E+00	1.68E-01	1.69E-01	1.69E-01	3.53E-01	2.07E-01	1.77E-02	1.69E-01

Nuklide Radium 226 (Ra-226), Radium 228 (Ra-228) und Blei 210 (Pb-210) bestimmt. Bei der Belastung über Inhalation tritt der Einfluß der Thoriumisotope (Th-228, Th-230, Th-232) hinzu.

3.4 Zusammenfassender Belastungsvergleich

Die Ergebnisse der Rechnungen aus Abschn. 3.2 "Organspezifische Strahlenbelastung durch die Emissionen verschiedener Reaktorsysteme" und 3.3 "Organspezifische Strahlenbelastung durch die Emissionen von Kohlekraftwerken" gestatten einen vorläufigen Belastungsvergleich dieser beiden Energieerzeugungsarten bei Normalbetrieb der Anlagen. Der Vergleich kann nur vorläufig sein, da

1. für die Ausgangsdaten der Belastungsrechnungen Unsicherheiten existieren, auf die in den Einzelabschnitten 3.2 und 3.3 bereits hingewiesen wurde, und
2. bei den kerntechnischen Brennstoffkreisläufen die Belastungsanteile aus Erzgewinnung, Erzaufbereitung, Anreicherung und Brennelementherstellung fehlen. Insbesondere bei der Erzgewinnung und Erzaufbereitung sind Belastungsanteile zu erwarten, die nicht vernachlässigt werden können; diese Belastungsanteile sind allerdings nur für den LWR-Brennstoffkreislauf ohne Pu-Rezyklierung von besonderer Bedeutung, für den SBR-Brennstoffkreislauf werden sie keinen nennenswerten Beitrag ergeben.

Es soll darüber hinaus noch einmal darauf hingewiesen werden, daß die Energieerzeugung aus Kohlekraftwerken mit einer ganzen Reihe weiterer Schadstoffemissionen sowie der Emission von Kohlendioxid verbunden ist, die hier nicht untersucht wurden.

Für den hier unternommenen Vergleich wurden die Belastungen aus 1000 MWe-Kernkraftwerksleistung bei Berücksichtigung des zugehörigen Wiederaufarbei-

tungsanteils und aus 1000 MWe-Kohlekraftwerksleistung gegenübergestellt. Abb. 3.9 und 3.10 zeigen die Ergebnisse für Knochen und Ganzkörper (Abb. 3.9) und für die Organe Niere und Schilddrüse (Abb. 3.10). Die Emissionen aus Kohlekraftwerken ergeben für alle betrachteten Organe, ausgenommen die Schilddrüse, eine höhere Strahlenbelastung. Je nach Organ und betrachteter Kaminhöhe des Kohlekraftwerks (100 oder 200 m) liegen die Belastungswerte für Kohlekraftwerke um den Faktor 2 bis 10 höher als die für Kernenergieerzeugung erhaltenen. Nur bei der Schilddrüsenbelastung führt die Kernenergieerzeugung zu geringfügig höheren Werten als die Energieerzeugung aus Kohlekraftwerken.

Hauptexpositionspfad ist in jedem Falle die Ingestion, der relative Anteil dieses Pfades ist dabei im Falle der Kohlekraftwerke noch größer als im Falle der Kernenergieerzeugung. Für diesen Ingestionspfad werden in Ermangelung standortspezifischer Daten für den Radionuklidtransfer sehr konservative Annahmen gemacht. Eine realistischere, standortbezogene Abschätzung des Belastungsanteils durch Ingestion kann daher zu einer stärkeren Reduktion der Strahlenbelastung durch Kohlekraftwerke als durch Kernenergieerzeugung führen.

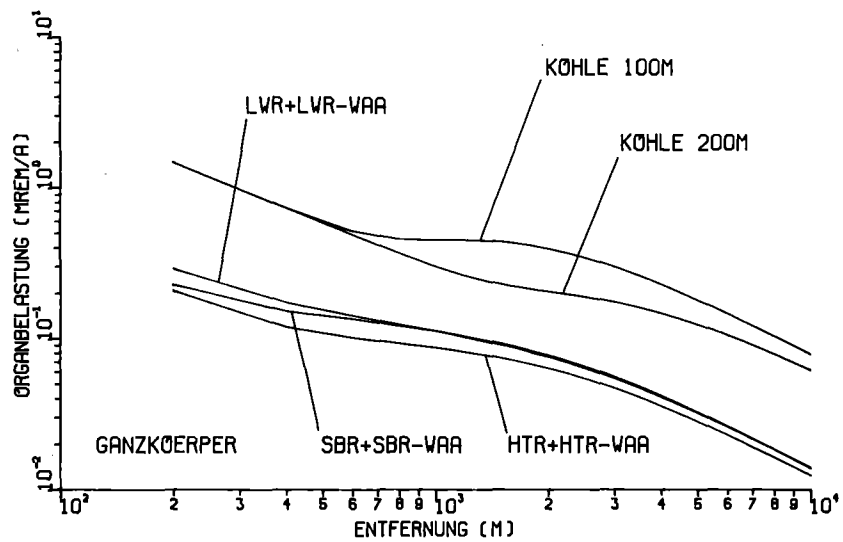
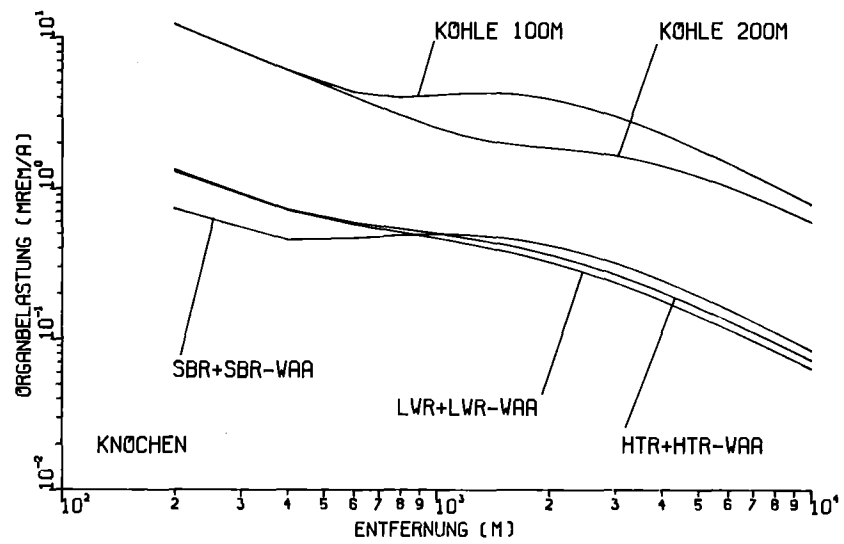


Abbildung 3.9: Strahlenbelastung für Knochen und Ganzkörper in Abhängigkeit von der Entfernung zur Emissionsquelle. Vergleich verschiedener Energieerzeugungsalternativen.

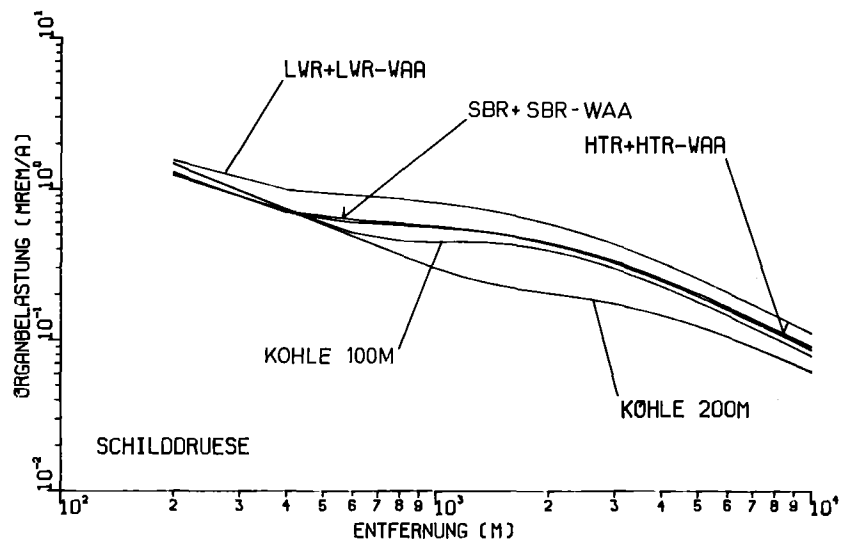
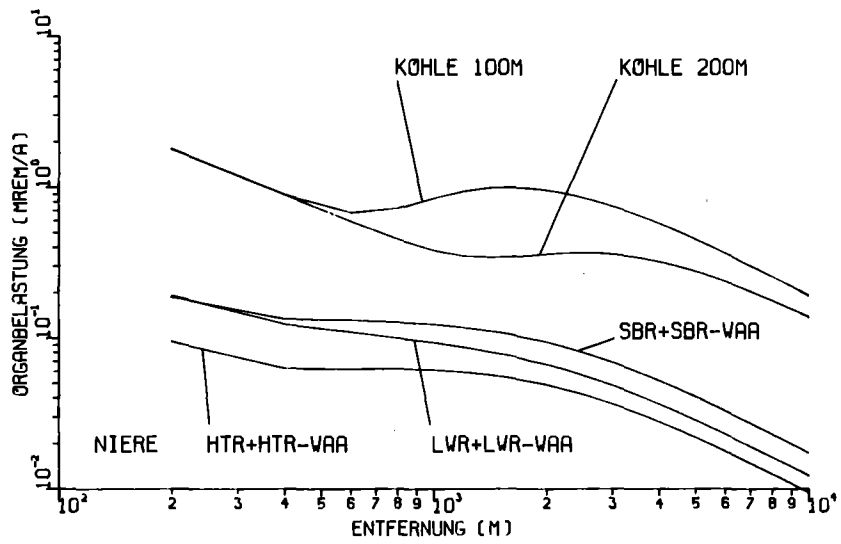


Abbildung 3.10: Strahlenbelastung für die Organe Niere und Schilddrüse in Abhängigkeit von der Entfernung zur Emissionsquelle. Vergleich verschiedener Energieerzeugungsalternativen.

Literatur zu Kapitel 3:

BMI (BUNDESMINISTERIUM DES INNERN)

Allgemeine Berechnungsgrundlagen für die Bestimmung der Strahlenexposition durch Emission radioaktiver Stoffe mit der Abluft
Empfehlung der Strahlenschutzkommission
Oktober 1977 (1977a)

BMI (BUNDESMINISTERIUM DES INNERN)

Allgemeine Berechnungsgrundlagen für die Bestimmung der Strahlenexposition durch radioaktive Einleitungen in Oberflächengewässer
Empfehlung der Strahlenschutzkommission
Januar 1977 (1977b)

BOOTH, R.S., et al.

A Systems Analysis Methodology for Predicting Dose to Man from a Radioactively Contaminated Terrestrial Environment
in: D.J. Nelson (Hrsg.), Radionuclides in Ecosystems Conf-710501, (1973), S. 877

BRIGGS, G.A.

Plume Rise
US Atomic Energy Commission, Division of Technical Information
Oak Ridge (1969)

BUCH, A.

Planung und Standortwahl von Kraftwerken
Mainz 1973

DEUTSCHER WETTERDIENST

Klima-Atlanten für die Länder der Bundesrepublik Deutschland
Deutscher Wetterdienst, Offenbach
insbesondere Klima-Atlas von Baden-Württemberg
Deutscher Wetterdienst, Bad Kissingen (1953)

DICKERSON, M.H., et al.

In-Cloud Precipitation Scavenging of Tritiated Water Vapor
URCL Report 51283
Los Angeles (1972)

KOLB, W.

Die Emission radioaktiver Stoffe mit der Abluft aus
Kern- und Steinkohlekraftwerken - ein Vergleich der
Strahlenbelastung
Physikalisch-Technische Bundesanstalt, PTB-Bericht-Ra-8
Braunschweig 1978

KRIEGER, H.L., et al.

Effective Half-Times of Sr-85 and Cs-134 for a Contaminated
Pasture
Health Phys. 17 (1969), S. 881

Mc BRIDE, J.P., et. al.

Radiological Impact of Airborne Effluents of Coal-
Fired and Nuclear Power Plants
Oak Ridge National Laboratory
ORNL-5315, (1977)

ORNL (OAK RIDGE NATIONAL LABORATORY)

A Methodology for Calculating Radiation Doses from
Radioactivity Released to the Environment
ORNL-4992, Oak Ridge (1976)

PAPADOPOULOS, D.

Inhalationsdosisfaktoren für Plutonium
in: Jahresbericht 1977 der Abteilung Strahlenschutz
und Sicherheit
Kernforschungszentrum Karlsruhe, KfK 2620
März 1978

SOLDAT, J.K.

Radiation Dosis from Iodine-129 in the Environment
Health Phys. 30 (1976), S. 61

SSV (STRAHLENSCHUTZVERORDNUNG)

Die neue Strahlenschutzverordnung
Kissing 1977

STATISTISCHES BUNDESAMT

Statistisches Jahrbuch 1976 für die Bundesrepublik Deutschland
Wiesbaden 1976

THOMPSON, J.C.

Reconsideration of the Iodine-131 Contribution from
Fruits and Vegetables
Health Phys. 13 (1967), S. 883

THOMPSON, S.E., BURTON, C.A., et al.

Concentration Factors of Chemical Elements in Edible Aquatic
Organisms
UCRL Report 50564 (Rev. I), 1972

UNSCR (UNITED NATIONS SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS
OF ATOMIC RADIATION)

Sources and Effects of Ionizing Radiation
United Nations, New York 1977

WITHERSPOON, J.P., et al.

Interception and Retention of a Simulated Fallout by
Agricultural Plants
Health Phys. 19 (1970), S. 493

4. Strahlenbelastung durch die Emissionen von kerntechnischen Anlagen bei Normalbetrieb - regionsspezifische und globale Strahlenbelastung

In diesem Kapitel wird, ähnlich wie in Kap. 3, eine Darstellung der radiologischen Belastungsmöglichkeiten über verschiedene Expositionspfade und Transferrouen gegeben. Der Schwerpunkt liegt in diesem Kapitel bei den regionsspezifischen Belastungen. Wie bereits in Kap. 2 bemerkt, muß jede ökologische Analyse von den Gegebenheiten vorgegebener spezifischer Regionen bzw. Standorte ausgehen, da für einzelne Regionen unterschiedliche "ökologische Leistungsfähigkeiten", z.B. Abtransport- und Umwandlungsfähigkeit für Schadstoffe, vorliegen. In Abschnitt 4.1 werden die atmosphärischen Ausbreitungsverhältnisse von 12 typischen westdeutschen Standorten untersucht. Die Ergebnisse dieser Ausbreitungsrechnungen weisen bereits die standortspezifischen Unterschiede deutlich aus, darüber hinaus sind sie Voraussetzung für weitere, noch durchzuführende standort- bzw. regionsspezifische Belastungsrechnungen. Für eine Modellregion, das Oberrheingebiet, wird entsprechend den bisher bekannten Planungen für Kernkraftwerksbauten bis 1985/90 eine Analyse der zu erwartenden Strahlenbelastung durchgeführt. Abschließend wird in Abschnitt 4.3 die langfristige Erhöhung der globalen Strahlenbelastung durch die weltweite Installation von kerntechnischen Anlagen entsprechend vorgegebenen Szenarien abgeschätzt.

4.1 Vergleich der atmosphärischen Ausbreitungsverhältnisse verschiedener Standorte

Um regionale Unterschiede möglicher Umweltauswirkungen aufzuzeigen, wurden atmosphärische Ausbreitungsrechnungen für 12 westdeutsche Standorte durchgeführt. Es wurde dabei von Ausbreitungsstatistiken des Deutschen Wetterdienstes Offenbach für die einzelnen Wetterstationen ausgegangen. Diese Statistiken beschreiben die Abhängigkeit der Ausbreitungsklassen von Windrichtung und Windgeschwindigkeit und wurden auf Grund langjähriger

Wetterbeobachtungen erstellt. Die Wetterklassen werden dabei vom Intensitätsgrad der Turbulenzen im Ausbreitungsraum bestimmt. Es ist üblich, den Turbulenzzustand nach 6 Stabilitätsklassen (Wetterklassen) zu klassifizieren. Bei den sog. labilen Temperaturschichtungen (Wetterklassen A und B) liegt starke Turbulenz vor, die stabilen Schichtungen (Wetterklassen E und F) zeichnen sich durch geringe Turbulenzintensität aus; dazwischen liegen die sog. neutralen Wetterklassen (Wetterklassen C und D). Die Ausbreitungsrechnungen wurden mit dem im Anhang 2 beschriebenen Modell durchgeführt, das die lokalen Konzentrationen in einem vorgegebenen Aufpunktraster für die einzelnen Wetterkonfigurationen errechnet. Die Erwartungswerte für jeden Aufpunkt des Rasters gelten als Langzeitwerte der Konzentration. In diesem Kapitel werden die auf die Quellstärke 1 normierten Konzentrationen, die sogenannten Ausbreitungsfaktoren (Dimension: sec/m^3), dargestellt. Für die in das Modell eingehenden Ausbreitungsparameter wurde der Parametersatz aus /BMI (1977)/ für die Meßhöhe 100 m und die Rauigkeitsklasse III verwendet. Die Verwendung dieses einen Parametersatzes für alle Stationen stellt eine Vereinfachung dar, die jedoch im Rahmen einer vergleichenden Analyse gerechtfertigt erscheint⁺⁾ . Bei den Rechnungen wurde von einer Emissionshöhe von 100 m ausgegangen. Im folgenden werden für die betrachteten Standorte die Langzeitausbreitungsfaktoren und die Ausbreitungsfaktoren der jeweils ungünstigsten Wetterklassen verglichen.

Tab. 4.1 zeigt eine Zusammenstellung der Langzeitausbreitungsfaktoren für die betrachteten westdeutschen Standorte. Es sind die Maximalwerte im 10 x 10 km-Raster (Schrittweite 200 m) und die Mittelwerte für das 10 x 10 km- und das 50 x 50 km-Raster dargestellt. Für die Maximalwerte wurden auch die Lagekoordinaten angegeben (X-Koord.=Ostrichtung; Y-Koord.= Nordrichtung). Die Entfernungen zwischen Quelle und den Orten mit maximalen Ausbreitungsfaktoren, den sog. ungünstigsten Aufpunkten, betragen im Mittel 600 m. Es ergeben sich große Abweichungen zwischen den einzelnen Standorten. Die günstigsten Werte für die Ausbreitung werden, abgesehen von dem Standort Feldberg/ Schwarzwald, für den Sonderbedingungen gelten, für den Standort Emden erhalten. Bezogen auf diesen Standort ergeben sich für alle anderen

+) Eine detaillierte Darstellung des Einflusses der Rauigkeit auf die Ausbreitungsparameter wird in /NESTER, K. (1976)/ gegeben.

Tabelle 4.1: Langzeit-Ausbreitungsfaktoren für westdeutsche Standorte. Emissionshöhe: 100 m

Wetterstation	Maximalwert ⁺⁾				Mittelwert ⁺⁾		Mittelwert ⁺⁾	
	Wert sec/m ³	X-Koord. m	Y-Koord. m	Relative Abwei- chung %	im 10x10 km-Raster sec/m ³	Relative Abwei- chung %	im 50x50 km-Raster sec/m ³	Relative Abwei- chung %
Emden	1.46E-7	200	600	0	2.96E-8	0	4.94E-9	0
Feldberg/Schw.	1.18E-7	0	-600	-19	2.06E-8	-30	3.38E-9	-32
Frankfurt/M.	2.84E-7	400	400	95	4.88E-8	65	9.08E-9	84
Freiburg	7.17E-7	200	-400	391	8.04E-8	172	15.0 E-9	204
Hamburg	1.82E-7	600	400	25	3.87E-8	31	7.01E-9	42
Hannover	2.23E-7	800	200	53	3.55E-8	20	6.20E-9	26
Karlsruhe	4.45E-7	400	400	205	6.64E-8	124	12.8 E-9	159
Kassel	5.80E-7	0	600	298	7.64E-8	158	14.4 E-9	191
München	2.70E-7	600	0	85	5.52E-8	86	10.5 E-9	113
Nürnberg	2.77E-7	600	0	90	5.73E-8	94	11.2 E-9	127
Stuttgart	3.85E-7	-400	0	164	6.48E-8	119	12.7 E-9	157
Würzburg	3.31E-7	-400	400	127	5.99E-8	102	11.4 E-9	131

⁺⁾ Der Zahlenwert nach E bezeichnet den Exponenten zur Basis 10, z.B. 10E + 01 = 10

Standorte z.T. erheblich höhere Werte für die Ausbreitungsfaktoren und damit für die aus einer normierten Emission erhaltene Immission. Die Abweichungen der Ausbreitungsfaktoren der einzelnen Standorte, bezogen auf den Standort Emden, erreichen bei den Maximalwerten über 300 % und bei den Mittelwerten bis zu 200 %. Außer für Emden werden auch für die Standorte Hamburg und Hannover relativ günstige Werte erhalten. Die ungünstigsten Werte ergeben sich für die Standorte Freiburg, Karlsruhe und Kassel.

Tab. 4.2 zeigt eine Zusammenstellung der Ausbreitungsfaktoren für die jeweils kritische Wetterklasse, für die die höchsten Ausbreitungsfaktoren und damit auch die höchsten Belastungen erhalten werden. Diese Werte sind zur Berechnung einer kritischen Kurzzeitbelastung von Bedeutung. Es werden wiederum die Ausbreitungsfaktoren am sog. ungünstigsten Aufpunkt (Maximalwerte der Ausbreitungsfaktoren), die maximalen Mittelwerte der Ausbreitungsfaktoren im 10 x 10 km- und 50 x 50 km-Raster betrachtet. Die Maximalwerte der Ausbreitungsfaktoren werden jeweils bei Wetterklassen mit labiler Temperaturschichtung (Wetterklasse A oder B) gefunden; die mittleren Entfernungen von Quelle zu ungünstigstem Aufpunkt betragen dabei 300 - 400 m. Die maximalen Mittelwerte der Ausbreitungsfaktoren im 10 x 10 km- und 50 x 50 km-Raster werden bei Wetterklassen mit stabiler Temperaturschichtung (Wetterklassen E und F) erhalten. Die relativen Abweichungen der Ausbreitungsfaktoren der einzelnen Standorte, bezogen auf den Standort Emden, sind nicht so ausgeprägt wie bei den Langzeitausbreitungsfaktoren (Tab. 4.1). Die Angabe eines Ausbreitungsfaktors für eine kritische Wetterklasse, als Hinweis auf eine ungünstige Kurzzeitbelastung, ist insgesamt sehr unbefriedigend, da die Häufigkeit der Wetterklassen (WK) an unterschiedlichen Standorten unterschiedlich ist. So werden für den Standort Hannover Auftretenshäufigkeiten für die WK A < 1 %, für WK E ~ 13 % und für WK F ~ 10 % erhalten, für den Standort Karlsruhe betragen die gleichen Werte 1 %, 10 % und ~ 22 %. Zur exakten Untersuchung möglicher erhöhter Kurzzeitbelastungen sollten daher andere Auswertungsmethoden angewandt werden, z.B. die in Abschnitt 5.4 dargestellte Fraktilwertdarstellung der Belastungswerte.

Die Abb. 4.1-4.5 geben für einige ausgewählte Standorte einen Überblick über die Struktur der lokalen Verteilung der Ausbreitungsfaktoren um den

Tabelle 4.2: Ausbreitungsfaktoren westdeutscher Standorte für die jeweils ungünstigste Wetterklasse.

Emissionshöhe: 100 m

Wetterstation	WK ⁺⁾	M a x i m a l w e r t ⁺⁺⁾			Relative Abwei- chung %	WK ⁺⁾	Mittelwert ⁺⁺⁾ im 10x10 km-Raster sec/m ³	Relative Abwei- chung %	WK ⁺⁾	Mittelwert ⁺⁺⁾ im 50x50 km-Raster sec/m ³	Relative Abwei- chung %
		W e r t sec/m ³	X-Kord. m	Y-Kord. m							
Emden	A	1.83E-6	0	400	0	E	6.41E-8	0	F	1.77E-8	0
Feldberg/Schw.	A	1.95E-6	0	-400	7	B	5.64E-8	-12	F	6.44E-9	-64
Frankfurt/M.	A	2.24E-6	-200	-200	22	E	8.75E-8	37	F	2.35E-8	33
Freiburg	A	3.79E-6	200	-200	107	E	1.22E-7	90	F	2.71E-8	53
Hamburg	A	1.38E-6	200	-200	-25	E	7.28E-8	13	F	2.23E-8	26
Hannover	A	1.50E-6	-400	0	-18	E	6.54E-8	2	F	1.95E-8	10
Karlsruhe	A	2.19E-6	-200	-200	20	E	1.15E-7	79	F	2.61E-8	48
Kassel	B	2.94E-6	0	400	61	E	1.10E-7	72	F	2.61E-8	48
München	A	2.48E-6	-200	-200	36	E	8.63E-8	35	F	2.20E-8	24
Nürnberg	A	1.28E-6	400	0	-30	E	9.28E-8	45	F	2.33E-8	32
Stuttgart	B	2.51E-6	-400	0	37	E	1.05E-7	64	F	2.59E-8	46
Würzburg	A	2.18E-6	-400	0	19	E	1.05E-7	64	F	2.75E-8	55

+) Wetterklasse

++) Der Zahlenwert nach E bezeichnet den Exponenten zur Basis 10, z.B. 10E + 01 = 10

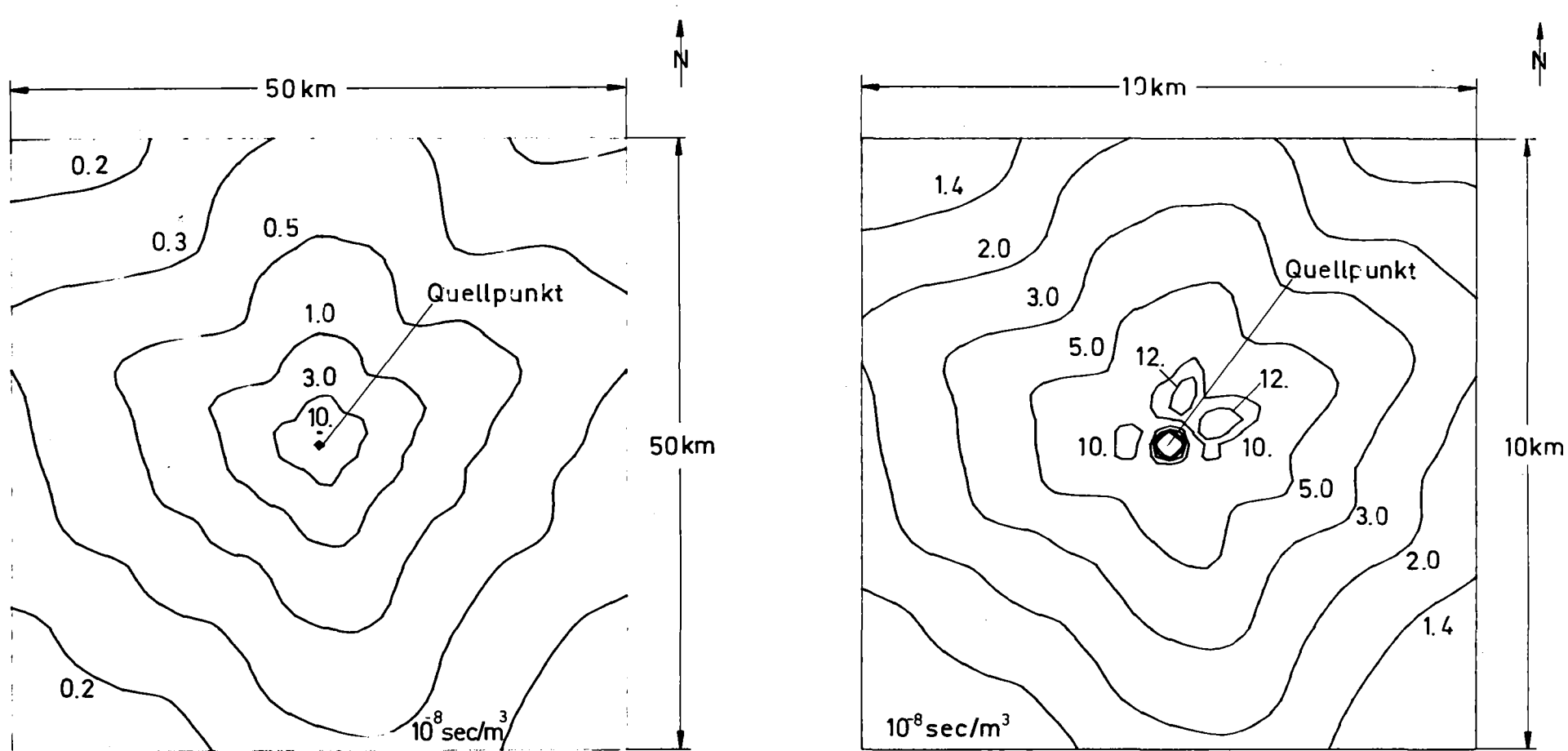


Abbildung 4.1: Lokale Verteilung der Langzeitausbreitungsfaktoren im 50 x 50 km- und 10 x 10 km-Raster.
 Emissionshöhe: 100 m Wetterstation: EMDEN

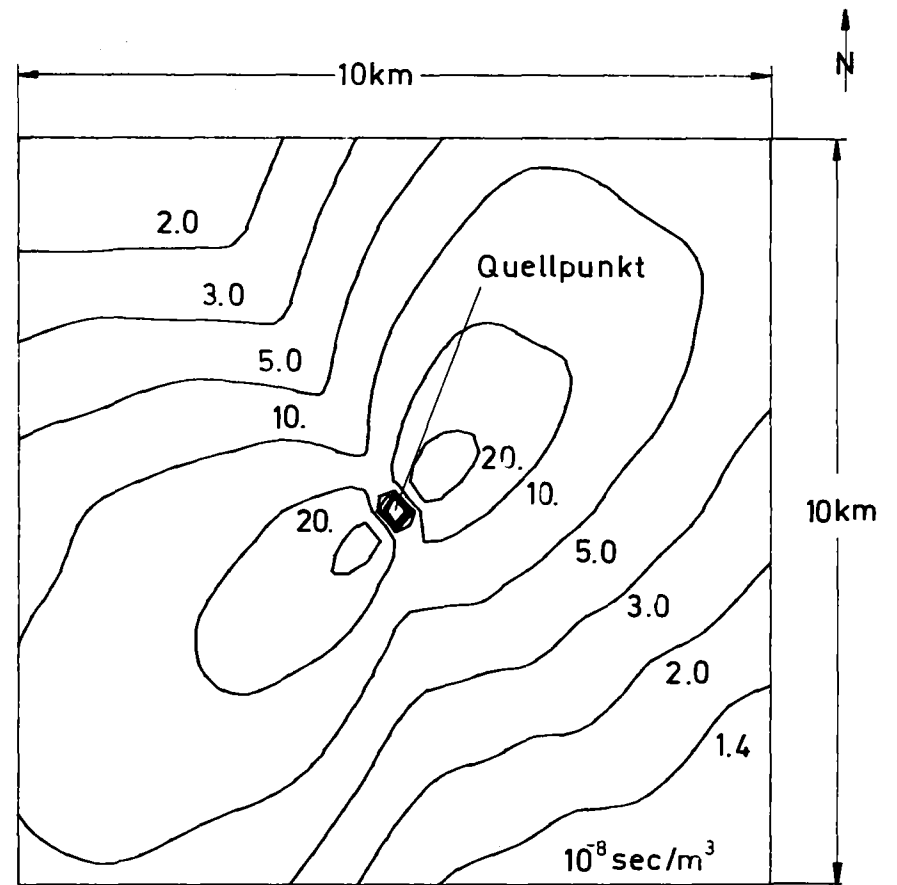
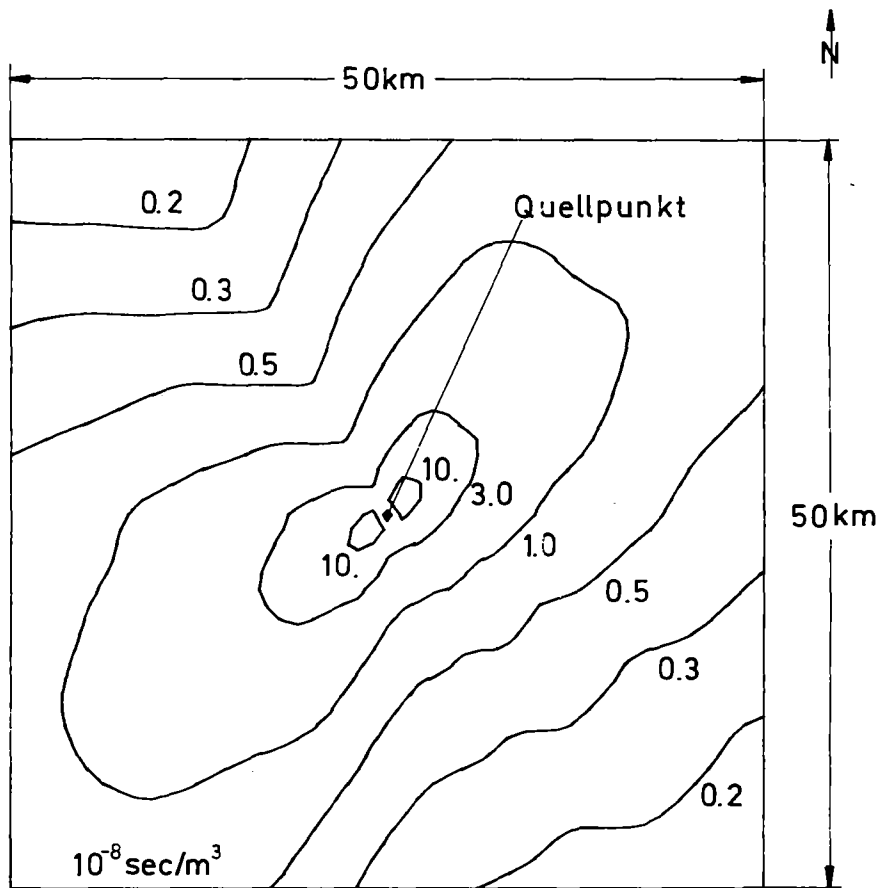


Abbildung 4.2: Lokale Verteilung der Langzeitausbreitungsfaktoren im 50 x 50 km- und 10 x 10 km-Raster.
 Emissionshöhe: 100 m Wetterstation: FRANKFURT/M.

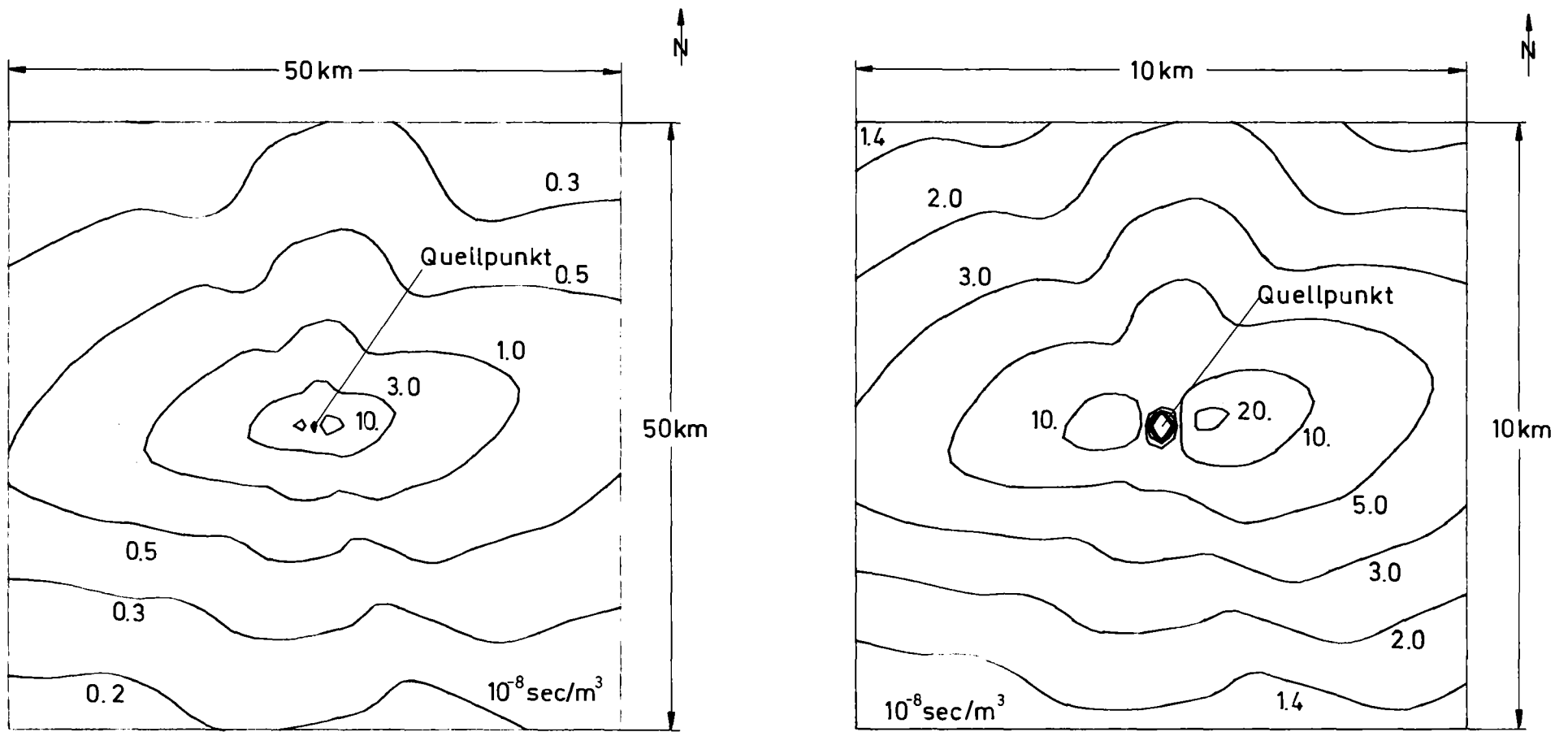


Abbildung 4.3: Lokale Verteilung der Langzeitausbreitungsfaktoren im 50 x 50 km- und 10 x 10 km-Raster.
 Emissionshöhe: 100 m Wetterstation: HANNOVER

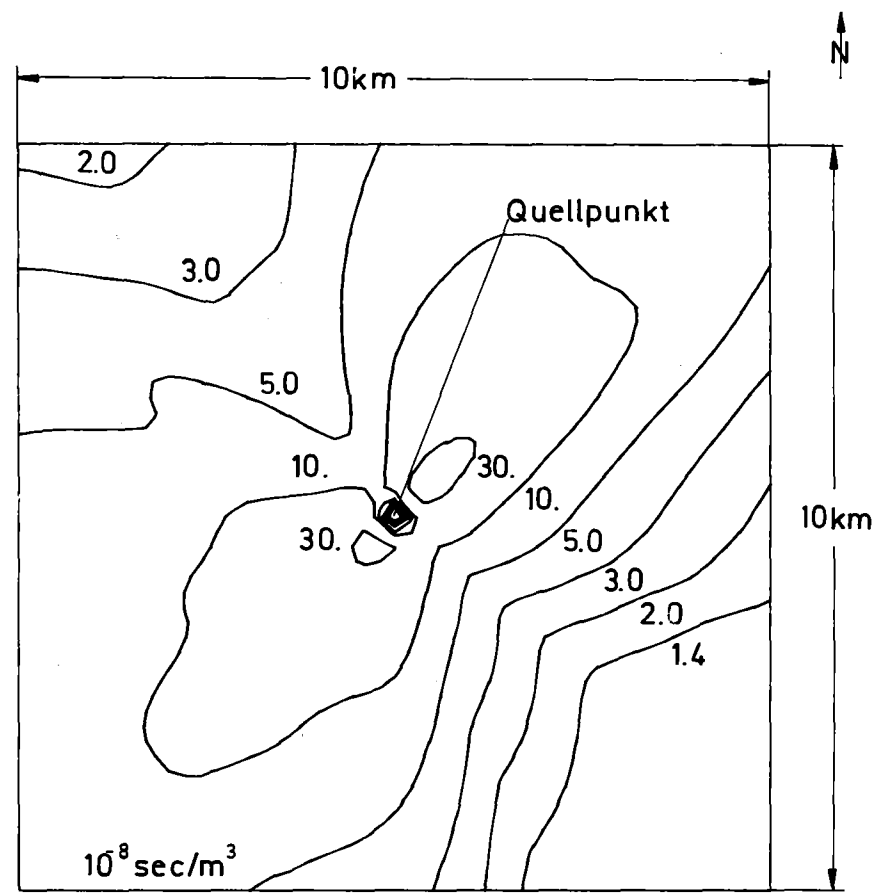
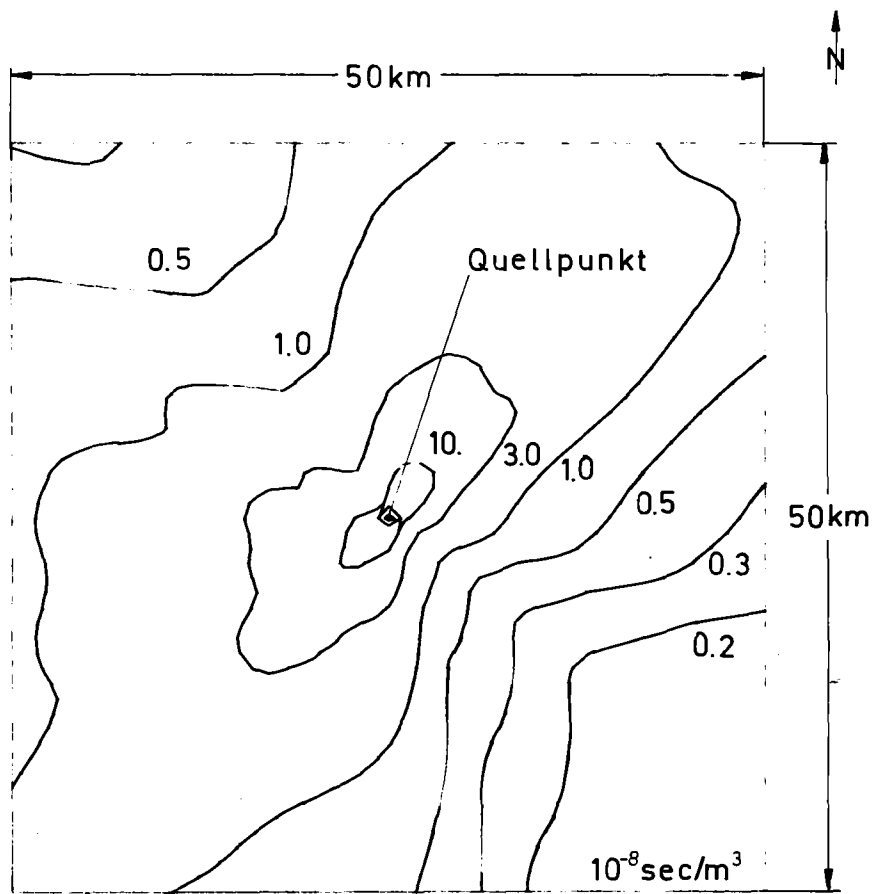


Abbildung 4.4: Lokale Verteilung der Langzeitausbreitungsfaktoren im 50 x 50 km- und 10 x 10 km-Raster.
 Emissionshöhe: 100 m Wetterstation: KARLSRUHE

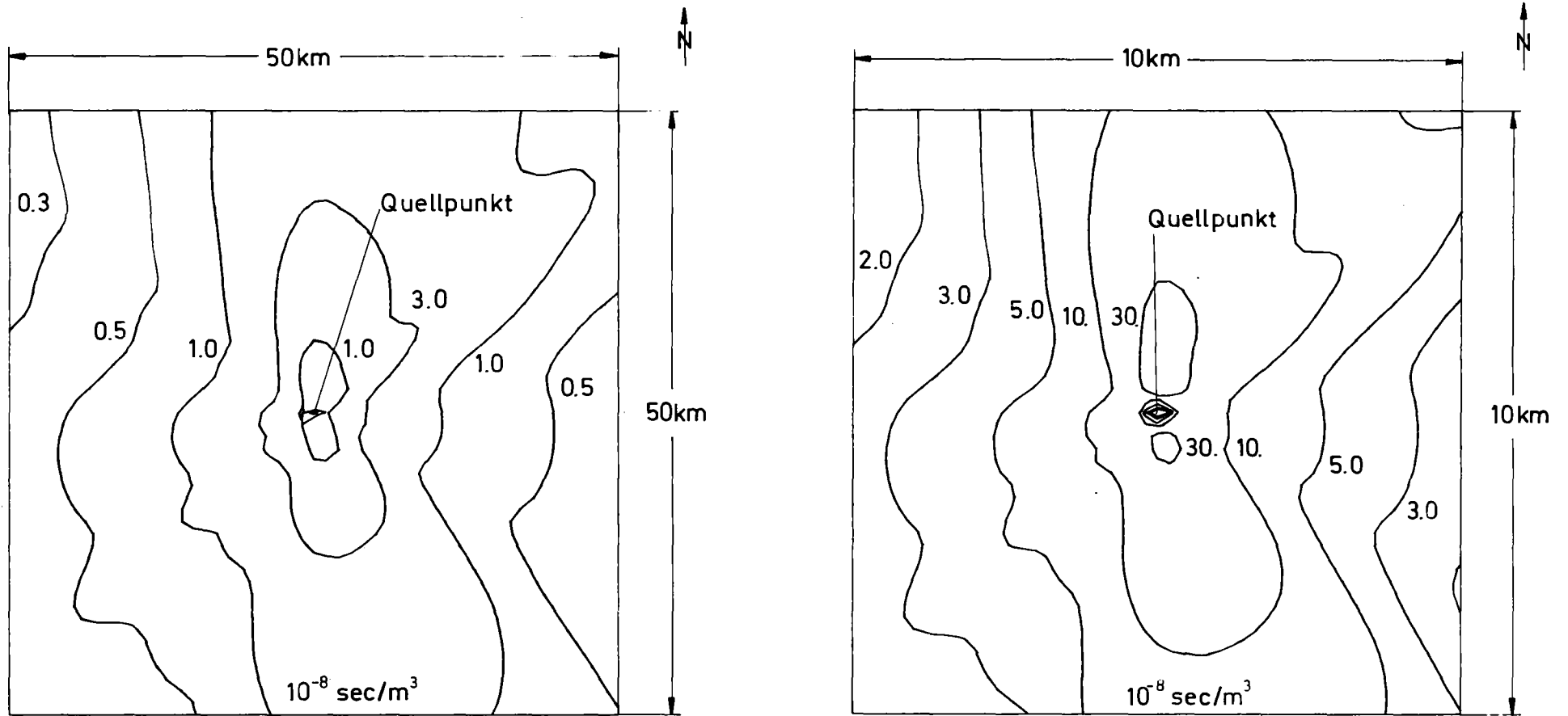


Abbildung 4.5: Lokale Verteilung der Langzeitausbreitungsfaktoren im 50 x 50 km- und 10 x 10 km-Raster.
 Emissionshöhe: 100 m Wetterstation: KASSEL

Quellpunkt. Es sind dabei jeweils Linien gleicher Ausbreitungsfaktoren (= Isolinien) im 50 x 50 km- und 10 x 10 km-Raster dargestellt. Die erhaltenen lokalen Verteilungen der Langzeitausbreitungsfaktoren weisen erhebliche Unterschiede in der Belastungsstruktur zwischen den betrachteten Standorten auf. So zeigt der Standort Emden (Abb. 4.1) keine eindeutige Windvorzugsrichtung, für die anderen Standorte gilt dies dagegen nicht. Für die Standorte Frankfurt/Main (Abb. 4.2) und Karlsruhe (Abb. 4.4) ist die Süd-West - Nord-Ost-Struktur sehr ausgeprägt, die Abbildung für den Standort Hannover (Abb. 4.3) weist auf häufige West- und Ostwindwetterlagen hin. Der Standort Kassel (Abb. 4.5) schließlich ist durch Süd- und Nordwindwetterlagen gekennzeichnet. Diese Zusammenstellung macht deutlich, daß bei jeder Standortwahl für kerntechnische Anlagen, bei der die radiologische Bevölkerungsbelastung berücksichtigt werden soll, eine detaillierte Standortanalyse notwendig ist, um insgesamt möglichst günstige Werte für die Kollektivbelastung zu erreichen.

4.2 Zukünftige Strahlenbelastung durch die geplante Kernenergiekapazität am Beispiel einer Modellregion (Oberrheingebiet)

Für eine Modellregion, das Oberrheingebiet, wird entsprechend den bisher bekannten Standortplanungen für Kernkraftwerksbauten bis 1985/90 eine Analyse der zu erwartenden Strahlenbelastung durchgeführt. Das Oberrheingebiet ist eine Region mit hoher Industrialisierungs- und Bevölkerungsdichte. Aufgrund vorliegender Planungen ist mit einem relativ starken Zubau an kerntechnischen Anlagen zu rechnen.

In Tab. 4.3 sind die Standorte mit den bereits in Betrieb bzw. im Bau befindlichen sowie den bis in den Zeitraum 1985/90 geplanten Anlagen zusammengestellt. Für den späteren Zeitraum wurden zwar Prognosen bekannt, diese enthalten aber keine speziellen Standortangaben mehr.

Tabelle 4.3: Kerntechnische Anlagen im Einzugsgebiet des Oberrheins bis 1985/90

Nr.	Ort	Fluß	Land	Leistung oder Kapazität (Typ +)	Name	Inbetriebnahme/ Stilllegung ++)	Referenz +++)
1	Rüthi	Rhein	CH	LWR 900 MWe		1981	ATW 1975;6/74
2	Mühleberg	Aare	CH	BWR 326 MWe		1972	ATW 1975
3	Graben-1 Graben-2	Aare	CH	BWR 1214 MWe BWR 1214 MWe		1981 1983	ATW 1975 ATW 1975
4	Gösgen-Däniken	Aare	CH	PWR 970		1977	ATW 1976
5	Inwil-1 Inwil-2	Reuss	CH	LWR 1000 MWe LWR 1000 MWe		1983 "1985"	ATW 1975 ATW 1975
6	Würenlingen Kernforschungs- zentrum	Aare	CH	RR 5 MWth RR 30 MWth	"Saphir" "Diorit"	1957 1960/1977	P.C.
7	Beznau-1 Beznau-2	Aare	CH	PWR 364 MWe PWR 364 MWe		1969 1971	ATW 1975 ATW 1975
8	Leibstadt	Rhein	CH	BWR 1000 MWe		1980	ATW 1976
9	Menzenschwand	Krunkelbach	D	UMn			
10	Schwörstadt-1 Schwörstadt-2 Schwörstadt-3	Rhein	D	LWR 1200 MWe LWR 1200 MWe LWR 1200 MWe		"1985" "1985" "1985"	ATW 1975 ATW 7/73 ATW 7/73
11	Kaiseraugst	Rhein	CH	BWR 925 MWe		1981	ATW 1976
12	Heitersheim	Rhein	D	FFP ca.300 t/yr UO ₂	"BBR"	1980	geschätzt von NIS
13	Fessenheim-1 Fessenheim-2 Fessenheim-3 Fessenheim-4	Rhein	F	PWR 930 MWe PWR 930 MWe PWR 957 MWe PWR 957 MWe		1976 1977 1981 1982	ATW 1976 ATW 1976 ATW 1975 ATW 1975
14	Wyhl-1 Wyhl-2	Rhein	D	PWR 1362 MWe PWR 1362		1981 1981	ATW 1976 ATW 1976

Tabelle 4.3: (Fortsetzung)

Nr.	Ort	Fluß	Land	Leistung oder Kapazität Typ +)	Name	Inbetriebnahme/ Stilllegung ++)	Referenz+++)
15	Lauterbourg	Rhein	F	LWR 1000 MWe		"1985"	BNN 13.2.75 BNN 6.6.75
16	Neupotz-1 Neupotz-2	Rhein	D	PWR 1300 MWe PWR 1300 MWe		1982 1984	ATW 1976 ATW 1976
17	Karlsruhe Kernforschungs- zentrum	Rhein	D	RR 40 MWth PHWR 60 MWth FRP 40 t/yr LMFR 20 MWe	"FR 2" "MZFR" "WAK" "KNK"	1961/1980 geschätzt 1966/1978 1971 1973	ATW 6/74
18	Philippsburg-1 Philippsburg-2	Rhein	D	BWR 900 MWe PWR 1362 MWe		1977 1981	ATW 1976 ATW 1976
19	Neckarwestheim-1 Neckarwestheim-2	Neckar	D	PWR 855 MWe PWR 845 MWe		1976 1982	ATW 1976 ATW 1976
20	Obrigheim	Neckar	D	PWR 345 MWe		1969	ATW 1975
21	Ludwigshafen-1 Ludwigshafen-2	Rhein	D	PWR 425 MWe PWR 400 MWe		1981 "1985"	ATW 1976 ATW 1976
22	Kirschgartshausen	Rhein	D	HTR 1150 MWe		1984	ATW 1975
23	Biblis-1 Biblis-2 Biblis-3 Biblis-4	Rhein	D	PWR 1204 MWe PWR 1300 MWe PWR 1300 MWe PWR 1300 MWe		1974 1976 1981 1983	ATW 1975 ATW 1975 ATW 1975 ATW 1975
24	Bamberg-Viereth	Main	D	LWR 1200 MWe		1982	ATW 9/72
25	Grafenrheinfeld-1 Grafenrheinfeld-2	Main	D	PWR 1300 MWe PWR 1300 MWe		1979 1981	ATW 1975 ATW 1975
26	Hörstein-1 Hörstein-2	Main	D	LWR 1300 MWe LWR 1300 MWe		"1985" "1985"	ATW 1975 ATW 1975
27	Kahl	Main	D	BWR 15 MWe		1961	ATW 1975

Tabelle 4.3: (Fortsetzung)

Nr.	Ort	Fluß	Land	Leistung oder Kapazität Typ +)	Name	Inbetriebnahme/ Stilllegung ++)	Referenz ⁺⁺⁺⁾
28	Wolfgang	Main	D	FFP 750 t/yr UO ₂	"RBU"	1965/69	NIS
	Wolfgang			FFP ca. 30 t/yr U+Th	"NUKEM"	1962	P.C.
	Wolfgang			FFP 40(10)t/yr UO ₂ +PuO ₂	"ALKEM"	1963	NIS
	Wolfgang			FFP ca. 3 t/yr U+Th	"HOBEC"	1971	P.C.

+) Erläuterungen der Abkürzungen siehe Seite 4-15

++) Soweit keine Jahreszahlen vorlagen wurde das Jahr "1985" angenommen

+++) P.C. = Private Mitteilung

ATW = Atomwirtschaft

NIS = Nuklear Ingenieur Service

BNN = Badische Neueste Nachrichten

Erläuterungen der Abkürzungen der Typen kerntechnischer Anlagen in Tab. 4.3:

BWR	= Siedewasser-Reaktor
HTR	= gasgekühlter Hochtemperatur-Reaktor
LMFR	= flüssigmetallgekühlter Schneller Reaktor
LWR	= Leichtwasser-Reaktor
PHWR	= Druck-Schwerwasser-Reaktor
PWR	= Druckwasser-Reaktor
RR	= Forschungs-Reaktor
UMn	= Uranerz-Mine
FFP	= Brennelemente-Fabrikation
FRP	= Wiederaufarbeitungs-Anlage

Die Berechnung der radiologischen Belastung innerhalb der Region bei Normalbetrieb kerntechnischer Anlagen beruht:

- auf den Standortangaben der Anlagen, den Zeitpunkten ihrer Inbetriebnahmen (s. Tab. 4.3) sowie den Ausflußraten. Letzteres sind gemittelte Meßwerte bei in Betrieb befindlichen Anlagen und angenommene Werte bei geplanten oder im Bau befindlichen Anlagen (s. Kap. 2);
- auf Modellen, die den Transport in der Atmosphäre und der Hydrosphäre sowie die begleitenden Ablagerungsvorgänge beschreiben⁺);
- auf Wetterklassenstatistiken aus den Sicherheitsberichten der betrachteten Anlagen und auf Ausbreitungsparametern aus /NESTER, K. (1976)/;
- auf Modellen und Annahmen über Bioakkumulations- und Transferprozesse in der Biosphäre, über die die Radionuklide den Menschen erreichen können⁺);
- auf der vorgegebenen ortsabhängigen Nahrungsmittelproduktion und Annahmen über die Nahrungsmittelversorgung der Bevölkerung;
- auf Angaben über die Bevölkerungsstruktur: Bevölkerungsdichte, Altersstruktur, Verbrauchergewohnheiten;
- auf Faktoren, die die resultierenden Strahlenfelder schließlich in organabhängige Dosisraten umrechnen.

⁺) Detaillierte Zusammenstellung der Modelle und Daten in /BAYER, A. (1978), SCHÜCKLER, M. (1978)/

Aufgrund der unterschiedlichen Freisetzungsarten, Transportphänomene und gegebenenfalls daran anschließenden Vorgänge in der Biosphäre unterscheidet man zwischen folgenden Bestrahlungspfaden, über die die Strahlung der emittierten Radionuklide den Menschen erreichen kann:

- 1.) bei gasförmiger Freisetzung mit der Abluft
 - 1.1 externe Bestrahlung durch die Aktivität der Abluftwolke
 - 1.2 externe Bestrahlung durch die am Boden abgelagerte Aktivität
 - 1.3 interne Bestrahlung durch die mit der Atemluft inkorporierte Aktivität
 - 1.4 interne Bestrahlung durch die mit den Nahrungsmitteln inkorporierte Aktivität.

- 2.) bei flüssiger Freisetzung mit dem Abwasser
 - 2.1 externe Bestrahlung durch die Aktivität des Wasserkörpers
 - 2.2 externe Bestrahlung durch die am Boden abgelagerte Aktivität (Überschwemmungsgebiet, Bewässerungsgebiet)
 - 2.3 interne Bestrahlung durch die mit dem Trinkwasser inkorporierte Aktivität
 - 2.4 interne Bestrahlung durch die mit den Nahrungsmitteln inkorporierte Aktivität (Fische, bewässerte Landprodukte)

Einige der für das Einzugsgebiet des Oberrheins für das Jahr "1985" berechneten Dosisraten sind für den Luftweg in den Abb. (4.6 bis 4.9) und für den Wasserweg in den Abbildungen (4.10 bis 4.12) dargestellt. Die Berechnung erfolgt mit Modellen, die in /BAYER, A. (1978), SCHÜCKLER, M. (1978) erläutert sind.

Diese berechneten Dosisraten sind als Ortsdosisraten zu verstehen, d.h. sie setzen einen ununterbrochenen Aufenthalt an den betreffenden Orten und den ortsgebundenen Anbau und die Produktion von Nahrungsmitteln sowie deren Verbrauch bzw. die 100 %-ige Nutzung des Flußwassers als Trinkwasser voraus. Die gezeigten Dosisraten sind über die Altersstruktur gemittelt und gelten daher für die durchschnittliche Person. Die Berechnung beruht neben den bereits getroffenen Feststellungen im wesentlichen auf folgenden Annahmen:



Abbildung 4.6: Ortsabhängige Ganzkörper-Dosisraten /mrem/a/ durch externe Bestrahlung aus der Wolke für den Zeitraum 1985/90

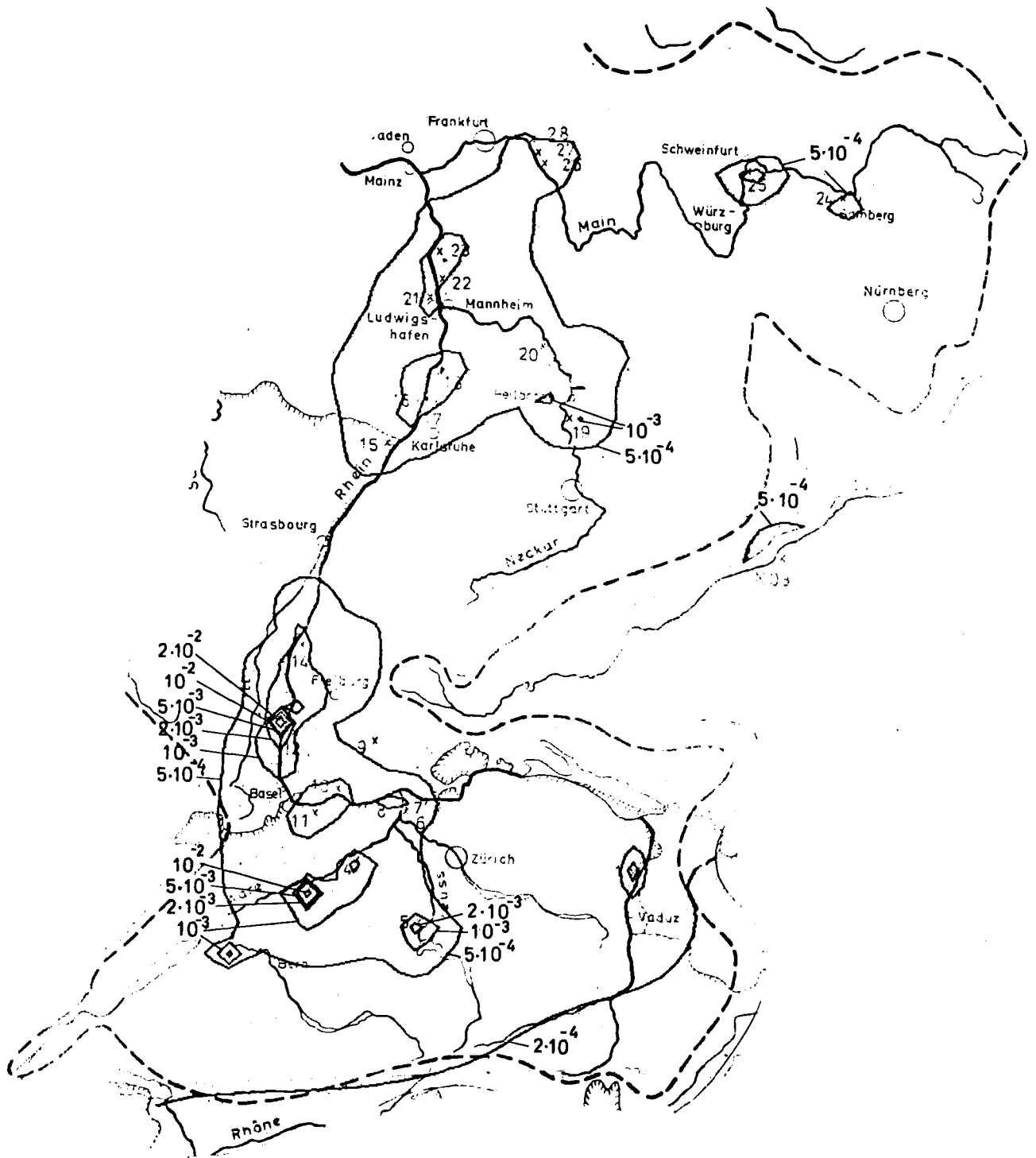


Abbildung 4.7: Ortsabhängige Ganzkörper-Dosisraten /mrem/a/ durch externe Bestrahlung vom Boden für den Zeitraum 1985/90

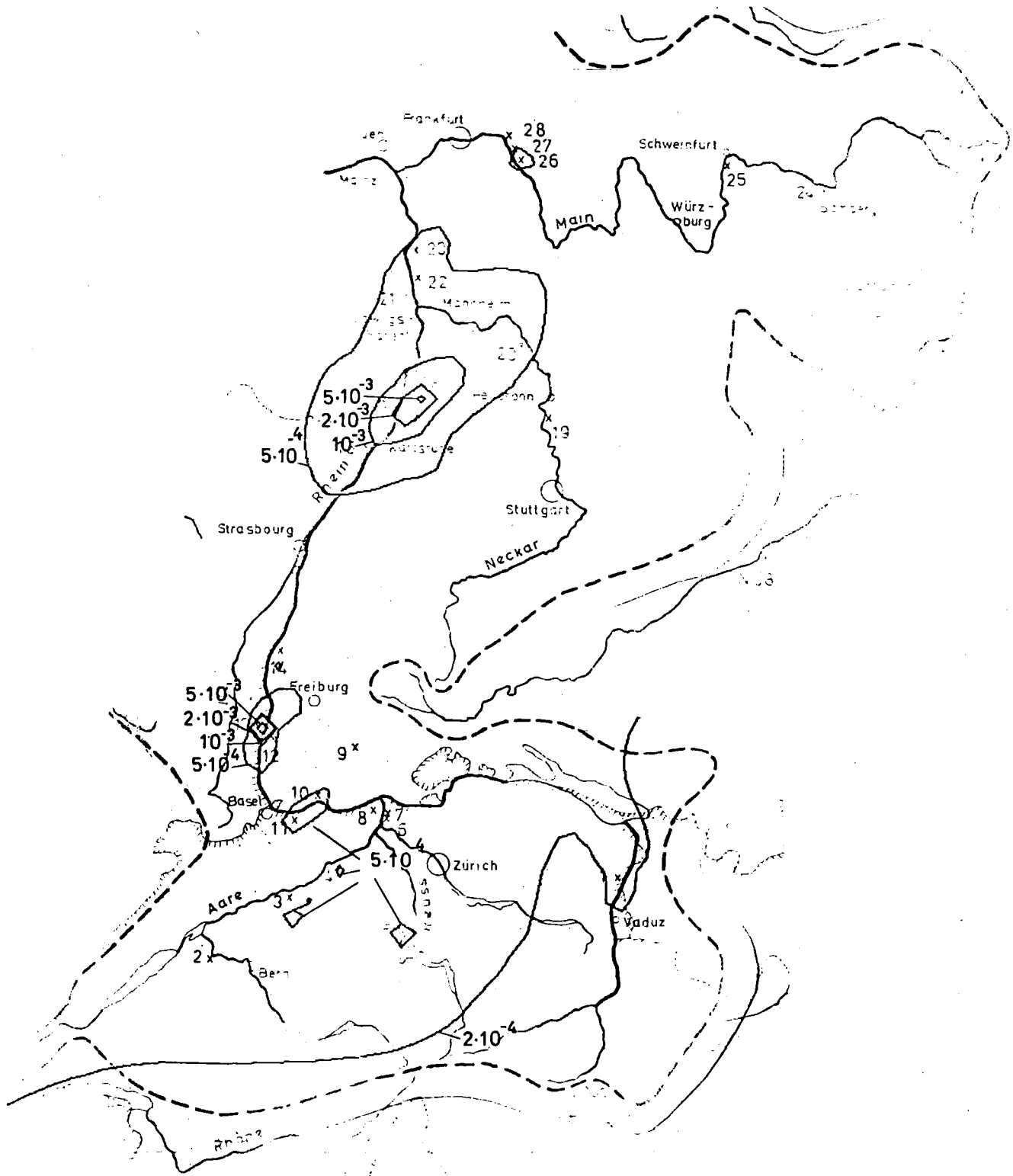


Abbildung 4.8: Ortsabhängige Ganzkörper-Dosisraten /mrem/a/ für die Durchschnittsperson durch Inhalation für den Zeitraum 1985/90

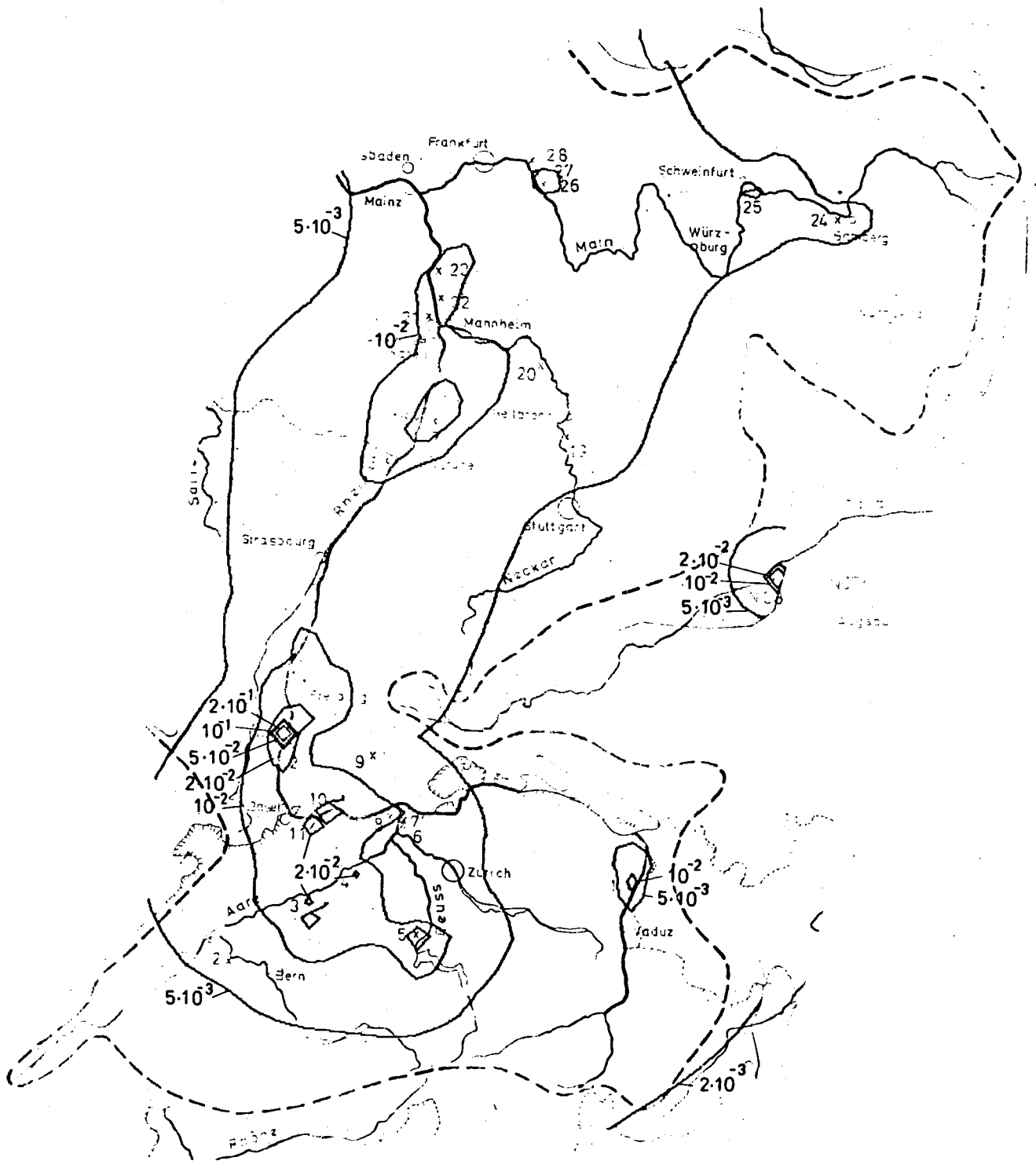


Abbildung 4.9: Ortsabhängige Ganzkörper-Dosisraten /mrem/a/ für die Durchschnittsperson durch Ingestion für den Zeitraum 1985/90

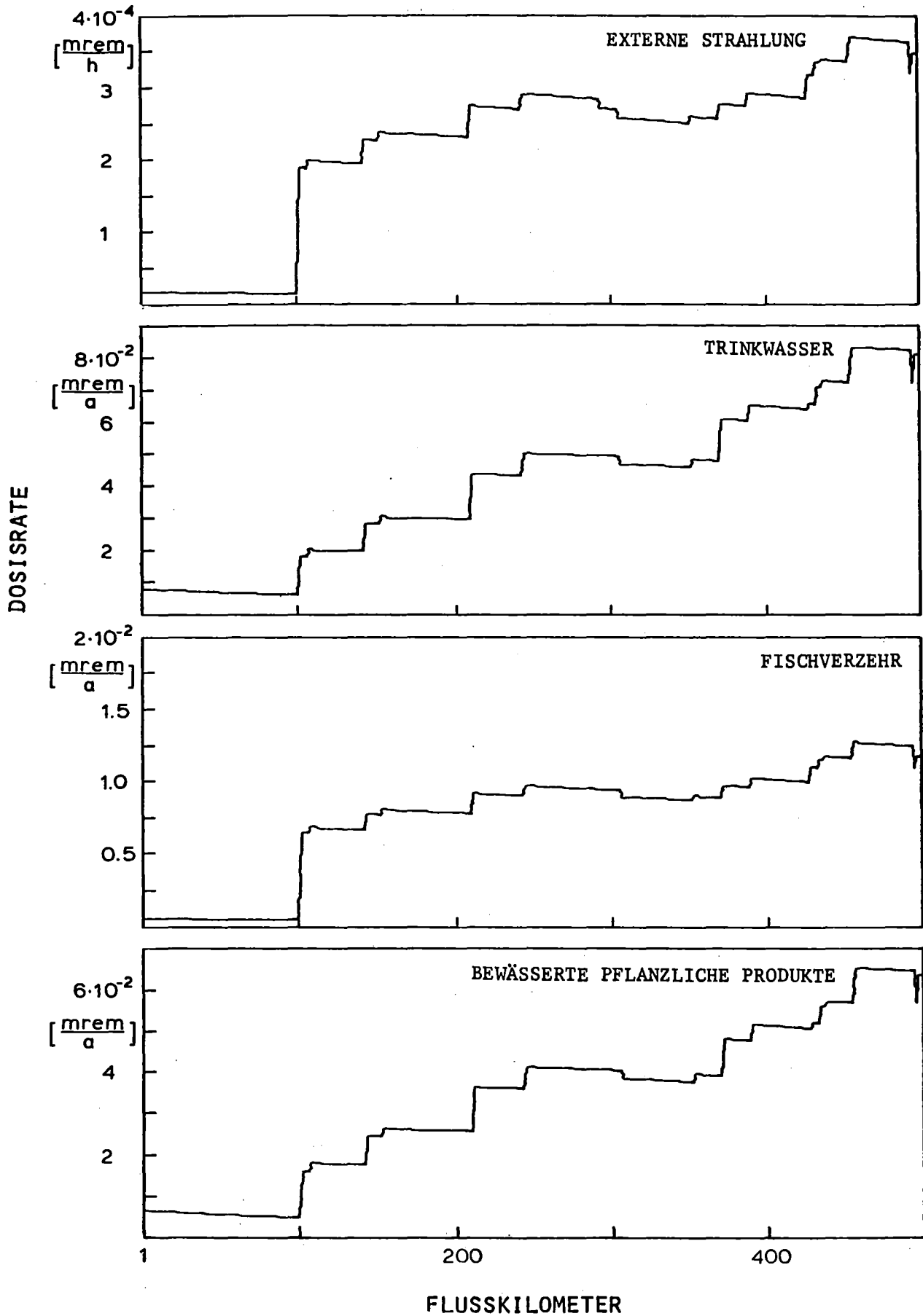


Abbildung 4.10: Ganzkörper-Ortsdosisraten am Rhein über verschiedene Belastungspfade für den Zeitraum 1985/90

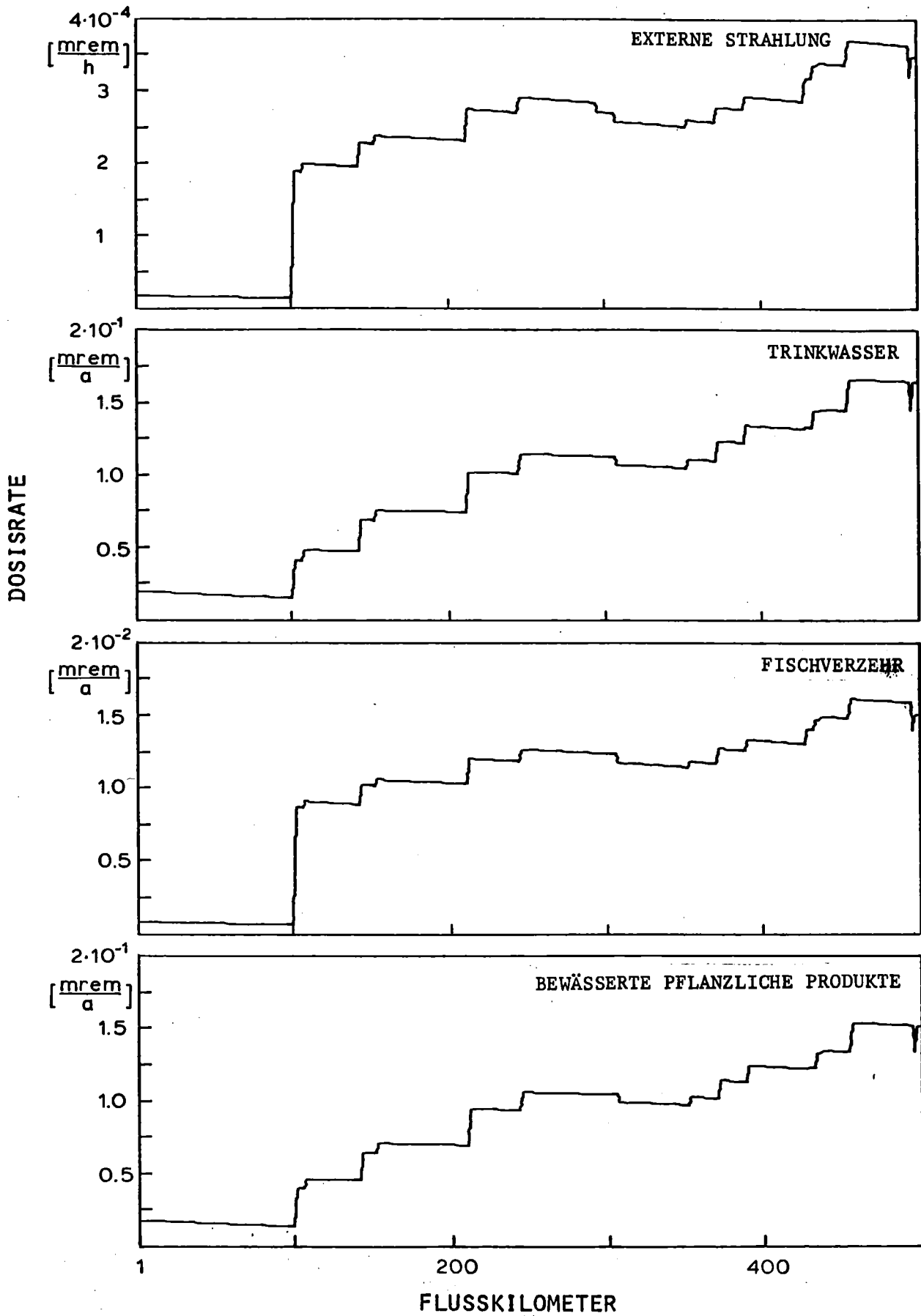


Abbildung 4.11: Knochen-Ortsdosisraten am Rhein über verschiedene Belastungspfade für den Zeitraum 1985/90

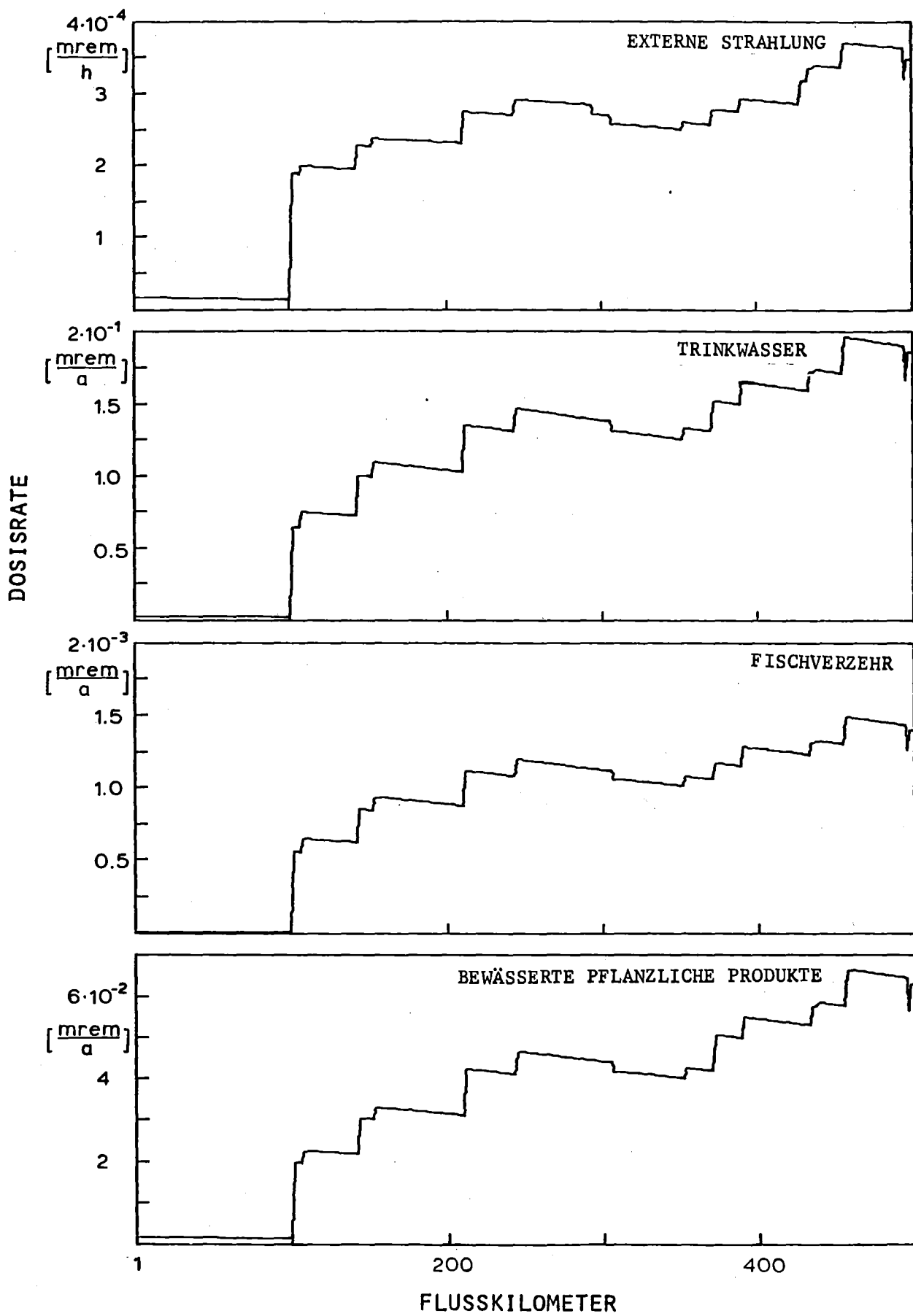


Abbildung 4.12: Schilddrüsen-Ortsdosisraten am Rhein über verschiedene Belastungspfade für den Zeitraum 1985/90

- die in Tab. 4.3 aufgeführten Anlagen sind 1985 tatsächlich in Betrieb
- die in Tab. 2.2 und 2.3 (Kap. 2.2) zusammengestellten Emissionsraten sind auch für das Jahr 1985 repräsentativ
- der Lebensmittel- und Trinkwasserverbrauch entspricht dem Bevölkerungsdurchschnitt /KALCKBRENNER, R. (1977)/.

Die unter diesen Voraussetzungen für die durchschnittliche Person ermittelten Maximalwerte der Dosisraten sind in der folgenden Tabelle zusammengestellt.

Tabelle 4.4: Maximalwerte der organspezifischen Dosisraten für verschiedene Expositionspfade

Expositionspfad	Maximalwerte der Organ-Dosisraten (durchschnittliche Person)		
	Ganzkörper	Knochen	Schilddrüse
<u>gasförmige Freisetzungen</u>			
Externe und interne ¹⁾ Bestrahlung /mrem/a/	0,64	0,91	2,3
<u>flüssige Freisetzungen</u>			
Externe Bestrahlung /mrem/h/ /mrem/200h/ ²⁾	$3,75 \cdot 10^{-4}$ $7,50 \cdot 10^{-2}$	$3,75 \cdot 10^{-4}$ $7,50 \cdot 10^{-2}$	$3,75 \cdot 10^{-4}$ $7,50 \cdot 10^{-2}$
Interne Bestrahlung Trinkwasser /mrem/a/ ³⁾ Fisch /mrem/a/ ⁴⁾ bewässerte Produkte /mrem/a/ ⁵⁾	$8,35 \cdot 10^{-2}$ $1,31 \cdot 10^{-2}$ $6,55 \cdot 10^{-2}$	$1,66 \cdot 10^{-1}$ $1,65 \cdot 10^{-2}$ $1,54 \cdot 10^{-1}$	$1,96 \cdot 10^{-1}$ $1,48 \cdot 10^{-3}$ $6,62 \cdot 10^{-2}$
Teilsumme ⁶⁾ /mrem/a/	0,24	0,41	0,34

Erläuterungen zu Tab. 4.4:

- 1) Es wird der ununterbrochene Aufenthalt am Ort sowie der "ortsfeste" Anbau und Verzehr aller Nahrungsmittel vorausgesetzt;
- 2) hier wurde die Aufenthaltsdauer von passionierten Sportanglern mit 200 h/a zugrundegelegt;
- 3) der Trinkwasserbedarf wird vollständig durch Flußwasser gedeckt;
- 4) der gesamte Süßwasser-Fischverzehr wird durch "ortsfeste" Fische gedeckt;
- 5) die gesamte pflanzliche Nahrung wird mit einer Rate von 100 mm Fließwasser/Wachstumsperiode bewässert;
- 6) diese Teilsumme ist eine obere Abschätzung, die ein gemeinsames Auftreten der Einzelpfade voraussetzt.

Vergleicht man diese Dosisraten mit

- den bestehenden gesetzlichen Bestimmungen
- der natürlichen Strahlenbelastung
- der anthropogenen Strahlenbelastung durch andere Quellen (Medizin, Kernwaffentests),

so stellt man fest, daß die hier berechnete Strahlenbelastung durch die Kerntechnik über den Wasserweg um ein bis zwei Größenordnungen niedriger liegt.

Der Zeitraum bis 1985/90 stellt jedoch erst den Beginn des großtechnischen Einsatzes der Kernenergie dar. Unter der Voraussetzung eines gleichbleibenden Emissionsverhaltens neu hinzukommender Anlagen ist es deshalb denkbar, daß bei einem weiteren Zubau kerntechnischer Anlagen zu einem späteren Zeitpunkt die gesetzlichen Richtwerte erreicht werden und somit die radiologische Kapazität einer Region erreicht wird. Bei einer Annäherung der Dosisraten an die vorgeschriebenen Grenzwerte müssen dann Vorkehrungen getroffen werden - i.a. durch Herabsetzen der pro Anlage freigesetzten Aktivitätsmenge -, damit diese nicht überschritten werden.

4.3 Radiologische Belastung durch die weltweite Kerntechnik

In Abschnitt 4.2 wurde die radiologische Belastung der Bevölkerung betrachtet, die von den Emissionen jener Anlagen verursacht wird, die ihren Standort in der betrachteten Region haben. Darüber hinaus leisten auch Radionuklide mit sogenannter 'globaler Bedeutung' (i.a. Radionuklide mit ausreichend langen Halbwertszeiten sowie entsprechendem Transportverhalten), die von den weltweit verbreiteten kerntechnischen Anlagen emittiert werden, einen weiteren Beitrag zur Gesamtbelastung durch die Kerntechnik. Dazu zählen dann auch jene von den Anlagen einer Region emittierten Radionuklide, die nach Verlassen der Region durch geophysikalische Zirkulationsprozesse wieder in den Bereich der Region zurückgetragen werden.

Die Radionuklide mit 'globaler Bedeutung' kann man vereinfacht in folgende drei Gruppen einteilen:

- 1) Tritium (H-3), Kohlenstoff-14 (C-14), Krypton-85 (Kr-85)
- 2) Strontium-90 (Sr-90), Jod-129 (J-129), Caesium-137 (Cs-137)
- 3) Aktiniden (z.B. Pu-239, Pu-240 u.s.w.).

Bei der ersten Gruppe kommt es nach der Freisetzung (in Form von H_2O , CO_2 bzw. Edelgasen) relativ rasch zu einer globalen Verbreitung. Die zweite und dritte Gruppe enthalten zwar Radionuklide mit ausreichend langen Halbwertszeiten, doch erfolgt hier die Verbreitung über die sich abwechselnden Prozesse von Ablagerung und Resuspension wesentlich langsamer. Dies gilt besonders für die dritte Gruppe; bei dieser sind außerdem auch die Modelle für das Transportverhalten noch nicht zufriedenstellend entwickelt. Bei der zweiten und dritten Gruppe muß man sich daher im Augenblick noch mit Inventarangaben zufriedengeben.

Unter Zugrundelegung von Prognosen für die Entwicklung der weltweiten Kerntechnik, die in Abb. 4.13 wiedergegeben sind ⁺⁾ , wurden die für den Zeitraum bis zum Jahre 2000 aufgrund der Emission von H-3, C-14 und Kr-85 zu erwartenden Dosisraten ermittelt. Es wird dabei von zwei möglichen Entwicklungslinien - einem hohen und einem niedrigeren Zubau - ausgegangen.

⁺⁾ Siehe Teilstudie I: "Anforderungen an die Versorgung mit Kernbrennstoffen und mögliche Versorgungsprobleme bei einem großtechnischen Einsatz der Kernenergie in der Bundesrepublik Deutschland".

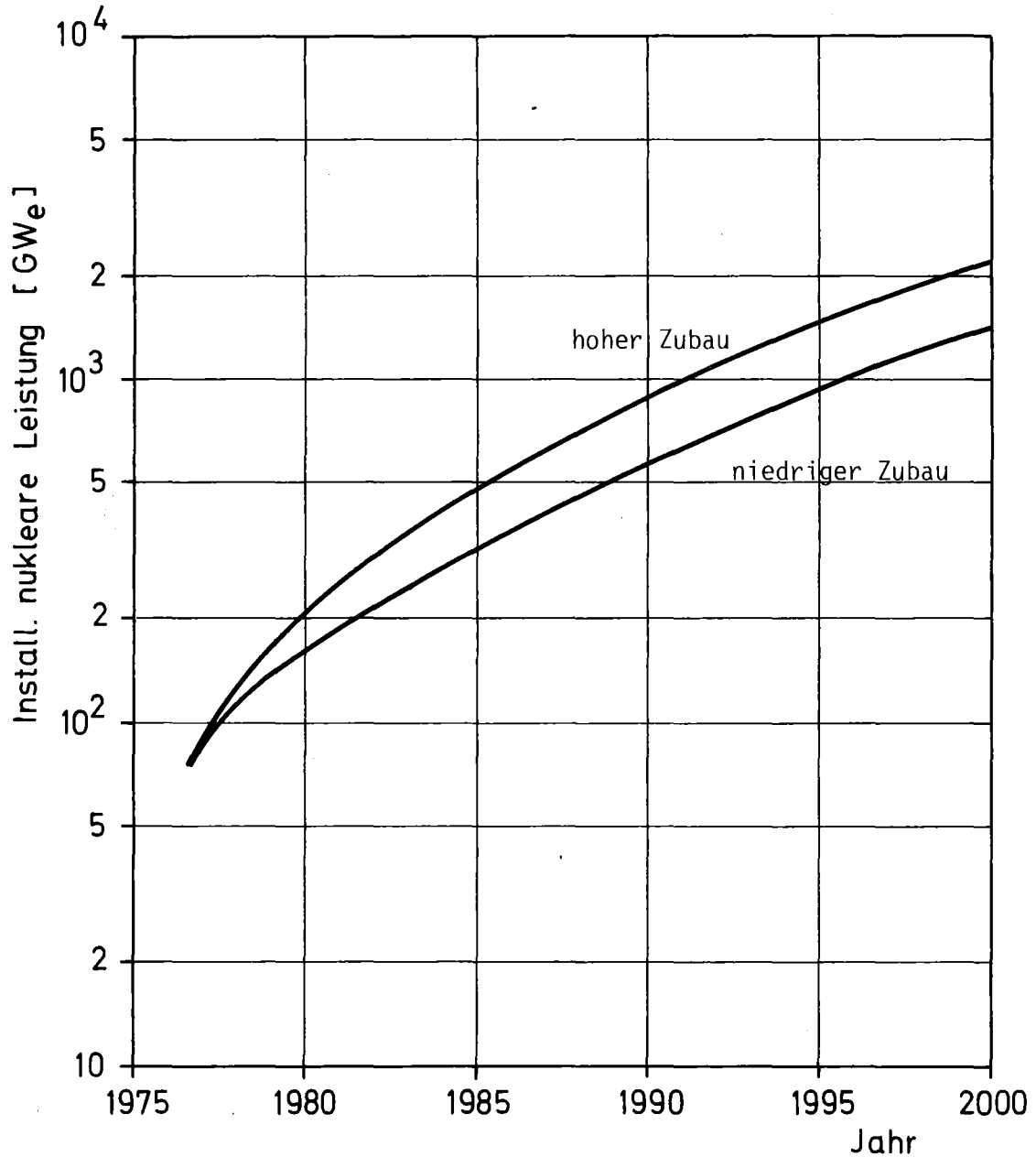


Abbildung 4.13: Prognose für die Entwicklung der installierten nuklearen Leistung^{+) .}

+) Siehe Teilstudie I: "Anforderungen an die Versorgung mit Kernbrennstoffen und mögliche Versorgungsprobleme bei einem großtechnischen Einsatz der Kernenergie in der Bundesrepublik Deutschland".

Die Summen-Freisetzungsraten für den gesamten Kreislauf wurden den Zusammenstellungen der Emissionen in Kap. 2 entnommen. Es wurde angenommen, daß keine Rückhaltung der Radionuklide erfolgt (DF = 1). Diese Annahme ist sehr konservativ, da zumindest für Kr-85 Rückhaltetechnologien entwickelt werden und im Labormaßstab auch bereits erprobt wurden. So ist für die deutsche Wiederaufarbeitungsanlage eine Kr-85-Rückhaltung von 95 % vorgesehen (DF = 20) /DWK (1977)/. Die Berechnung der Konzentration erfolgte mithilfe der vom UK-RPB /KELLY, G.N. et al. (1976)/ verwandten Modelle. Zur Berechnung der H-3-Konzentration wurde ein 4-Boxen-Modell angewandt: Oberflächenwasser und Tiefseewasser, jeweils der nördlichen und der südlichen Hemisphäre. Zur Berechnung der C-14-Konzentration wurden dem Modell vier weitere Boxen hinzugefügt: Humusschicht und Troposphäre, wieder jeweils der nördlichen und der südlichen Hemisphäre. Zur Berechnung der Kr-85-Konzentration schließlich wurde wiederum ein 4-Boxen-Modell angenommen: die Troposphäre wurde in je zwei Gürtel der nördlichen Hemisphäre und der südlichen Hemisphäre eingeteilt.

Die für den 35-60° N-Breitengrad-Gürtel erzielten Ergebnisse sind aus den Abb. 4.14 und 4.15 ersichtlich. In Abb. 4.14 werden die Gonadendosisraten durch H-3-, C-14- und Kr-85-Emissionen angegeben. In Abb. 4.15 wird die Ganzkörperdosisrate durch C-14-Emissionen und die Hautdosisrate durch Kr-85-Emissionen gezeigt. Den größten Beitrag zur Gonadendosisrate liefert C-14; im Jahre 2000 liegt diese bei Zugrundelegung der verschiedenen Prognosen und der angenommenen Freisetzungsraten im Bereich von 0,01 bis 0,04 mrem/a. Die Gonadendosisraten durch Kr-85 sind um etwa den Faktor 5 kleiner als die C-14-Dosisraten, und die H-3-Gonadendosisraten liegen um etwa eine Größenordnung unter denen von C-14. Die Hautdosisrate durch Kr-85 hingegen liegt unter den getroffenen Annahmen 'weltweite vollständige Freisetzung' im Jahre 2000 bereits bei 1 bis 2,5 mrem/a.

Die Dosisraten für C-14 wurden unter Zugrundelegung der jetzigen CO₂-Konzentration in der Luft berechnet. Aufgrund des voraussichtlich ebenfalls zunehmenden Verbrauchs fossiler Brennstoffe wird auch der atmosphärische CO₂-Gehalt weiterhin ansteigen. Folglich wird die tatsächliche von C-14 herrührende Dosisrate, die proportional dem C-14/C-stabil-Verhältnis ist, voraussichtlich unter der berechneten liegen. Unter Zugrundelegung einer von der OECD für die Zukunft geschätzten Wachstumsrate des Verbrauchs

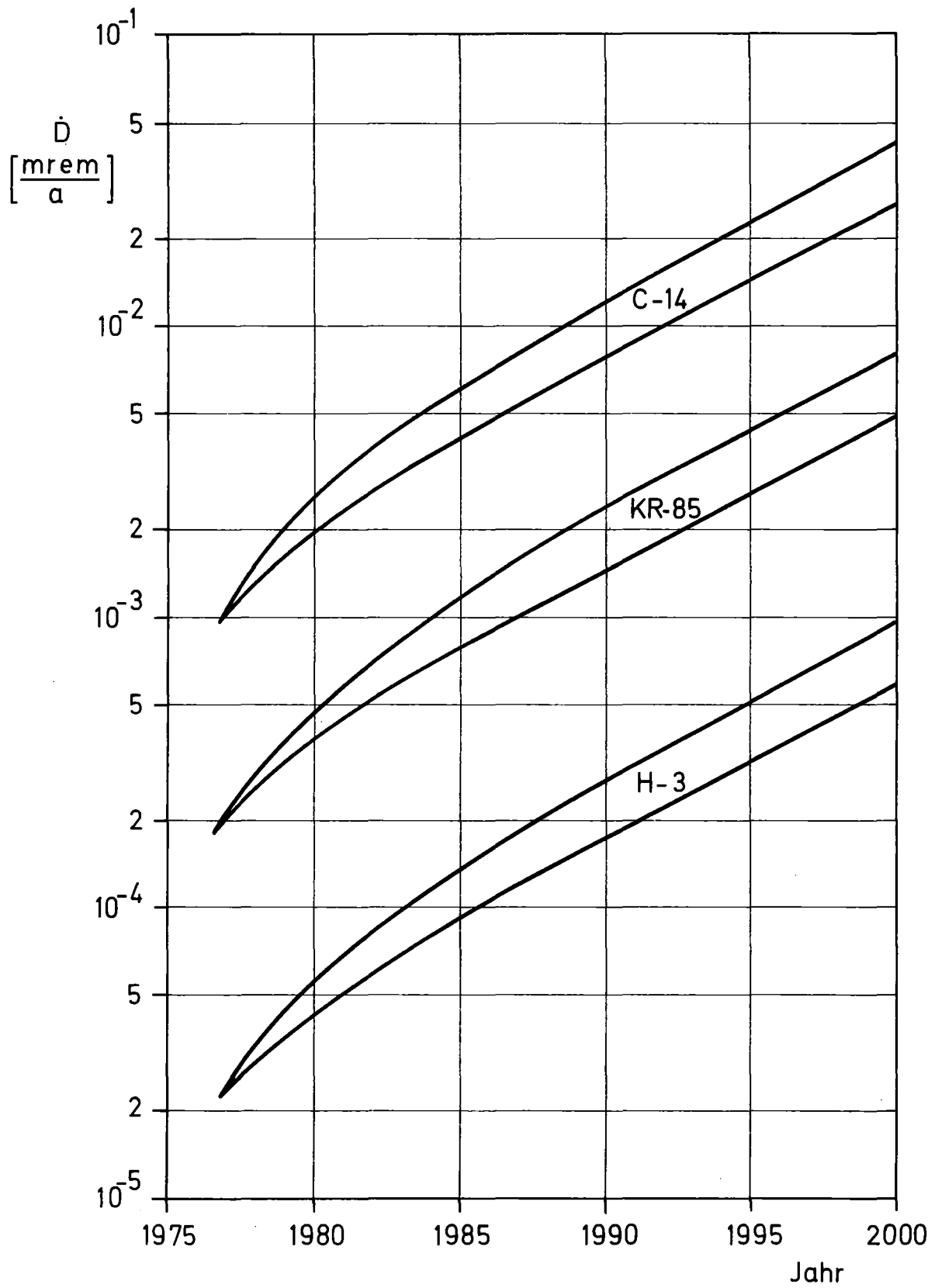


Abbildung 4.14: Globale Gonadendosisraten durch Kohlenstoff (C-14)-, Krypton-85 (Kr-85)- und Tritium (H-3)-Emissionen

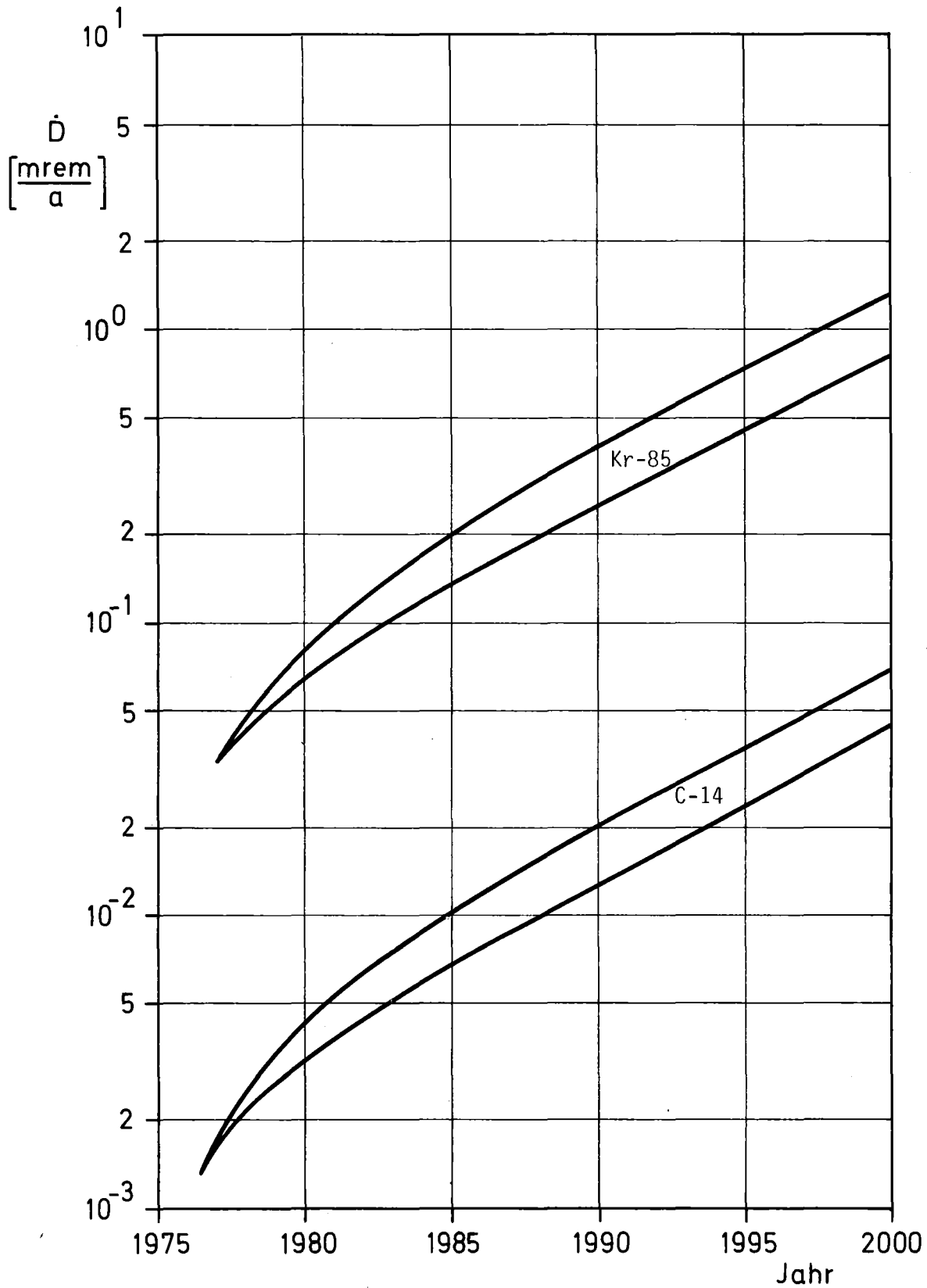


Abbildung 4.15: Globale Ganzkörperdosisrate durch Kohlenstoff-14 (C-14)-Emission und globale Hautdosisrate durch Krypton-85 (Kr-85)-Emission

fossiler Rohstoffe von 3,5 %/a, ergeben sich aufgrund des ansteigenden CO₂-Gehalts der Luft /ZIMMER, K.E. (1977)/ für den Zeitraum um 1985 Reduktionsfaktoren im Bereich von ca. 0,95 (3 %/a) bis 0,9 (4 %/a) und für den Zeitraum um 2000 im Bereich von ca. 0,9 (3 %/a) bis 0,8 (4 %/a).

Tab. 4.5 zeigt einen Vergleich der Gonadendosisraten aufgrund der zu erwartenden Energieerzeugung durch Kernenergie bis zum Jahre 2000, der natürlichen H-3- und C-14-Inventare und der bis zum Jahre 1975 durchgeführten Kernwaffentests. Es wurde dabei von dem hohen Prognosewert für den Kernenergieeinsatz ausgegangen. Die Belastungswerte durch Emissionen aus Kernwaffentest wurden /KIEFER, H., KOELZER, W. (1977), BAYER, A. (1974) und BURKART, W. (1977)/ entnommen, die Strahlenbelastung aus natürlichen Inventaren ist in Abschn. 6.1 näher beschrieben.

Tabelle 4.5: Vergleich der Gonadendosisraten durch verschiedene Quellen in mrem/a

Nuklid	Energieerzeugung durch Kernenergie im Jahr 2000	Natürliche Inventare	Emissionen aus Kernwaffentests (1975)
H-3	0,001	0,001	0,02
C-14	0,04	0,7	0,3
Kr-85	0,008	-	-

Der Vergleich zeigt, daß bei H-3 die Belastung durch kerntechnische Anlagen erst gegen Ende dieses Jahrhunderts die Größe der natürlichen Belastung erreichen wird, während bei C-14 die Belastung durch die kerntechnischen Anlagen um das Jahr 2000 noch etwa eine Größenordnung unter der natürlichen liegen wird. Für Kr-85 hat dieser Vergleich keine Bedeutung, da natürliches Inventar und das Inventar durch Kernwaffentests vergleichsweise gering sind /HILBERT, F. (1974)/.

Niedrigere Dosisraten durch kerntechnische Anlagen gegenüber den hier berechneten sind beim Einbau von Dekontaminationsanlagen, vor allem in Wiederaufarbeitungsanlagen, zu erwarten. Eine realistische Abschätzung des Einflusses der dadurch verringerten Abgaben auf die globale Belastung bis zum Jahre 2000 ist jedoch heute wegen der unzureichenden Kenntnisse über die Auslegung von Wiederaufarbeitungsanlagen in allen mit der Kerntechnik befaßten Ländern noch nicht möglich. Diese anzustrebende Reduktion der Abgaberaten wird voraussichtlich weniger durch eine internationale weltweite Absprache über die Limitierung der globalen Abgaberaten eingeleitet, sondern wahrscheinlich eher durch nationale Gesetze zur Begrenzung der maximalen Ortsdosis in der Nachbarschaft von Wiederaufarbeitungsanlagen herbeigeführt werden. Dekontaminationsfaktoren, die man für große Wiederaufarbeitungsanlagen in Westeuropa anstrebt und auch für realisierbar hält, sind: H-3:DF=10 und Kr-85:DF=10². Weltweit angewandt, würden sie langfristig die zu erwartende Konzentration von H-3 um den Faktor 10 und die von Kr-85 um den Faktor 100 erniedrigen. Nur in Westeuropa angewandt, würde diese mögliche Verminderung der globalen Belastung nur zu ca. 22 % ^{+) er-}reicht. Der Abtrennung von C-14 wurde, da dieses kein lokales Problem darstellt, noch nicht die gleiche Aufmerksamkeit geschenkt wie der Abtrennung von Kr-85. Aufgrund der globalen Bedeutung von C-14 für die Gonaden-Dosisrate wird man jedoch langfristig auch hier bestrebt sein, eine Verminderung der Abgaberaten herbeizuführen.

+) Abgeschätzt auf der Grundlage von P_{nukl} (Westeuropa): P_{nukl} (Welt)
 = 0,22:1 /KELLY, G.N., et al. (1976)/.

Literatur zu Kapitel 4:

BAYER, A.

Radiologische Belastung im Oberrheingebiet durch
kerntechnische Anlagen
Kernforschungszentrum Karlsruhe, KFK-Nachrichten 3/1974

BAYER, A.

Modelle zur Berechnung der radiologischen Belastung
durch kerntechnische Anlagen bei Normalbetrieb
Teil I: Luftweg
Kernforschungszentrum Karlsruhe, Bericht (in Vorbereitung)
(1978)

BMI (BUNDESMINISTERIUM DES INNERN)

Allgemeine Berechnungsgrundlagen für die Bestimmung
der Strahlenexposition durch Emission radioaktiver
Stoffe mit der Abluft
Empfehlung der Strahlenschutzkommission, Okt. 1977

BURKART, W.

C-14: Radiologische Umweltbelastung durch Kernkraft-
werke
Bericht EIR-309 (1977)

DWK (DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR WIEDERAUFARBEITUNG VON
KERNBRENNSTOFFEN)

Bericht über das in der Bundesrepublik Deutschland
geplante Entsorgungszentrum für ausgediente Brenn-
elemente aus Kernkraftwerken
Hannover, September 1977

HILBERT, F.

Erzeugung und Freisetzung von radioaktiven Krypton-
und Xenonisotopen durch Kernreaktoren und Wiederauf-
arbeitungsanlagen und die voraussichtliche radiolo-
gische Belastung bis zum Jahr 2000
Kernforschungszentrum Karlsruhe, KFK-Bericht 2035
(1974)

KALCKBRENNER, R.

Altersabhängige Nahrungsmittel - Verbrauchsdaten zur
Ermittlung der Dosisbelastung über den Ingestionspfad
(1977) unveröffentlicht

KELLY, G.N., JONES, J.A., BRYANT, P.M., MORLEY, F.
The Predicted Radiation Exposure of the Population of
the European Community Resulting from Discharges of
Krypton-85, Tritium, Carbon-14 and Iodine-129 from
the Nuclear Power Industry to the Year 2000
Report of the Commission of the European Communities
Doc. V/2676/75 (1976)

KIEFER, H., KOELZER, W. (Hrsg.)
ASS-Jahresbericht 1976
Kernforschungszentrum Karlsruhe, KFK-Bericht 2433
(1977)

NESTER, K.
Abschätzung des Einflusses der Rauigkeit auf die
Diffusionsparameter für verschiedene Stabilitätszu-
stände der Atmosphäre
Staub-Reinhaltung-Luft 36 (1976), S. 371-375

SCHÜCKLER, M.
Modelle zur Berechnung der radiologischen Belastung
durch kerntechnische Anlagen bei Normalbetrieb
Teil II: Wasserweg
Kernforschungszentrum Karlsruhe, Bericht (in Vorbereitung)
(1978)

ZIMMER, K.E.
Das CO₂-Problem
Atomwirtschaft 22 (1977), S. 516-518

5. Zum Störfallverhalten von kerntechnischen Anlagen

In einer Vergleichsstudie über die Umweltauswirkungen verschiedener Reaktorkonzepte sollten im Idealfall außer Normalbetriebsbedingungen auch Störfälle untersucht und entsprechende Belastungsrechnungen durchgeführt werden. Dies ist im Rahmen dieser Studie nicht möglich, da einmal die entsprechenden Fachstudien noch bearbeitet werden, z.B. die deutsche LWR-Sicherheitsstudie /BIRKHOFER, A., u.a. (1977)/, und weiterhin die Sicherheitskonzepte der fortgeschrittenen Reaktortypen in den letzten Jahren mehrfach überarbeitet wurden. In diesem Kapitel wird daher nur ein Überblick über das Störfallverhalten der verschiedenen Reaktortypen gegeben. Es wird auf das typbedingte Störfallrisiko eingegangen, weiterhin werden einige Auslegungsstörfälle behandelt und die entsprechenden Sicherheitsvorkehrungen beschrieben. Dabei wird auch auf den Stand der laufenden F+E-Arbeiten zur Reaktorsicherheit eingegangen.

Für die LWR-Wiederaufarbeitungsanlage werden die sogenannten Auslegungsstörfälle aufgezeigt, gegen deren Auswirkungen die Anlage ausgelegt ist. Für einen dieser Auslegungsstörfälle, den Kritikalitätsstörfall, werden auch Rechnungen zur Strahlenbelastung durchgeführt. Es wird dabei ein Ansatz vorgestellt, der es gestattet, Dosiswerte zu errechnen, die für bestimmte Auftretenshäufigkeiten vorkommender Wetterlagen nicht überschritten werden. Auch die während des Ausbreitungsvorganges entstehenden Tochternuklide werden dabei berücksichtigt.

5.1 Das Störfallverhalten des Leichtwasserreaktors (LWR)

Eine Darstellung des Störfallverhaltens von Reaktoren muß sich mit den grundsätzlichen Möglichkeiten und Auswirkungen von Störfällen befassen. Es werden dabei die sog. Auslegungsstörfälle und die hypothetischen Störfälle unterschieden. Auslegungsstörfälle sind solche, deren Auftreten bei der Konstruktion des Reaktors für möglich gehalten wird und für die deshalb

Vorsorgemechanismen eingebaut werden, so daß zwar der Betriebsablauf erheblich gestört werden kann, eine wesentliche Beeinträchtigung der Umgebung jedoch nicht erfolgt. Auslegungsstörfälle müssen in dem Sicherheitsbericht der betreffenden Anlage bezüglich ihrer möglichen Auswirkungen und der vorgesehenen Sicherheitsvorkehrungen behandelt werden.

Hypothetische Störfälle sind solche, die wegen ihrer außerordentlich geringen Wahrscheinlichkeit bei der Auslegung der Anlage in der Regel nicht berücksichtigt werden ⁺). Sie spielen jedoch im Rahmen der vorliegenden bzw. in Arbeit befindlichen Reaktorsicherheitsstudien /RASMUSSEN, N., et al. (1975), BIRKHOFER, A., u.a. (1977)/ eine Rolle.

5.1.1 Spezifische Eigenschaften des LWR

Von allen Reaktortypen liegen derzeit für den Leichtwasserreaktor die umfangreichsten Betriebserfahrungen vor. Dieser Reaktortyp weist die folgenden physikalisch bedingten Sicherheitseigenschaften auf:

- Eine Temperaturerhöhung des Reaktorkerns hat eine Reaktivitätsabnahme zur Folge (negativer Dopplerkoeffizient). Eine Temperaturerhöhung wird dadurch wirksam begrenzt /KARAM, R.A. (1976)/.
- Verringert sich die Dichte des Kühlmittels (Erwärmung bei Reaktivitätssteigerungen, Blasenbildung, teilweiser Kühlmittelverlust durch Lecks in den Leitungen), so sinkt die Reaktivität (negativer Voidkoeffizient ⁺⁺).
- Die Kontrolle der Kettenreaktion gelingt wie bei jedem Reaktor durch die verzögerten Neutronen ⁺⁺⁺). Sie werden nicht unmittel-

+) Eine Ausnahme bildet das Schnellbrüter-Prototypkraftwerk SNR-300, bei dem auch umfangreiche Auslegungsmaßnahmen zur Beherrschung hypothetischer Störfälle ergriffen wurden.

++) Ausnahme beim Druckwasserreaktor, s.u.

+++) siehe Anhang 1

bar bei der Spaltung frei, sondern erst nach einer gewissen Verzögerungszeit in der Größenordnung von 10 sec. Ihr Anteil an der Gesamtneutronenzahl ist recht hoch ($\beta \approx 0,0075$ im Leichtwasserreaktor). Plötzliche Reaktivitätserhöhungen mit einer Zunahme der Neutronen, die geringer ist als die Anzahl der verzögerten Neutronen, lassen sich deshalb regelungstechnisch gut beherrschen. Der Reaktor befindet sich nicht im prompt-kritischen Zustand.

- Im Leichtwasserreaktor ist die geometrische Konfiguration derart, daß für die Aufrechterhaltung der Kettenreaktion fast optimale Bedingungen vorliegen. Dadurch wird die Bildung von Anordnungen höherer Kritikalität, die zu einer unkontrollierten Reaktivitätssteigerung führen könnte, nahezu ausgeschlossen /KARAM, R.A. (1976)/.
- Der Reaktorkern wird mit normalem Wasser gekühlt, das relativ ungefährlich und bezüglich seiner Eigenschaften gut bekannt ist.

Eigenschaften, die für die Sicherheit negativ zu werten sind:

- Um ausreichend hohe Temperaturniveaus zu erhalten, sind im Leichtwasserreaktor relativ hohe Drücke erforderlich. Dies stellt erhöhte Anforderungen an die Konstruktion und Fertigung berstsicherer Druckgefäße und Rohrleitungen.
- Nach Abschalten des Reaktors fällt die Leistungserzeugung nicht sofort auf Null ab, sondern liegt für einige Stunden bis Tage noch im Prozentbereich der Nennleistung. Dies bedeutet, daß auch nach einem Störfall für die sogenannte Nachwärme-Abfuhr Sorge zu tragen ist. Anderenfalls könnte es zum Kernschmelzen und möglicherweise zum Durchschmelzen in die Umgebung mit katastrophalen radioaktiven Belastungen kommen.
- Beim Druckwasserreaktor kann, entgegen dem oben Gesagten, von einer bestimmten Borkonzentration im Kühlwasser an der Voidkoeffizient positiv werden, da Bor Neutronen absorbiert und seine Entfernung aus dem Core-Bereich deshalb die Reaktivität erhöht. Ferner ist das Bor verantwortlich für die Bildung größerer Tritiummengen /KARAM, R.A. (1976), STOLL, P. (1976)/.

Eine prompt-kritische Energiefreisetzung mit explosionsartigem Charakter ist bei Leichtwasserreaktoren ausgeschlossen. Entsprechende Vorkehrungen sind deswegen nicht erforderlich.

Dagegen stellt das sich im Reaktor ansammelnde radioaktive Inventar ein erhebliches Gefahrenpotential dar. Zum Schutz der Umgebung gegen radioaktive Spalt- und Folgeprodukte sowie Direktstrahlung sind deshalb mehrere Barrieren in der Reaktoranlage vorgesehen /OLDEKOP, W. (1974)/:

- Der Brennstoff wird von gasdicht verschweißten Hüllrohren umgeben;
- die Umwälzung des Reaktorkühlmittels erfolgt in einem völlig geschlossenen Kreislauf;
- Reaktordruckbehälter und Kreisläufe sind mit einer biologischen Abschirmung aus Beton umgeben;
- die Reaktorkreisläufe sind von einem leckdichten Sicherheitsbehälter umgeben;
- der gesamte Sicherheitsbehälter ist von einer Beton-Sekundärabschirmung umgeben.

Diese passiven Sicherheitseinrichtungen werden ergänzt durch aktive Sicherheitssysteme, die, für gleiche Funktionen, mehrfach vorhanden sind (Redundanz). Um systematische Fehler oder das Versagen redundanter Systeme durch gemeinsame Ursachen (common mode failure) zu vermeiden, werden gleiche Funktionen durch verschiedenartige Sicherheitseinrichtungen abgedeckt (Diversität).

Zu den aktiven Sicherheitssystemen gehören die folgenden Einrichtungen:

- die Reaktorschnellabschaltung
- die Notstromversorgung
- der hermetische Abschluß aller Systemdurchführungen durch den Sicherheitsbehälter

- das Einspeisesystem zur Kühlung des Reaktorkerns (Nachwärmeabfuhr)
- die kontrollierte Abgabe von Luft und Gas über Filter in den Abluftkamin
- die Rückpumpung von Leckagen aus dem Sicherheitsbehälter in diesen zurück
- das Reaktorschutzsystem. Es nimmt laufend Meßwerte auf, verarbeitet sie und löst im Bedarfsfalle insbesondere die oben genannten maschinentechnischen Sicherheitseinrichtungen aus.

Für alle Reaktorsysteme sind einwandfreie Konstruktions- und Betriebsverfahren erforderlich. Als Vorsorge zur Erhaltung von Zuverlässigkeit und Qualität wird eine fortlaufende Kontrolle durch regelmäßige Wiederholungsprüfungen durchgeführt.

5.1.2 Auslegungsstörfälle

Im folgenden soll auf einige der wichtigsten Auslegungsstörfälle eingegangen werden.

(1) Reaktivitätsstörfall beim unkontrollierten Ausfahren von Steuerstäben

Durch Fehler im Regelsystem oder infolge Fehlbedienung ist es denkbar, daß die Steuerstäbe mit maximaler Geschwindigkeit aus dem Reaktorkern ausfahren. Dadurch ergibt sich eine Zunahme der Reaktivität, die beim Anfahren eines Reaktors aus dem unterkritischen Zustand möglicherweise zu einer Reaktorschnellabschaltung führt, im Leistungsbereich jedoch durch den Leistungsgrenzwert bzw. den Filmsiedegrenzwert begrenzt wird.

(2) Reaktivitätsstörfall bei Borentzug

Beim Druckwasserreaktor führt ein unkontrollierter Borentzug, beispielsweise durch Einspeisen von vollentsalztem Wasser in den Primärkreis,

zu einer Reaktivitätserhöhung. Sie kann durch Einfahren der Steuerstäbe kompensiert werden.

(3) Reaktivitätsstörfall bei Kaltwassereinbruch

Infolge des besonders am Abbrandende stark negativen Kühlmitteltemperaturkoeffizienten bedeutet ein Absinken der Kühlmitteltemperatur eine Zunahme der Reaktivität. Eine - allerdings äußerst geringe - Temperaturabsenkung ist lediglich beim Einschalten einer bis dahin nicht in Betrieb befindlichen Hauptkühlmittelpumpe denkbar. Sie kann ebenfalls durch Einfahren der Steuerstäbe kompensiert werden.

(4) Ausfall von Hauptkühlmittelpumpen

Der Ausfall von Hauptkühlmittelpumpen wird durch Überwachung des Durchsatzes bzw. der Pumpendrehzahl festgestellt. Voraussetzung für einen unterbrechungslosen Weiterbetrieb des Reaktors beim Ausfall oder bei einer Drehzahlverringerung einer Hauptkühlmittelpumpe ist, daß die Reaktorleistung in kurzer Zeit reduziert wird (Steuerstäbe). Möglicherweise ist auch eine Reaktorschnellabschaltung erforderlich.

(5) Notstromfall

Im Normalbetrieb wird der Eigenbedarf eines Kernkraftwerks vom eigenen Generator gedeckt. Bei Ausfall des Generators wird der Eigenbedarf auf das Netz umgeschaltet. Bei gleichzeitigem Ausfall des Generators und des Netzes laufen die Hauptkühlmittelpumpen aus und es erfolgt Reaktorschnellabschaltung. Notstromdieselaggregate decken dann den Notleistungsbedarf des Kraftwerkes einschließlich der Leistung für die Nachzerfallswärmeabfuhr.

(6) Störungen in der Wärmeabfuhr

Bei Störungen in der Leistungsabgabe erfolgt Lastabwurf, und die Turbine wird auf den Eigenbedarf der Anlage abgefahren. Tritt zusätzlich ein vollständiger Ausfall der Wärmesenke auf, so wird die Reaktorleistung durch die Steuerstäbe reduziert oder es erfolgt eine Reaktorschnellabschaltung.

Der Ausfall der Speisewasserversorgung führt zum Absinken des Wasserstandes in den Dampferzeugern. Bei einem Mindestwasserstand wird die Reaktorschnellabschaltung ausgelöst. Die Abfuhr der Nachzerfallsleistung erfolgt über die redundant vorgesehene Notspeisewasserversorgung.

(7) Störungen von außen

Sie können beispielsweise verursacht werden durch Erdbeben, Tornados oder explosive Gase, die in unmittelbarer Nähe des Kernkraftwerkes freigesetzt werden. Das Containment und der Reaktor sind so ausgelegt, daß größere Schäden, verbunden mit einer Beeinträchtigung der Umwelt, nicht auftreten können. Dies gilt seit einiger Zeit auch für den Flugzeugabsturz, obwohl dieser Unfall wegen seiner extrem geringen Wahrscheinlichkeit den Charakter eines hypothetischen Störfalles hat.

Weitere äußere Störungen sind als Folgen terroristischer oder kriegerischer Handlungen denkbar.

5.1.3 2F-Bruch der Hauptkühlmittelleitung

Zu der Klasse der zuvor diskutierten Störfälle gehört auch der schlagartige, vollständige Bruch einer Hauptkühlmittelleitung nahe am Reaktor-Einlaßstutzen. Verglichen mit den anderen Auslegungstörfällen führt dieser Bruch bei den meisten Schutzeinrichtungen und Reaktorkomponenten zu den schärfsten Beanspruchungen. Der Bruch einer Hauptkühlmittelleitung nahe am Einlaßstutzen wurde deshalb häufig als größter anzunehmender Störfall bzw. Unfall (GaU) bezeichnet. Einige wichtige Aspekte dieses Störfalles werden im folgenden etwas genauer diskutiert.

Bei einem sehr schnellen Bruch im Zeitbereich weniger Millisekunden laufen scharfe Druckentlastungswellen in das Innere des Reaktors und führen zu dynamischen Belastungen und Verformungen der Druckbehältereinbauten. Damit besteht die Gefahr, daß wegen Einklemmens der Steuerstäbe das Reaktorabschaltssystem beeinträchtigt wird und wegen verformter Kühlkanäle die Nachwärmeabfuhr nicht ordnungsgemäß funktioniert. Es wird deswegen der Nach-

weis verlangt, daß bei einer schnellen Druckentlastung insbesondere der Kernmantel, der den Reaktorkern umgibt und in gewisser Weise abschirmt, keine unzulässig großen Deformationen erfährt. Bei den bisher üblichen Auslegungsverfahren werden in einem ersten Schritt zunächst die sich ausbildenden, stark transienten Strömungs- und Druckfelder bestimmt. Erst in einem zweiten Schritt werden aus den Differenzdrücken die Verformungen berechnet. Bei dieser Vorgehensweise bleibt unberücksichtigt, daß die sich verformenden Wände ihrerseits Druckfelder induzieren, die eine Tendenz zum Abbau der Belastung haben. Die bisher üblichen Auslegungsverfahren sind deswegen als konservativ anzusehen. Um den Grad dieser Konservativitäten und damit letztlich den verbleibenden Abstand zwischen Beanspruchungs- und Versagenspunkt genauer bestimmen zu können, werden zur Zeit sehr umfangreiche Forschungsvorhaben durchgeführt. Sie schließen full-scale Blowdown-Experimente am ehemaligen HDR-Reaktor /KRIEG, R., u.a. (1977)/ und die Entwicklung fortgeschrittener Rechenprogramme zur gekoppelten fluid-strukturmechanischen Analyse (Rückwirkung der Verformung auf die Druckbelastung) mit ein.

Nach dem teilweisen Verlust des Kühlmittels tritt das Notkühlsystem in Aktion. Es ist für jeden Kühlkreislauf einmal vorhanden und besteht aus einem Druckspeicher, der sich innerhalb des Sicherheitsbehälters befindet, sowie einem außerhalb aufgestellten Flutbehälter mit Sicherheitseinspeisepumpe (Hochdruck) und Nachkühlpumpe, die im Niederdruckzustand das Kühlwasser umwälzt. Es wird sowohl in den heißen als auch in den kalten Strang eines jeden Kühlkreislaufes eingespeist /SMIDT, D. (1976)/. Kleine Lecks werden durch die Sicherheitseinspeisepumpen kompensiert. Bei einem großen Leck, das beim GaU angenommen wird, drücken zunächst die Druckspeicher Wasser in das Primärsystem. Gleichzeitig laufen die Pumpen an und speisen zuerst vom Flutbehälter und nach dessen Entleerung vom Reaktorsumpf in das Primärsystem ein. Die Wärmeabfuhr erfolgt über Nachkühler.

Wesentlich ist, daß während der Notkühlvorgänge keine unzulässigen Erhöhungen der Brennstabtemperaturen auftreten. Anderenfalls sind starke Brennstabhüllrohrdehnungen und möglicherweise Hüllrohrbersten zu befürchten. Dadurch könnten die Kühlkanäle so weit eingeengt und blockiert werden, daß eine ordnungsgemäße Nachwärmeabfuhr nicht mehr gewährleistet ist. Um diese

Mechanismen im Detail zu untersuchen, werden entsprechende theoretische und experimentelle Arbeiten an Einzelstäben und Stabbündeln durchgeführt /MEYDER, R., et al. (1977)/. Bisher ergab sich, daß Hüllrohrdehnungen von mehr als 33 %, die zum Berühren benachbarter Stäbe führen, nur unter bestimmten Bedingungen erreicht oder überschritten werden und auf relativ kurze Längenabschnitte von etwa drei Hüllrohrdurchmessern begrenzt sind /WIEHR, u.a. (1977)/.

Das beim Bruch einer Hauptkühlmitteleitung austretende und sofort verdampfende Kühlmittel führt außerdem zu einer erheblichen Beanspruchung des Containments. Detaillierte, experimentelle Untersuchungen der Strömungsvorgänge innerhalb von Volldruck-Containments werden am ehemaligen HDR-Reaktor durchgeführt.

Noch komplexer sind die Vorgänge bei Containments mit Druckabbausystemen, die bei Siedewasserreaktoren üblich sind. Der aus dem Primärsystem austretende Dampf wird in einen großen Wasserpool geleitet und dort kondensiert. Wie Großversuche zeigen /KADLEC, J., MÜLLER, R.A. (1975)/, treten dabei stark transiente Vorgänge auf, z.B. der Kollaps von Dampfblasen im Wasserpool, was zu beachtlichen Schwingungsanregungen des Containments führen kann. Modelle zur Beschreibung der transienten Kondensationsprozesse sind sehr parameterempfindlich und benötigen deshalb zu ihrer Absicherung umfangreiche Experimente /CLASS, G. (1977)/. Je nach Typ des Druckabbausystems haben bei den Containmentschwingungen (Kugelschalenschwingungen) die mitzubewegenden Wassermassen des Pools einen erheblichen Einfluß auf die Frequenzen und Schwingungsformen, d.h. es liegen gekoppelte fluidstrukturdynamische Probleme vor, ganz ähnlich wie bei der zuvor diskutierten Kernmantelbeanspruchung /GÖLLER, B., et al. (1978)/. Ihre detaillierte Analyse erfordert z.T. neuartige, recht aufwendige mathematische Methoden. Bisher durchgeführte Rechnungen bestätigen die Funktionstüchtigkeit des Druckabbausystems auch bei den sehr selten auftretenden GaU-Beanspruchungen.

5.1.4 Hypothetische Störfälle

Die bisher bekannteste Untersuchung über die Risiken und Folgen hypothetischer Störfälle ist der sog. Rasmussen-Bericht /RASMUSSEN, N., et al.

(1975)/. In diesem Bericht werden Sicherheitsanalysen durchgeführt, die jeden denkbaren Störfall bezüglich seiner Eintrittswahrscheinlichkeit untersuchen und die Auswirkungen, die durch diesen Störfall verursacht werden, erfassen. Es werden dabei "Ereignisketten" für die Auswirkungen des Versagens von beliebigen Einzelteilen und Komponenten untersucht und wahr-scheinlichkeitstheoretisch bewertet. Die Ausfallwahrscheinlichkeiten werden aus Vergleichsdaten von bereits im Einsatz befindlichen Komponenten oder aus experimentell gewonnenen Werten ermittelt. Das Produkt aus Eintritts-wahrscheinlichkeit und Auswirkung ergibt das durch den Störfall verursachte Risiko. Die Rasmussen-Studie kommt zu dem Ergebnis, daß in den USA andere zivilisatorische oder naturbedingte Risiken, was die wirtschaftlichen Schäd- den angeht, größenordnungsmäßig 1000 mal, was die menschlichen Opfer angeht, 10 000 mal größer sind als das Risiko von 100 Kernkraftwerken. Die Studie macht auch deutlich, daß schwerwiegende hypothetische Störfälle keineswegs zu so extrem großen Schadensfolgen führen, daß sie das Ausmaß aller bisher aufgetretenen Katastrophen überschreiten.

Die Ergebnisse der Rasmussen-Studie sind nicht ohne weiteres auf die Bun- desrepublik Deutschland übertragbar, da hier sowohl hinsichtlich der Stand- ort- und Bevölkerungsdichte als auch hinsichtlich der Auslegung der Kern- kraftwerke und ihrer Sicherheitskonzepte andere Verhältnisse herrschen. Die deutsche Reaktorsicherheitsstudie (DRS), die der Bundesminister für For- schung und Technologie im Frühjahr 1976 in Auftrag gegeben hat, soll daher das mit dem Betrieb eines Druckwasserreaktors (Biblis B) verbundene Risiko unter deutschen Standortbedingungen ermitteln /GRS (1977)/. Die Durch- führung der DRS geschieht in zwei Arbeitsphasen. Für die erste sind weitgehend die Methoden und Annahmen übernommen worden, die in der Rasmussen-Studie verwendet worden sind. Vertiefende Untersuchungen, die über die Begrenzung der Rasmussen-Studie hinausgehen und für die neueste Ergebnisse der Sicherheitsforschung berücksichtigt werden sollen, werden in der zweiten Phase der Studie aufgenommen.

Einige wesentliche Punkte der bisher bereits durchgeführten Arbeiten sollen hier skizziert werden:

Ausgehend von sog. auslösenden Ereignissen werden Störfallabläufe in ihrem zeitlichen und physikalischen Verlauf bis hin zu möglichen Spaltprodukt-freisetzen verfolgt. Auf der Grundlage der anlagendynamischen Untersuchungen werden Wahrscheinlichkeiten für die einzelnen Störfallabläufe angegeben. Anschließende Rechnungen mit einem Unfallfolgenmodell gliedern sich in zwei Teile, die Ausbreitungsrechnung und die Schadensermittlung. Da sich der weitaus größte Teil der Spaltprodukte in einem Kernkraftwerk im Reaktorkern befindet, kann eine nennenswerte Freisetzung dieses Inventars praktisch nur über ein Kernschmelzen erfolgen. Als auslösende Störfaller-eignisse kommen deshalb nur solche Störungen in Betracht, die zu einem Ungleichgewicht zwischen Wärmeerzeugung und Wärmeabfuhr führen können. Das sind zwei Gruppen von Störfällen, die Kühlmittelverlustfälle - im schlimmsten Falle vollständiger Bruch einer Hauptkühlmittelleitung - und die transienten Störungen - etwa das Herausfahren der Steuerstäbe bei defektem Regelsystem. Es sei daran erinnert, daß solche Versagen wegen der redundanten und diversen Ausbildung vieler System-Komponenten sehr unwahrscheinlich sind. Ein Schmelzen des Kerns kann jedoch nur auftreten, wenn gleichzeitig mit den auslösenden Störfällen außerdem noch wichtige Sicherheitssysteme, z.B. die Kernnotkühlung, versagen. Dies würde dann zu erhöhten Belastungen für das Containment führen. Es ist deshalb zu untersuchen, wie weit durch diese Belastung die Integrität des Sicherheitsbehälters gefährdet wird. Für ein Versagen des Containments werden in der Rasmussen-Studie folgende Möglichkeiten diskutiert:

- die Zerstörung des Containments als Folge einer Dampfexplosion im Druckbehälter,
- das Überdruckversagen,
- das Containmentversagen als Folge einer Wasserstoffverbrennung,
- die Containmentleckage,
- das Durchschmelzen des Fundaments.

Auch im Zwischenbericht zur DRS /GRS (1977)/ wird ein Kernschmelzunfall betrachtet. Im einzelnen wird angenommen, daß nach erfolgreicher Flutung des Kerns die Umschaltung auf Sumpfbetrieb versagt und damit die Nachwärmeabfuhr ausfällt. Zunächst wird das im Druckbehälter vorhandene Wasser

ausdampfen. Mit dem Absinken des Wasserspiegels kommt es zum Schmelzen der Brennstäbe und zum Abstürzen der geschmolzenen Kernmasse in das untere Plenum des Druckbehälters. Nach etwas mehr als 2 Stunden ist der Reaktor-druckbehälter durchgeschmolzen. Die Schmelze dringt in das Betonfundament ein. Vorläufige Abschätzungen ergeben für das Durchschmelzen des etwa 6 m dicken Betonfundaments eine Zeit von etwa 100 Stunden. Dabei wurde unterstellt, daß zunächst das im Druckbehälter vorhandene Wasser ausdampft und mit dem beim Durchschmelzen aus dem Beton entbundenen Kristallwasser, das in die Containmentatmosphäre verdampft, zu einem Druckaufbau im Containment führt. Da der Druck jedoch nur sehr langsam ansteigt, spielt hier das Überdruckversagen des Containments keine Rolle. Es kommt vorher zum Durchschmelzen des Fundaments.

Anders ist dies bei den folgenden, etwas modifizierten Annahmen. Unter der zusätzlichen Voraussetzung, daß die Schmelze in Kontakt mit dem Sumpfwasser kommt (nach dem Durchschmelzen des inneren Abschirmzylinders - etwa 5 Stunden nach Störfalleintritt) und daß die gesamte noch in der Schmelze vorhandene Nachwärmeleistung zur Verfügung steht, wird der Versagensdruck des Sicherheitsbehälters nach ungefähr 30 Stunden erreicht. Abb. 5.1 zeigt die vor, während und nach dem Überdruckversagen des Sicherheitsbehälters erfolgende Emission für einige repräsentative Isotopengruppen, nämlich die Edelgase Krypton und Xenon (Kr-Xe), ferner anorganisches und organisches Jod (OJ , $\text{J}_2\text{-Br}$), und als Beispiel einer Aerosolgruppe die Emission von Caesium und Rubium (Cs-Rb). Es wird dabei der Anteil des Kerninventars angegeben, der insgesamt an die Atmosphäre freigesetzt wird. Der Störfall beginnt zum Zeitpunkt Null. Für die Aerosole, hier die Gruppe Cs-Rb, erkennt man deutlich den Einfluß der Ablagerung. Zum Zeitpunkt des Überdruckversagens ist die Aerosolkonzentration in der Containmentatmosphäre bereits soweit abgesunken, daß mit dem Containmentversagen selbst keine nennenswerte Freisetzung mehr verbunden ist.

Der beschriebene Störfallverlauf führt damit zu einem grundsätzlich anderen Ergebnis als in der amerikanischen Studie. Dort muß aufgrund der etwas anderen Bauart der amerikanischen Reaktoren bereits frühzeitig mit einem Überdruckversagen des Containments gerechnet werden. Tab. 5.1 vergleicht das Ergebnis der DRS mit dem des Rasmussen-Berichts (Freisetzungen der

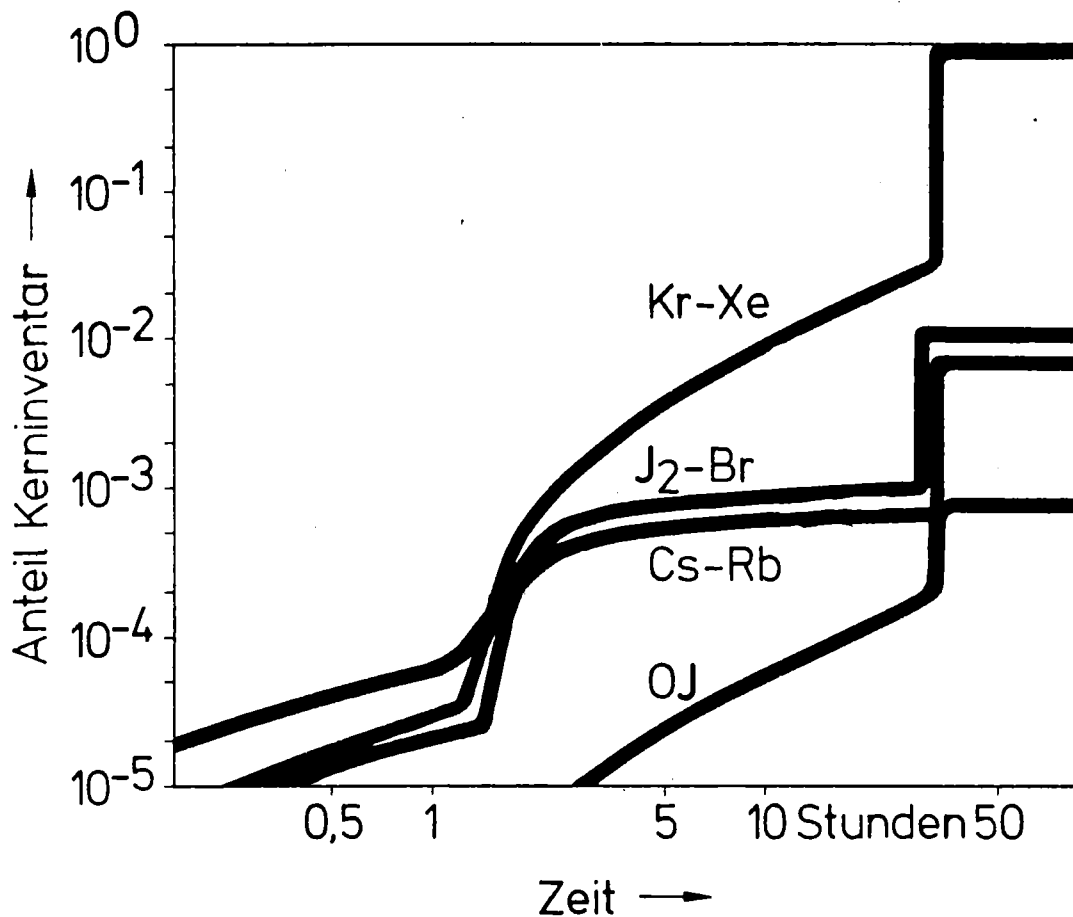


Abbildung 5.1: Aktivitätsfreisetzung beim Kernschmelzen - Unfall mit Überdruckversagen des Containments nach 30 Stunden /GRS (1977)/

Kategorie PWR-2). Abgesehen von den leicht flüchtigen Edelgasen und dem organischen Jod liegen beim deutschen Störfallablauf vor allem für die Aerosole die Freisetzunganteile um gut 2 Größenordnungen niedriger. Die in der deutschen Studie wesentlich günstigeren Ergebnisse lassen sich auf die Unterschiede in den Systemen zur Nachwärmeabfuhr und die unterschiedliche Konstruktion des Sicherheitsbehälters zurückführen. Als Ergebnis der bisherigen Untersuchungen kann festgestellt werden, daß für die deutsche Anlage ein frühzeitiges Überdruckversagen als Folge eines Kernschmelzun-

Tabelle 5.1: Aktivitätsfreisetzung nach Überdruckversagen des Containments /GRS (1977)/

	Zeit h	Anteil Kerninventar (in %)			
		Kr-Xe	OJ	J ₂ -Br	Cs-Rb
WASH +)	2,5	0,9	$7 \cdot 10^{-3}$	0,7	0,5
DRS	30,0	0,9	$6 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^{-2}$	$8 \cdot 10^{-4}$

+) Rasmussen-Studie

falls nicht zu erwarten ist. Weitere erst in der Planung befindliche Untersuchungen sollen Aufschluß darüber geben, ob der Sicherheitsbehälter in anderer Weise frühzeitig versagen kann. Hierbei sollen insbesondere die folgenden Möglichkeiten näher betrachtet werden:

- die Zerstörung des Containments als Folge einer Dampfexplosion im Reaktordruckbehälter und
- die Containmentleckage, insbesondere bei Ausfall der Notkühlfunktion und gleichzeitigem Versagen des Gebäudeabschlusses.

Eine Dampfexplosion wäre denkbar, wenn während des Abschmelzens größere Anteile geschmolzener Kernmasse in das untere mit Restwasser gefüllte Plenum des Druckbehälters abstürzen. Im plötzlichen Kontakt zwischen Wasser und Schmelze kommt es zu einer schlagartigen Verdampfung des Wassers. Die dadurch verursachte Druckwelle kann unter Umständen zu einer Zerstörung des Druckbehälters und des Sicherheitsbehälters führen. In allen experimentellen Untersuchungen, die bisher im Rahmen der Sicherheitsforschung durchgeführt worden sind, konnte eine Dampfexplosion unter reaktorähnlichen Bedingungen nicht realisiert werden. Andererseits ist es jedoch noch nicht möglich, die notwendigen Bedingungen für das Entstehen einer Dampfexplosion genau anzugeben und auf diese Weise die Unmöglichkeit einer Dampfexplosion unter Reaktorbedingungen zu beweisen.

Im Falle der Containmentleckage wurden die damit verbundenen Freisetzungsteile berechnet. Es ergeben sich Freisetzungen ähnlich denen der Rasmussen-Studie; bei den Aerosolen werden sogar niedrigere Werte erhalten. Im Gegensatz zur Referenzanlage der amerikanischen Studie verfügt die deutsche Anlage zusätzlich zur Sicherheitshülle über eine Sekundärabschirmung. Bei Störfällen werden eventuelle Leckagen in den Ringraum zwischen Sicherheitshülle und Sekundärabschirmung mit der Ringraumabsaugung erfaßt und über Filter und Kamin kontrolliert nach außen abgegeben. Es ist anzunehmen, daß damit eine weitere Reduzierung der Freisetzungsteile erreicht werden kann.

5.2 Das Störfallverhalten des Schnellen Natriumgekühlten Brutreaktors (SBR)

Als Referenzanlage wird in den folgenden Betrachtungen das seit 1972 in Bau befindliche Schnellbrüter-Prototypkraftwerk SNR-300 in Kalkar zugrundegelegt.

Obwohl es noch nicht die kommerzielle Größe aufweist, berücksichtigt es die spezifischen Forderungen des deutschen Genehmigungsverfahrens. Wie bei jeder Reaktorlinie wird das Störfallverhalten von inhärenten Systemeigenschaften einerseits und von Auslegungsmaßnahmen zur Störfallbeherrschung andererseits bestimmt. Die inhärenten Systemeigenschaften werden sich bei einer Anlage kommerzieller Größe nicht wesentlich von der Prototypanlage unterscheiden. Da die Schutzziele im Genehmigungsverfahren sich nicht ändern werden, ist davon auszugehen, daß bei einer Großanlage im großen und ganzen ähnliche Auslegungsmaßnahmen zur Störfallbeherrschung vorgesehen werden /TRAUBE, K. (1976), HUEBEL, H. (1974)/.

5.2.1 Spezifische Eigenschaften eines Schnellen Natriumgekühlten Brutreaktors

Einige für den SBR typische Sicherheitsmerkmale seien im folgenden kurz erwähnt.

- Der Reaktorkern ist kompakt und weist eine hohe Leistungsdichte auf. Die Wahl eines äußerst effizienten Kühlmittels (Natrium) ermöglicht die sichere Wärmeabfuhr sowohl bei Normalbetrieb als auch in Störfallsituationen.
- Der Kern eines natriumgekühlten Brutreaktors ist sehr reaktivitätsstabil. Plötzliche Geometrieänderungen sind durch das passive Kernhalterungskonzept ausgeschlossen. Schwankungen der Betriebsdaten (z.B. Eintrittstemperatur oder Durchsatz) haben beim SBR wesentlich geringere Reaktivitätsänderungen zur Folge als beim LWR. Trotz des geringeren Anteils verzögerter Neutronen ($\beta \approx 0,0035$ beim SBR, $\beta \approx 0,0075$ beim LWR) kann die Anlage mit erprobten Komponenten geregelt werden.
- Die Betriebstemperaturen des Natriums (Kerneintritt ca. $380\text{ }^{\circ}\text{C}$, Kernaustritt ca. $540\text{ }^{\circ}\text{C}$) liegen deutlich unter dem Siedepunkt (ca. $900\text{ }^{\circ}\text{C}$). Daher treten auch bei beträchtlichen Überschreitungen der Betriebstemperaturen keine sicherheitstechnisch bedeutsamen Schäden auf.
- Der SBR hat ein stabiles und inhärent sicheres Reaktivitätsverhalten: Der Temperaturkoeffizient ist über den gesamten Leistungsbereich negativ. Den entscheidenden Beitrag hierzu liefert der Dopplerkoeffizient /HÄFELE, W., et al.(1977)/. Erst wenn große Mengen flüssigen Natriums im Kern verdrängt werden (Sieden), kann es aufgrund des positiven Void-Koeffizienten zu einer Exkursion kommen. Voraussetzung ist ein vollständiges Versagen der beiden Abschaltssysteme.
- Ein hohes Maß inhärenter Sicherheit ist beim SBR dadurch gegeben, daß das Primärsystem aufgrund der Verwendung von Natrium nur unter sehr geringem Druck steht. Unter den gegebenen bruchmechanischen Bedingungen (geringer Druck, geringe Wandstärke, Werkstoff, Temperatur) ist ein Bersten des Primärsystems und eine dadurch verursachte Schädigung benachbarter Strukturen prinzipiell ausgeschlossen.

- Die Verwendung von Natrium als Kühlmittel schließt in Verbindung mit einem Leckauffangsystem den vollständigen Kühlmittelverlust aus. Es stehen immer mehrere Redundanzen für die Nachwärmeabfuhr zur Verfügung.
- Natrium hat hervorragende Naturumlaufeigenschaften. Dadurch sind die sehr hohen Wärmekapazitäten der Natriumkreisläufe unverlierbar an den Kern angekoppelt. Bei totalem Ausfall der Nachwärmeabfuhr steigen die Temperaturen sehr langsam an, so daß lange Zeitspannen für die Einleitung von Gegenmaßnahmen zur Verfügung stehen.
- Unter den in den Natriumkreisläufen herrschenden Bedingungen ist Natrium weniger korrosiv als Wasser.
- Natrium reagiert heftig mit Wasser. Daher sind bei schnellen natriumgekühlten Reaktoren Primärsystem und Dampferzeuger durch einen nicht radioaktiven Zwischenkreis voneinander getrennt. Dadurch wird erreicht, daß die Auswirkungen eventueller Dampferzeugerschäden vom Primärsystem und insbesondere vom Kern ferngehalten werden und daß bei Brüchen von Dampferzeugerrohren keine Radioaktivität freigesetzt wird.
- Die Abschaltzuverlässigkeit ist bei einem SBR außerordentlich hoch. Er hat zwei gleichwertige, diversitäre, failsafe ausgelegte und sich selbst überwachende Abschaltssysteme. Jedes System für sich schaltet den Reaktor aus jeder Störfallsituation ausreichend schnell ab und hält ihn auf Dauer unterkritisch. Auch die Anregung der beiden Abschaltvorrichtungen erfolgt über unabhängige und gleichwertige Systeme.
- Bei Normalbetrieb stellt die geometrische Anordnung des SBR-Cores nicht die Konfiguration mit höchster Reaktivität dar. Als Folge hypothetischer Störfälle (vollständiger Ausfall der Abschaltung) ist eine Neuordnung von Kühlmittel, Brennstoff und Hüllmaterial in einer Konfiguration höherer Reaktivität denkbar.

5.2.2 Auslegungsstörfälle

Einige der wichtigsten Auslegungsstörfälle sollen im folgenden kurz dargestellt werden:

Reaktivitätsstörfälle durch fehlerhaftes Ziehen von Stellstäben

Sowohl das Ausfahren aller Stellstäbe nacheinander als auch das gleichzeitige Ausfahren aller Regel-Trimmsstäbe jeweils mit maximaler Geschwindigkeit werden als Auslegungsstörfall behandelt. Dabei werden als Anfangszustand sowohl Quelleistung (Anfahrstörfall) als auch Nennleistung betrachtet. Die Beherrschung erfolgt in allen Fällen durch Reaktorschneellschluß. Der fehlerhafte Vorgang wird in allen Fällen vom Reaktorschutzsystem durch redundante und meist auch diversitäre Diagnose erkannt. Der Reaktor wird abgeschaltet. Unzulässige Temperaturerhöhungen treten nicht auf.

Zulauf kalten Kühlmittels

Rasche Veränderungen der Kerneintrittstemperatur sind selbst bei plötzlichen Veränderungen der Wärmeübertragung im Zwischenwärmetauscher (ZWT) aufgrund von Dämpfungen auf dem Weg vom Zwischenwärmetauscher zum Kern nicht möglich. Überdies ist der Einfluß der Kerneintrittstemperatur auf die Reaktivität beim SBR um ca. eine Größenordnung kleiner als beim LWR. (1 K Temperaturänderung bringen beim SBR 0,2 cent, beim LWR 1-10 cent.)

Ausfall aller Kühlmittelpumpen und Übergang zum Nachwärmeabfuhrbetrieb

Wenn infolge Versagens der Eigenbedarfsversorgung alle Pumpen ausfallen, wird durch Leistungsversorgung aus Notstromaggregaten ein Durchsatz von

5 % sichergestellt (Ponymotoren auf den Pumpen). Darüberhinaus wird auch der Ausfall aller Ponymotoren unterstellt. In diesem Fall wird die Nachwärme durch Naturumlauf abgeführt. Es zeigt sich, daß dabei einer der drei Wärmeübertragungsstränge zur Abfuhr der Nachwärme ohne Überschreitung der Auslegungstemperaturen ausreicht /MORGENSTERN, F.H., et al. (1976)/.

Bruch einer Primärkühlmittelleitung

Aus theoretischen und experimentellen bruchmechanischen Untersuchungen folgt, daß der plötzliche Bruch natriumführender Rohrleitungen und Behälter unter den in einem SBR gegebenen Bedingungen ausgeschlossen ist. Diese Erkenntnisse waren zum Zeitpunkt der Konzeptgenehmigung des SNR-300 noch nicht voll abgesichert, so daß für diesen Prototyp noch die Beherrschung eines prompten Abrisses einer Primärleitung (2 F-Bruch) gefordert wird. Es werden Brüche an verschiedenen Stellen des Primärkreises untersucht. Aufgrund diversitärer Signale geht der Reaktor dabei sofort in Schnellschluß. Das entsprechend den hydrostatischen Verhältnissen auslaufende Natrium wird in Wannen aufgefangen, die so angeordnet sind, daß auch bei den größtmöglichen Kühlmittelverlusten an den ungünstigsten Bruchstellen stets eine Bedeckung der Austrittsstutzen im Reaktortank gewährleistet ist. Die Nachwärme kann über die intakten Kreise abgeführt werden. Damit stehen selbst für diesen Fall mehrere Redundanzen für die Nachwärmeabfuhr zur Verfügung (2 intakte Haupt-Wärmeübertragungskreise und das Tauchkühl-system).

Ein besonderer Auslegungsstörfall ist beim SBR der prompte Abriß einer Primärleitung, bei dem zusätzlich das Versagen der in Reaktorschutzqualität ausgeführten Pumpenabschaltung unterstellt wird. Dabei sinkt der Natriumspiegel im Reaktortank bis unter die Saugstutzen, so daß alle Haupt-Wärmeübertragungssysteme ausfallen. Die Nachwärme wird mit dem Tauchkühl-system abgeführt.

Leckagen oder Brüche im Primärsystem haben keine nennenswerten Aktivitätsfreisetzungen zur Folge. Spaltprodukte und radioaktive Aerosole, die durch Undichtigkeiten des Containments austreten, werden in dem das gesamte Con-

tainment umschließenden Reventingspalt abgesaugt und zurückgespeist oder kontrolliert über Filtersystem und Kamin freigesetzt /OEYNHAUSEN, H., et al. (1976)/.

Ein Natriumbrand kann bei Leckagen des Primärsystems nicht auftreten, da das innere Containment inertisiert ist.

Brüche im Dampferzeuger

Ein kleines Leck in einem der Wasser oder Dampf führenden Rohre führt zu keinem oder einem sehr geringen Druckaufbau und wird daran erkannt, daß Detektoren einen Anstieg des Wasserstoffspiegels im Natriumkreislauf nachweisen. Daraufhin werden Gegenmaßnahmen ergriffen. Dies ist die zu erwartende Form eines Dampferzeugerstörfalls. Auslegungstörfall für das Sekundärsystem ist jedoch der komplette Abriß eines Wasser oder Dampf führenden Rohres. Der Druckanstieg im Sekundärkreis muß in diesem Fall noch ausreichenden Abstand von den Beanspruchungsgrenzen der Komponenten haben.

Für den SNR-300 wurde ein noch weitergehender Fall untersucht: der sogenannte Mehrfachrohrbruch. Hier wird angenommen, daß mehrere Rohre gleichzeitig versagen, im Extremfall sogar alle. Ein solcher an der Grenze des Vorstellbaren liegender Störfall kann nur konstruiert werden, wenn man schwere äußere Einwirkungen als auslösende Ursache heranzieht. Es wird unterstellt, daß in einem solchen Fall alle Rohre eines Dampferzeugers abreißen, aber die Natriumumschließung selbst, d.h. der Mantel des Dampferzeugers und die Sekundär-Rohrleitungen, intakt bleiben. (Ein Aufreißen der Natriumumschließung würde eine Druckentlastung und damit eine Entlastung der Zwischenwärmetauscher, die eine Aktivitätsbarriere darstellen, bedeuten.) In dem Modellfall wurde angenommen, daß die vom Tertiärkreis her maximal mögliche Zuströmrate an Wasser in den Natriumraum des Dampferzeugers eindringt. Es entsteht eine sehr heftige Natrium-Wasser-Reaktion. Die entstehende Druckwelle führt zu einer plastischen Verformung der Verbindungsleitungen zwischen Dampferzeuger und Zwischenwärmetauscher. Gleichzeitig sprengen die Berstscheiben an und es erfolgt eine Entlastung über das Druckentlastungssystem. Der Zwischenwärmetauscher hält den Belastungen

stand, so daß keine Aktivitätsfreisetzung an die Umgebung stattfindet.

Bruch einer Sekundärleitung

Dieselben bruchmechanischen Argumente, mit denen für das Primärsystem der prompte Abriß einer Natriumleitung ausgeschlossen werden kann, gelten auch für das Sekundärsystem. Dennoch wird auch hier der Guillotinebruch (2F-Bruch) als Auslegungsfall behandelt.

Die Sekundärleitungen verlaufen teilweise durch nicht inertisierte Räume, so daß bei Leckagen die Möglichkeit eines Natriumbrandes besteht.

Zur Störfalldiagnose und zur Identifikation des schadhaften Kreislaufs stehen eine Vielzahl von Meßgrößen zur Verfügung (Temperatur, Druck, Durchsatz, Höhenstände, Rauchmelder, Leckanzeige). Es erfolgt Reaktorschnellschluß, der auch die Pumpen abschaltet. Die Nachwärmeabfuhr ist mit einer Redundanz von 400 % gesichert (2 intakte Haupt-Wärmeübertragungssysteme und Tauchkühlsystem mit 2 x 100 %).

Das austretende Natrium gelangt über dauernd geöffnete Falleitungen direkt in Leckauffangbehälter, so daß die an einem eventuellen Brand beteiligte Menge gering ist. Natrium brennt an Luft mit einer Flammenhöhe von etwa 1 cm und entwickelt dabei nur ein Zehntel der Intensität eines Benzinbrandes. Überdies kann die Brandintensität durch bauliche Maßnahmen (z.B. Siebabdeckung) reduziert werden. Die Beherrschung eines Natriumbrandes bereitet daher keine besonderen technischen Schwierigkeiten.

Die Gefahr einer Aktivitätsfreisetzung besteht bei dem Bruch einer Sekundärleitung nicht.

5.2.3 Hypothetische Störfälle

Störfälle, die nur auftreten können, wenn das gleichzeitige Versagen mehrerer in Reaktorschutzqualität ausgelegter Sicherheitseinrichtungen postuliert

wird, werden als hypothetisch betrachtet /HUEBEL, H. (1974)/. Ihre Eintrittswahrscheinlichkeit ist so gering, daß normalerweise keine Auslegungsmaßnahmen zur Beherrschung ergriffen werden. Das Schnellbrüter-Prototypkraftwerk SNR-300 nimmt eine Sonderstellung ein: Für dieses Kraftwerk wurden von der Behörde umfangreiche Auslegungsmaßnahmen zur Beherrschung hypothetischer Störfälle gefordert. Dabei wurde der hypothetische Charakter dieser Störfälle nicht in Zweifel gezogen, und es gibt keine Anhaltspunkte dafür, daß sich der Schadensumfang eines hypothetischen Störfalles bei einem SBR wesentlich von dem einer anderen Reaktorlinie unterscheidet. Lediglich der Prototypcharakter des SNR-300 hat die Behörde bewogen, hier auch Auslegungsmaßnahmen gegen hypothetische Störfälle zu fordern /KUGLER, E., WIESNER, R. (1976)/.

Hypothetische Störfälle sind dadurch charakterisiert, daß sie zu einer Zerstörung des Kernes führen. Prinzipiell sind hierfür die folgenden auslösenden Ereignisse denkbar:

- (1) Ausbreitung von Brennstabfehlern (Propagation)
- (2) Verlust der Wärmeabfuhr
- (3) Einschleusen einer Gasblase in den Kern
- (4) Versagen der Reaktorschutzsysteme.

(1) Propagation von Brennstabfehlern

Örtliche Kühlflußstörungen stellen die wesentliche Ursache für größere Brennstabdefekte dar, die das Potential zu einer Propagation haben /FAUSKE, H., et al. (1976), HÄFELE, W., et al. (1977)/. Solche Kühlflußstörungen können durch Fremdkörper im Kühlmittel, die sich an kritischen Stellen absetzen, entstehen.

Die Blockade einer Brennelementeintrittsöffnung ist beim SBR durch die konstruktive Gestaltung der Eintrittsöffnung ausgeschlossen. Außerdem reicht die Strömungsgeschwindigkeit im Sammelraum unterhalb des Brennelementein-

trittes nicht aus, um einen Fremdkörper von der Größe der Eintrittsöffnung (bei realistischen Annahmen über dessen Material und Geometrie) der Schwerkraft entgegen hochzufördern.

Dagegen kann nicht mit Sicherheit ausgeschlossen werden, daß feinkörnige Verunreinigungen im Kühlmittel sich innerhalb eines Brennstabbündels und dort vorzugsweise an den Abstandshaltern absetzen. Solch ein Phänomen wurde jedoch noch an keinem der in Betrieb befindlichen natriumgekühlten Reaktoren beobachtet. Diskutiert man als mögliche Verunreinigung Brennstoffpartikel, die aus einem defekten Stab ausgeschwemmt wurden, so kann davon ausgegangen werden, daß solche Stabdefekte stets durch das DND-System (Detektionssystem für verzögerte Neutronen) angezeigt werden. Diese Stabdefekte werden zusätzlich durch die Aktivitätsmessung im Schutzgasplenum signalisiert. Der Reaktor kann dann abgeschaltet und das schadhafte Element entfernt werden. Darüber hinaus führen Kühlflußstörungen durch Verunreinigungen jeglicher Art zu einem Anstieg der Element-Austrittstemperatur. Die Austrittstemperaturen aller Elemente werden individuell überwacht. Auch hier können bei Anomalien Gegenmaßnahmen ergriffen werden /SCHLEISIEK, K. (1978)/.

Weiterhin wurden mit umfangreichen experimentellen und theoretischen Untersuchungen die thermohydraulischen Verhältnisse in der gefährdeten Brennstabzone hinter einer Blockade untersucht. Dabei zeigte sich, daß 65 % eines Brennelementquerschnittes verblockt sein dürfen, ohne daß es dadurch zum Natriumsieden kommt. Blockaden von dieser Größe sind jedoch unrealistisch.

Unterstellt man ungeachtet dieser Fakten sehr große Blockaden mit Natriumsieden, so geht aus In-pile-Experimenten in typischem Maßstab hervor, daß eine Austrocknung der Zonen hinter der Blockade nicht zu erwarten ist, weil sich hochfrequent oszillierendes Blasensieden einstellt, wobei die Hüllrohroberflächen stets benetzt bleiben.

Vernachlässigt man auch diesen Tatbestand und unterstellt man willkürlich die Austrocknung eines gesamten Elementes, so ist eine Brennstoff-Natrium-Reaktion (BNR) schon dadurch ausgeschlossen, daß in dem betroffenen Brenn-

element ja kein flüssiges Natrium vorhanden ist. Ohne eine BNR ist jedoch eine Propagation auf Nachbarelemente ausgeschlossen. Weiterhin wurde experimentell nachgewiesen, daß das ausgeworfene Natrium nicht wieder in das Brennelement eintritt. Die Reaktivitätsänderung durch ein vollständig ausgetrocknetes Element ist unbedeutend (<10 cent).

Ungeachtet dieser Tatbestände wurden die Konsequenzen einer heftigen BNR untersucht. Dazu wurde in aufwendigen Experimenten (z.B. TREAT) die Umsetzung von thermischer in mechanische Energie bei einer BNR unter Reaktorbedingungen gemessen. Daraufhin wurden Explosionsversuche durchgeführt. Der gesamte Kern des SNR-300 wurde im Maßstab 1 : 1 nachgebildet. In die zentrale Position wurde eine Sprengladung eingesetzt, die entsprechend der maximal möglichen Zerstörungsenergie einer BNR im gesamten Element kalibriert wurde. Der Explosionsversuch zeigte, daß eine die Kühlfähigkeit nicht beeinträchtigende Verformung von einigen Millimetern lediglich bei den unmittelbar an die Zentralposition angrenzenden Elementen auftritt. Darüber hinaus wurden keine Geometrieänderungen festgestellt /SMIDT, D., SCHLEISIEK, K. (1977)/.

Somit kann zusammenfassend festgestellt werden, daß eine lokale Kühlungsstörung im Kern nicht zu einem hypothetischen, den gesamten Kern betreffenden Störfall führen kann.

(2) Verlust der Wärmesenke

Im Normalfall wird beim SNR-300 die Nachwärme über die 3 Hauptwärmeübertragungskreisläufe abgeführt. Darüber hinaus steht ein diversitär gestaltetes Tauchkühlsystem, das die Nachwärme unmittelbar dem Reaktortank entzieht und über Natriumkreise an Luftkühler überträgt, mit einer Redundanz von $2 \cdot 100$ % zur Verfügung. Für dieses insgesamt 5-fach redundante Nachwärmeabfuhrsystem konnte im Rahmen des Genehmigungsverfahrens eine Unverfügbarkeit von 10^{-6} nachgewiesen werden /MORGENSTERN, F.H., et al. (1976)/. Im Gegensatz zu anderen Reaktoren hat der vollständige und unbefristete Ausfall der Nachwärmeabfuhr beim SBR keine sicherheitstechnisch bedeutsamen Konsequenzen. Theoretische Analysen und Versuche in Prototyp-

reaktoren haben gezeigt, daß sich bei Ausfall aller Pumpen eine Naturkonvektion in den Natriumkreisläufen einstellt. Dadurch sind die extrem großen Wärmekapazitäten der Natriumkreisläufe stets an den Kern angekoppelt. Die Aufheizung erfolgt sehr langsam. Erst nach 10 Stunden wäre die Auslegungstemperatur des Primärsystems erreicht. Damit steht ausreichend Zeit für Gegenmaßnahmen (Reparaturen) zur Verfügung. Eine äußerst wirksame Gegenmaßnahme beim SNR-300 könnte z.B. darin bestehen, daß man mit einem einfachen Handgriff die Klappen der Luftkühler des Tauchkühlsystems öffnet. Selbst wenn solche Gegenmaßnahmen nicht gelingen sollten, stellt sich der weitere Störfallablauf als harmlos dar: Die mit zunehmender Temperatur überproportional ansteigenden natürlichen Wärmeverluste begrenzen den Temperaturanstieg auf ein Maximum von 715°C , welches nach 67 Stunden erreicht wird. Danach fallen die Temperaturen wieder ab. Festigkeitsanalysen haben gezeigt, daß die Hüllrohre diese Temperaturbelastung ohne Schädigung aufnehmen können. Der Kern könnte nach diesem Störfall weiter betrieben werden. Die Wärmeübertragungskreisläufe bleiben ebenfalls intakt /VOSSEBRECKER, H., u.a. (1977)/.

Auch der größtmögliche Kühlmittelverlust, der beim Bruch einer Primärleitung auf der Pumpendruckseite mit gleichzeitigem Versagen der Pumpenabschaltung auftritt, führt beim SBR nicht zur Kernschmelze (Auslegungsstörfall, siehe Abschnitt 5.2.2).

Somit kann zusammenfassend festgestellt werden, daß beim SBR eine Kernschmelze durch Verlust der Wärmesenke nicht auftreten kann.

(3) Einschleusen einer Gasblase in den Kern

Für eine Reaktivitätszufuhr von 1 β müßte eine kompakte Gasblase mit einem Volumen von 60 l in den inneren Bereich des Kernes eindringen. Solch ein Ereignis kann jedoch völlig ausgeschlossen werden. Das Primärsystem wird so ausgelegt, daß der plötzliche Einbruch einer großen Gasmenge äußerst unwahrscheinlich ist. Noch wesentlicher ist jedoch die Tatsache, daß Gas unter den Bedingungen in einem Natriumkreislauf nicht als kompakte Blase gefördert wird. Versuche haben gezeigt, daß Gas, welches

in großen Mengen plötzlich in von Natrium durchströmten Rohrleitungen injiziert wurde, sehr rasch in eine kontinuierliche Schaumströmung übergeht. Solch eine Schaumströmung würde jedoch nur langsame Reaktivitätsänderungen zur Folge haben, die von dem Abschaltssystem beherrscht werden. Auf dieser Basis wird bei den amerikanischen Brüterprojekten die Bethe-Tait-Einleitung durch eine Gasblase ausgeschlossen. (Bei den Pool-Reaktoren in Frankreich und England ist der Gaseinbruch ohnehin ausgeschlossen.) Beim SNR-300 ist man noch einen entscheidenden Schritt weitergegangen, indem man im unteren Sammelbehälter des Reaktortanks einen Gasblasenabscheider installierte. Dies ist eine in Modellexperimenten getestete passive Einrichtung. Das eintretende Natrium wird in eine Zirkulationsströmung versetzt. Natrium und Gas werden durch Fliehkräfte voneinander getrennt. Das Gas wird durch den Brutmantel, in dem es einen negativen Reaktivitätseffekt zur Folge hat, abgeleitet. Somit kann festgestellt werden, daß beim SNR-300 eine Einleitung eines hypothetischen Störfalls durch Einschleusen von Gas nicht möglich ist.

(4) Versagen der Reaktorschutzsysteme

Im Vordergrund der Diskussion steht der LOF-Störfall (LOSS OF FLOW). Bei jeder Reaktorschnellabschaltung werden gleichzeitig die Haltemagnete der Abschaltstäbe entregt und die Pumpen abgeschaltet. Der LOF-Störfall ergibt sich, wenn bei einer Anforderung zur Reaktorschnellabschaltung die Pumpen bestimmungsgemäß abgeschaltet werden, die Abschaltstäbe jedoch nicht einfallen, obwohl die Haltemagnete entregt wurden. Der Durchsatz fällt dann innerhalb von 5 Sekunden auf ca. 5 % des Nenndurchsatzes ab, so daß bei zunächst konstanter Leistung eine rasche Überhitzung des Kernes eintritt.

Weiterhin wird der TOP-Störfall diskutiert (TRANSIENT OVER-POWER). Dabei wird ein Reaktivitätsstörfall (z.B. fehlerhaftes Ziehen eines Absorberstabes) unterstellt, bei dem keine Abschaltung erfolgt. Auch hier erfolgt durch den Leistungsanstieg eine rasche Aufheizung des Kernes.

In beiden Fällen ist das Versagen der Abschaltung die entscheidende Störfallursache.

Als Besonderheit gegenüber anderen Kernkraftwerken wird der SNR-300 mit zwei gleichwertigen, aber in ihrem Aufbau unterschiedlichen, ausfallsicher ausgelegten und sich selbst überwachenden Abschaltssystemen ausgerüstet sein. Jedes System für sich schaltet den Reaktor aus jeder Störfallsituation ausreichend schnell ab und hält ihn auf Dauer unterkritisch. Die Unabhängigkeit der Abschalteinrichtungen ist auch dadurch besonders hoch, daß die Stäbe des 1. Systems ohne Hilfsenergie durch Schwerkraft in den Kern bewegt werden, während die Absorber des 2. Systems einzeln durch die Speicherenergie von Federn von unten in den Kern gezogen werden. Die Auslösung des 1. Systems erfolgt indirekt durch den Scrammagnet und eine mechanische Kupplung, während beim 2. System im ungestörten Betrieb der Scrammagnet den Absorber gegen die Kraft einer gespannten Feder unterhalb des Kerns hält. Im Störfall wird der Stromkreis des Magneten unterbrochen und die jetzt freigegebene Scramfeder zieht den Absorber in den Kern.

Die hohe Abschaltsicherheit wird in einem umfassenden Versuchsprogramm verifiziert. Beim Prototypentest wird bei realistischen Reaktorbedingungen - d.h. also unter Natrium - die Funktionsfähigkeit nachgewiesen, wobei maximal mögliche Versätze zwischen Gestänge und der Absorberführung im Reaktorkern eingestellt werden. Diese Versätze werden im "exzessiven Test" schließlich bis zum Versagen der Abschaltung gesteigert, um die Sicherheitsmarge deutlich zu machen. Serienvorläufertests und der Test aller Abschalteinrichtungen der Bauserie stellen die Übertragbarkeit der beim Prototyp erzielten Ergebnisse auf den Reaktor sicher.

Als weiteres wichtiges Ergebnis des Prototypentests zeigte sich, daß bei schrittweise zunehmenden Versätzen niemals ein plötzliches Versagen eintrat, sondern stets vorher ein langsames Ansteigen der Fallzeit gemessen wurde. Die laufende Kontrolle der Abschaltzeiten bei Betrieb bedeutet deshalb einen weiteren, wirkungsvollen Schutz vor Ausfällen.

Für die Verifikation der Abschaltsicherheit wurde ein extrem hoher Aufwand getrieben. Das Versuchsvolumen umfaßte u.a. mehr als 10 000 Abschaltungen und 3 bis 4 Millionen Regelspiele.

Hinzu kommt, daß zur Abschaltung aus jedem beliebigen Betriebszustand eines der insgesamt 12 Abschaltetelemente genügt, um den Reaktor langfristig unterkritisch zu halten. Das liegt an den kleinen Reaktivitätsänderungen, die bei einem Schnellen Brüter mit betrieblichen Temperatur- und Leistungsänderungen verbunden sind, ein Vorteil der Verwendung schneller Neutronen. Damit ein Ausfall der Abschaltung eintreten kann, müßten also

1. auf allen zwölf über den Kern verteilten Absorberpositionen geometrische Verschiebungen von einem mehrfachen der maximal möglichen Versätze auftreten und außerdem
2. deren Aufbau trotz der laufenden Kontrolle der Abschaltzeiten nicht bemerkt worden sein.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß eine mechanistische Erklärung für das Versagen der Abschaltung nicht existiert. Diese den LOF- und TOP-Störfällen zugrundeliegende Annahme muß vielmehr als eine gedankliche Hypothese angesehen werden, der im Grunde jede technische Glaubwürdigkeit fehlt.

Trotz ihres eindeutig hypothetischen Charakters werden diese Störfälle bei der Auslegung berücksichtigt. Aufgrund des großen Kühlungsdefizits kommt es nach mehreren Sekunden zum Sieden im Kern. Dies wiederum bewirkt über positiven Void-Koeffizienten eine Exkursion, die im Extremfall überpromptkritisch sein kann. Bei der Analyse dieser Vorgänge stellt die Ermittlung der maximal möglichen mechanischen Zerstörungsenergie das zentrale Problem dar. Dabei bieten die folgenden physikalischen Gegebenheiten einen inhärenten Schutz gegen hohe Energiefreisetzen:

1. Brennstoff schmilzt dort, wo keine Kühlung durch flüssiges Natrium mehr stattfindet. Er kann deshalb nicht in größeren Mengen auf flüssiges Natrium treffen, so daß nachfolgende Brennstoff-Natrium-Reaktionen, die schwer überschaubare Bewegungsvorgänge auslösen könnten, nicht zu erwarten sind. Das ist plausibel und ergibt sich aus den Störfallrechnungen, die durch zahlreiche Experimente gut abgesichert sind /FAUSKE, H. (1976)/.

2. Geschmolzener Brennstoff kommt im Reaktor nicht in reiner Form vor. Er enthält eingelagerte Spaltprodukte und wird auch mit Stahl vermischt, nachdem er beim Störfall frei beweglich wurde. Geschmolzener Brennstoff hat Temperaturen über 2800 °C und dabei verdampft der überwiegende Teil dieser Beimengungen. Außerdem treten Spaltgase aus. Ein solcher Brennstoff kann sich nicht als kompakte Masse bewegen. Er ist dispersiv. Seine kohärente Reaktion mit flüssigem Natrium ist auch von daher unmöglich.
3. Der Reaktorkern reagiert nicht wie eine einheitliche Masse. Er ist aus einzelnen Brennelementen aufgebaut, die entsprechend dem Leistungsprofil unterschiedliche Leistungen erzeugen. Das gilt auch für einen Leistungsanstieg im Störfall und erzwingt eine zeitliche Verschmierung von Siedevorgängen und Brennstoffbewegungen. Hohe Reaktivitätsrampen werden dadurch vermieden.
4. Unvermeidliche Temperatenausgleichsvorgänge zwischen den potentiellen Arbeitsmedien Brennstoffdampf oder Natriumdampf und den zahlreichen Stahlstrukturen außerhalb der Spaltzone reduziert dessen Arbeitsvermögen auf einen kleinen Bruchteil des isentropen Grenzwertes ab.

Diese Gesetzmäßigkeiten sind plausibel, und sie stehen im Einklang mit zahlreichen theoretischen und experimentellen Untersuchungen. Sie werden entsprechend ihrer fortschreitenden Absicherung in die Rechenwerkzeuge implementiert und führen zu einem stetigen Abwärtstrend der in den damit befaßten Forschungszentren errechneten Energiefreisetzen.

Für den SNR-300 setzte die Genehmigungsbehörde noch eine Energieobergrenze für einen "Bethe-Tait-Störfall" von 370 MWs fest. Neuere Rechnungen weisen weit kleinere Energien aus. Die neuesten, im Kernforschungszentrum Karlsruhe durchgeführten Rechnungen ergeben für eine "reale Phänomenologie", bei welcher sogar Punkt 4 noch nicht einmal berücksichtigt wurde, einen praktisch unenergetischen Ablauf /ROYL, P., u.a. (1978)/. Der Reaktor wird nicht promptkritisch, weil die Dispersionswirkung des freigesetzten Spaltgases und der Natrium-Dampfströmung den aus den Brennstäben austretenden Brennstoff kontinuierlich aus dem Kern heraustranspor-

tiert. Für ein "energetisches Szenario", das z.Zt. noch bestehende experimentelle Nachweislücken konservativ abdeckt, bleiben die mechanischen Energien noch unter 100 MWs. Das ändert jedoch nichts daran, daß die festgeschriebene Auslegungsbasis für das Kernkraftwerk Kalkar 370 MWs beträgt. Bei 370 MWs bleibt das Primärsystem intakt. Das wird in umfangreichen experimentellen und theoretischen Untersuchungen nachgewiesen.

Der geschmolzene Brennstoff wird nach den Ergebnissen der durchgeführten Untersuchungen langfristig im Reaktortank gehalten und gekühlt. Als erstem Reaktor der Welt ist im Kernkraftwerk Kalkar als zusätzliche Sicherheit noch eine Brennstoff-Auffangvorrichtung unterhalb des Doppeltanks vorgesehen, die den Brennstoff - falls er den Tank und Doppeltank durchschmilzt - aufnimmt, unterkritisch hält und langfristig kühlt. Das Gebäudesystem hält die Umgebungsbelastung trotz der hohen Aktivitätsfreisetzung aus dem überhitzten Brennstoff sogar für diesen hypothetischen Störfall unter den für Auslegungsstörfälle vorgeschriebenen Grenzen.

5.2.4 Risikostudie

Für das amerikanische Schnellbrüterkraftwerk CRBRP wurde Anfang 1977 eine umfangreiche Risikostudie abgeschlossen /PIPER, N.B., et al. (1977)/. Bei dieser Studie ist man hinsichtlich der Methoden und Bewertungen weitgehend dem in WASH 1400 (Rasmussen-Bericht) vorgezeichneten Weg gefolgt. Ungefähr 45 Wissenschaftler aus 9 verschiedenen Organisationen haben diese Studie über einen Zeitraum von 10 Monaten erstellt. Einige wesentliche Ergebnisse sind in der folgenden Tabelle zusammengestellt:

Danach ist das von diesem schnellen natriumgekühlten Brutreaktor verursachte Risiko um mehrere Größenordnungen kleiner als das Risiko eines modernen amerikanischen Leichtwasserreaktors.

Wahrscheinlichkeit für einen Störfall mit:	CRBRP 380 MWe	LWR, 1000 MWe (WASH-1400)
- mehr als 10 Sofort-Toten	$5 \cdot 10^{-9}/a$	$3 \cdot 10^{-7}/a$
- mehr als 100 Sofort-Toten	$2 \cdot 10^{-9}/a$	$10^{-7}/a$
- mehr als 10 Spätschäden (Krebs)	$6 \cdot 10^{-9}/a$	$3 \cdot 10^{-5}/a$
- mehr als 100 Spätschäden (Krebs)	$4 \cdot 10^{-9}/a$	$1,5 \cdot 10^{-5}/a$

Die Verallgemeinerung dieser Ergebnisse und insbesondere die Übertragung auf deutsche Verhältnisse ist jedoch problematisch. Es sind folgende Gesichtspunkte zu beachten:

1. Für eine Risiko-Studie benötigt man detaillierte Konstruktionspläne der Anlage. Im Idealfall sollte eine fertig gebaute Anlage zugrunde liegen. Für das CRBRP-Projekt lag der vorläufige Sicherheitsbericht vor, und das Genehmigungsverfahren befand sich in der Anfangsphase. Erfahrungsgemäß erfolgen jedoch bis zum Abschluß des Genehmigungsverfahrens gravierende Änderungen, die in der Studie naturgemäß nicht berücksichtigt werden konnten.
2. Eine Risiko-Studie ist um so weniger belastbar, je weniger Bau- und Betriebserfahrungen für die betrachtete Reaktorlinie vorliegen. Von daher können Risikostudien für fortgeschrittene Reaktorbaulinien nicht den Grad an Belastbarkeit für sich beanspruchen, wie er für LWR-Risikostudien gegeben ist.

3. Die Auslegung des CRBRP unterscheidet sich wesentlich von der des SNR-300. Von den deutschen Genehmigungsbehörden sind an vielen Stellen weitergehendere Sicherheitsanforderungen gestellt worden als in den USA.
4. Die CRBRP-Risikostudie bezieht sich auf die spezifischen Standortbedingungen dieses Projekts (Bevölkerungsdichte, Meteorologie, Erdbebenhäufigkeit).
5. Um den Aufwand zu reduzieren, wurde in der CRBRP-Studie an vielen Stellen auf die realistische Analyse von Störfallabläufen verzichtet; statt dessen wurden äußerst pessimistische Annahmen getroffen. Damit wurden wesentliche inhärente Sicherheitspotentiale außer Acht gelassen.

Das im Vergleich zum LWR äußerst günstige Ergebnis überrascht indessen nicht in Anbetracht der nicht projekt-, sondern baulinienspezifischen Sicherheitseigenschaften, wie:

- Niederdrucksystem
- hohe Abschaltzuverlässigkeit
- Effizienz des Kühlmittels Natrium.

5.3 Das Störfallverhalten des Hochtemperaturreaktors

Quantitative Aussagen zum Störfallverhalten eines bestimmten Reaktortyps müssen unter Zugrundelegung einer konkreten Reaktoranlage dieses Typs gewonnen werden. Als solche wurde der HTR-1160 gewählt, weil er derzeit die am weitesten entwickelte Anlage darstellt, seine Leistung der moderner Leichtwasserreaktoren vergleichbar ist und umfangreiche Untersuchungen über sein Verhalten bei Störfällen vorliegen. Jedoch gelten die sich auf den HTR-1160 beziehenden Ausführungen im wesentlichen auch für andere stromerzeugende HTR-Anlagen, da die das Störfallverhalten bestimmenden Eigenschaften vorwiegend systeminhärent und nicht konzeptspezifisch sind.

5.3.1 Spezifische Eigenschaften eines Hochtemperaturreaktors (HTR)

Der Hochtemperaturreaktor weist eine Reihe spezifischer Eigenschaften auf, die sich besonders günstig auf das Störfallverhalten auswirken und ihn zu einem Reaktortyp mit sehr hoher inhärenter Sicherheit machen.

- Das Core besteht aus keramischen Werkstoffen mit hohen Schmelz- und Sublimationspunkten. Es erlaubt beträchtliche kurzfristige Überschreitungen der zulässigen Betriebstemperaturen ohne irreversible Schäden an der Anlage.
- Die feste Verbindung der großen Wärmekapazität des Graphitmoderators mit dem Brennstoff bewirkt eine starke Verlangsamung von Temperaturtransienten, so daß bei Störfällen vergleichsweise lange Zeitspannen für die Ergreifung von Gegenmaßnahmen zur Verfügung stehen.
- Die große Wärmekapazität des Cores führt beim Kühlmittelverluststörfall⁺⁾ zur zeitlichen Entkoppelung von Druck- und Temperaturtransienten. Die

+) Zutreffender ist die Bezeichnung "Druckentlastungsstörfall".

Drucktransienten alleine sind nicht in der Lage, die Hüllen der Brennstoffpartikel zu beschädigen, so daß die in den Brennelementen enthaltene Spaltproduktaktivität eingeschlossen bleibt.

- Das Kühlgas Helium ist chemisch inert und neutronenphysikalisch neutral. Es unterliegt keiner Phasenumwandlung. Kühlprobleme, wie sie sich bei flüssigkeitsgekühlten Reaktoren durch die Möglichkeit des Überschreitens der Phasengrenze ergeben, treten daher nicht auf.
- Die Verwendung eines Gases als Kühlmittel schließt den vollständigen Kühlmittelverlust aus. Der Kühlmechanismus des Normalbetriebes bleibt daher unter allen Störfallbedingungen erhalten. Er reicht in jedem Fall zur Nachwärmeabfuhr aus.
- Die im Kühlgas gespeicherte Kompressions- und thermische Energie ist vergleichsweise gering. Sie begrenzt wirksam die bei Brüchen im Primärkreis möglichen mechanischen Schäden am Reaktor und Reaktorschutzgebäude.
- Der Reaktordruckbehälter aus Spannbeton, in den der gesamte Primärkreislauf integriert ist, begrenzt die bei Primärkreislaufbrüchen möglichen Lecköffnungen. Ein Bersten des Behälters ist wegen der Trennung von Dicht- und Tragfunktion prinzipiell auszuschließen, so daß von dieser Seite keine Gefahr für eine Beschädigung des Reaktorschutzgebäudes droht.

Den aufgelisteten positiven Eigenschaften steht als spezifischer Nachteil die Gefahr der chemischen Reaktion des heißen Core-Graphits mit in den Primärkreislauf eindringendem Sauerstoff und/oder Wasser gegenüber.

5.3.2 Größter anzunehmender Unfall

Störfallablauf

Im deutschen Sicherheitsbericht für den HTR-1160 /HRB (1974)/ wird als Größter anzunehmender Unfall (GaU) in Analogie zum Leichtwasserreaktor der Kühlmittelverlust in das Reaktorschutzgebäude definiert. Dabei wird angenommen, daß ein Abschluß des Spannbetonbehälters aufreißt und eine Öffnung von 645 cm^2 freigelegt wird. Durch die entstandene Öffnung, die ca. 25 % größer angenommen wird als von der Konstruktion her möglich, strömt das im Primärkreislauf enthaltene Helium in das Reaktorschutzgebäude, bis ein Druckausgleich zwischen Primärkreislauf und Schutzgebäude erzielt ist. Letzteres ist nach ca. 6 min der Fall. Die während der Druckentlastung auftretenden Druckkräfte sind nicht in der Lage, mechanische Zerstörungen im Innern des Primärkreislaufs hervorzurufen.

Der zu niedrige Druck im Primärkreislauf führt zu einer automatischen Reaktorabschaltung. Der Druckaufbau im Reaktorschutzgebäude hat die Schließung der Schutzgebäudeabschlüsse zur Folge. Die Dampfproduktion geht zurück. Nach einer bestimmten Zeit (ca. 10 min) steht nicht mehr genügend Dampf für den Antrieb der dampfgetriebenen Hauptgebläse und Speisewasserpumpen zur Verfügung. Der zu starke Abfall des Primärkreislaufdurchflusses oder des Speisewasserdurchflusses führt zur Anforderung des Nachwärmeabfuhrsystems.

Die Druckentlastung bewirkt eine Änderung der Kühlmitteldichte, hat aber keinen vollständigen Kühlmittelverlust zur Folge. Der normale Kühlmechanismus bleibt erhalten, jedoch ist wegen der Abnahme der Kühlmitteldichte eine sehr viel höhere Gebläseleistung als bei Normaldruck zur Abfuhr der Nachwärme erforderlich. Die Gebläse der Nachwärmeabfuhrsysteme sind dafür ausgelegt.

Die im Primärkühlmittel gespeicherte Kompressions- und thermische Energie wird durch die Druckentlastung in das Reaktorschutzgebäude freigesetzt. Sie

beträgt beim HTR-1160 etwa 11 MWh und führt bei einem Schutzgebäudevolumen von $48\,000\text{ m}^3$ zu einem max. Störfalldruck von 3,9 bar bei einer Temperatur der Schutzgebäude-Atmosphäre von $345\text{ }^\circ\text{C}$. Die Temperatur nimmt innerhalb von 15 min aufgrund des Wärmeaustausches zwischen der Atmosphäre und den Schutzgebäudeeinbauten auf $65\text{ }^\circ\text{C}$ ab und vermindert dabei den Druck auf 2,1 bar. Sobald die Temperatur unter $90\text{ }^\circ\text{C}$ abgefallen ist, wird das Umluftfiltersystem in Betrieb gesetzt, um die Konzentration der ausfilterbaren Radionuklide in der Schutzgebäude-Atmosphäre zu reduzieren.

Freisetzung von Radionukliden in die Atmosphäre

Beim Bruch des Primärkreislaufs wird die gesamte im Kühlgas enthaltene Aktivität (hauptsächlich Edelgase) spontan ins Reaktorschutzgebäude freigesetzt. Ferner ist anzunehmen, daß auch ein Teil der im Primärkreislauf abgelagerten Spaltprodukte (Jod, metallische Spaltprodukte) durch die bei der Druckentlastung auftretenden Strömungskräfte frei wird und mit dem Gasstrom ins Reaktorschutzgebäude gelangt. Davon wird allerdings wegen der im Schutzgebäude auftretenden Ablagerungsmechanismen nur ein Teil zur atmosphärischen Freisetzung zur Verfügung stehen.

Der Quellterm zur Berechnung der Umgebungsbelastung wird bestimmt durch die Normalkühlgasaktivität, die im Primärkreislauf abgelagerte Aktivität (Plate-out-Aktivität), den bei schneller Druckentlastung freiwerdenden Plate-out-Anteil, den Ablagerungsanteil im Reaktorschutzgebäude sowie die Schutzgebäude-Leckage. Angaben über die zu erwartende Kühlgas- und Plate-out-Aktivität beim HTR-1160 befinden sich in /HRB (1974), GA (1975), GA (1976)/. Die Werte sind in Tab. 5.2 für die dominanten Nuklide der Ganzkörper- ($\beta+\gamma$), Schilddrüsen- und Knochendosis zusammengestellt. Die Sicherheitsberichte /HRB (1974), GA (1975)/ geben 2 Aktivitätswerte an, nämlich den Erwartungswert und den Auslegungswert. Der Erwartungswert tendiert zur realistischen Seite, während der Auslegungswert wegen mangelnder Betriebserfahrungen mit teilweise beträchtlichen, physikalisch nicht gerechtfertigten Sicherheitsaufschlägen versehen ist, um mit der

Tabelle 5.2: Aktivität der für verschiedene Bezugsorgane dominanten Nuklide im Kühlgas und im Primärkreislauf (Plateout) des HTR-1160 nach verschiedenen Angaben

Bestimmend für	Kühlgasaktivität [Ci]							Plateout-Aktivität [Ci]				
	Nuklid	/HRB*) (1974)/		/GA**) (1975)/		/GA**) (1976)/		/HRB*) (1974)/	/GA**) (1975)/		/GA**) (1976)/	
		Erwart.-W.	Ausleg.-W.	Erwart.-W.	Ausleg.-W.	Mittel	oberer 2 σ -Wert		Ausleg.-W.	Erwart.-W.	Ausleg.-W.	Mittel
Ganzkörperdosis	Xe-133	2980	23500	939	8650	596	959	-	-	-	-	-
	Xe-135	5220	43500	1590	16000	1010	1625	-	-	-	-	-
	Kr-88	17000	175000	4090	39000	1750	2690	-	-	-	-	-
	Kr-87	11900	130000	2050	19000	878	1350	-	-	-	-	-
	Kr-85m	7860	92700	1810	18000	776	1193	-	-	-	-	-
	Rb-88	49,2	34600	26,4	8360	2,14	6,4	176000	4100	40900	1760	2680
Schilddrüsendosis	J-131	0,17	121	0,113	41,0	0,073	0,39	355000	12900	120000	8220	13070
	J-132	2,37	1520	1,51	549	0,961	5,2	318000	11900	105000	7530	11970
	J-133	1,05	725	0,698	258	0,445	2,4	243000	8820	84000	5580	8870
	J-135	1,63	1170	1,06	426	0,675	3,6	110000	3720	38000	2350	3740
Knochen-dosis	Sr-90	$2,5 \cdot 10^{-5}$	$9,7 \cdot 10^{-3}$	$5,5 \cdot 10^{-5}$	$7,9 \cdot 10^{-3}$	$6,8 \cdot 10^{-7}$	$1,6 \cdot 10^{-5}$	22000	4100	15400	346	7989
	Sr-89	$2,1 \cdot 10^{-5}$	0,73	-	-	-	-	49600	-	-	-	-
	Ce-144	$1,8 \cdot 10^{-6}$	167	$3,7 \cdot 10^{-6}$	$1,5 \cdot 10^{-2}$	$6,6 \cdot 10^{-7}$	$2,0 \cdot 10^{-5}$	1570	13,1	1290	12,4	360
	Te-132	0,384	247	0,246	85	0,029	0,093	268000	10100	88200	6390	10160
	Cs-134	$2,8 \cdot 10^{-4}$	0,233	$6,5 \cdot 10^{-4}$	0,243	$2,9 \cdot 10^{-4}$	$8,3 \cdot 10^{-3}$	58100	6100	57800	14400	418000
	Cs-137	$1,0 \cdot 10^{-4}$	0,085	$2,3 \cdot 10^{-4}$	0,088	$1,1 \cdot 10^{-4}$	$3,2 \cdot 10^{-3}$	163000	16200	159000	40200	$1,2 \cdot 10^6$

*) HRB = HOCHTEMPERATUR - REAKTORBAU

**) GA = GENERAL ATOMIC

Auslegung der Anlage auf jeden Fall auf der sicheren Seite zu liegen. Die Studie /GA (1976)/ (AIPA-Studie) gibt demgegenüber Mittelwerte und die Unsicherheitsbandbreite, die sich auf eine statistische Sicherheit von 95 % bezieht, an. Für die Kühlgasaktivität stimmen die Mittelwerte recht gut mit den für einen Kugelhaufenreaktor vergleichbarer Leistung berechneten Aktivitätswerten /MÜLLER, A., u.a. (1977), VON DER DECKEN, C.B., u.a.(1976)/ überein. Den nachfolgenden Angaben über die Aktivitätsfreisetzung beim GaU in das Reaktorschutzgebäude und über den daraus resultierenden Quellterm für die Umgebungsbelastung werden daher die aus der AIPA-Studie stammenden Mittelwerte zugrunde gelegt.

Der Anteil der bei der Druckentlastung freigesetzten Plateout-Aktivität wird mit 1,1 % angenommen. Dieser Wert stammt aus GAIL-Loop-Experimenten /USAEC (1973)/ und wird sowohl in /HRB (1974)/ als auch in /GA (1976)/ verwendet.

Die Leckrate f_L des Reaktorschutzgebäudes ist mit 0,1 %/d anzusetzen /HRB (1974)/. An Abbauprozessen innerhalb des Reaktorschutzgebäudes sind generell der für die einzelnen Nuklide unterschiedliche radioaktive Zerfall (Zerfallskonstante λ) sowie für Jod und feste Spaltprodukte die kontinuierliche Ablagerung auf den Oberflächen im Innern des Schutzgebäudes und die Ausfilterung über die Umluftfilteranlage (falls in Betrieb) zu berücksichtigen. Die Ablagerungsrate f_A wird mit $6 \cdot 10^{-6} \text{ s}^{-1}$ angenommen. Die Filterrate f_F ist mit 10^{-4} s^{-1} anzusetzen.

Tab. 5.3 zeigt die bei der Druckentlastung insgesamt ins Reaktorschutzgebäude freigesetzte Aktivität $A_C(0)$, aufgeschlüsselt nach den dominanten Nukliden. Hieraus wurde die Abnahme der gasgetragenen Aktivität $A_C(t)$ und die kumulativ zur Zeit t in die Außenatmosphäre freigesetzte Aktivitätsmenge $Q_{\text{Atm}}^{\text{kum}}(t)$ mit folgenden Gleichungen analytisch berechnet:

$$\frac{dA_C}{dt} = -\lambda \cdot A_C - f_L \cdot A_C - f_A \cdot A_C - f_F \cdot A_C \quad (1)$$

$$A_C(t) = A_C(0) \cdot e^{-(\lambda + f_L + f_A + f_F) \cdot t}$$

Tabelle 5.3: Aktivitätsfreisetzung dominanter Nuklide ins Reaktorschutzgebäude bei Berücksichtigung der in /GA (1976)/ angegebenen Mittelwerte für die Kühlgas- und Plateoutaktivität.

Isotop	Aktivität (Ci) im Reaktorschutzgebäude nach GaU		
	aus Kühlgas-Aktivität ($\cong 100\%$)	aus Plateout-Aktivität ($\cong 1,1\%$)	Gesamt-Aktivität $A_C(0)$
Xe-133	596	-	596
Xe-135	1010	-	1010
Kr-88	1750	-	1750
Kr-87	878	-	878
Kr-85m	776	-	776
Rb-88	2,14	19,4	21,5
J-131	0,073	90,4	90,5
J-132	0,961	82,8	83,8
J-133	0,445	61,4	61,8
J-135	0,675	25,9	26,6
Sr-90	$6,8 \cdot 10^{-7}$	3,81	3,81
Ce-144	$6,6 \cdot 10^{-7}$	0,14	0,14
Te-132	$2,9 \cdot 10^{-2}$	70,3	70,3
Cs-134	$2,9 \cdot 10^{-4}$	158,4	158,4
Cs-137	$1,1 \cdot 10^{-4}$	442,2	442,2

$$\begin{aligned}
 Q_{\text{Atm.}}^{\text{kum}}(t) &= \int_0^t f_L \cdot A_C \cdot (t') \cdot dt' \\
 &= \frac{f_L}{\lambda + f_L + f_A + f_F} \cdot A_C(0) \cdot (1 - e^{-(\lambda + f_L + f_A + f_F) \cdot t})
 \end{aligned}
 \tag{2}$$

In Tab. 5.4 sind die kumulativ in die Umgebung freigesetzten Aktivitätsmengen der dominanten Nuklide für verschiedene Zeiten nach Störfalleintritt zusammengefaßt. Es handelt sich also um die Aktivitätsmenge, die zum jeweiligen Zeitpunkt die Barriere des Reaktorschutzgebäudes passiert hat. Von der Filteranlage und der Ablagerung im Reaktorschutzgebäude nicht beeinflußt ist die Freisetzung der radioaktiven Edelgase (Tab. 5.4, Teil A). Die Freisetzung der Jod-Isotope und der festen Spaltnuklide hängt dagegen entscheidend von diesen beiden Abbauprozessen ab. Bei voller Funktion der Umluftfilteranlage erhält man die Ergebnisse gemäß Tab. 5.4, Teil B. Bei der Berechnung der Umgebungsbelastung beim GaU wurde in /HRB (1974)/ die Umluftfilteranlage nicht berücksichtigt. In diesem Fall ergeben sich die höheren Aktivitätsfreisetzungen nach Tab. 5.4, Teil C.

Die Angaben über die Aktivitätsfreisetzung ins Reaktorschutzgebäude und die Umgebung basieren, wie bereits erwähnt, auf den in /GA (1976)/ angegebenen Mittelwerten⁺). Sollen bei der Berechnung der Umgebungsbelastung das Unsicherheitsband oder die Auslegungswerte berücksichtigt werden, so sind die Werte in Tab. 5.4 mit dem Aktivitätsverhältnis des jeweiligen Nuklids zum Zeitpunkt $t=0$ zu multiplizieren.

Mögliche Änderungen des zu unterstellenden Störfallablaufs und deren Konsequenzen

Gegenwärtig wird diskutiert, ob beim Kühlmittelverluststörfall des HTR-1160 das Aufreißen eines Dampferzeugerrohres als Folgeschaden zu unterstellen

+) siehe Tab. 5.2

Tabelle 5.4: Kumulative Aktivitätsfreisetzung aus dem Reaktorschutzgebäude in die Außenatmosphäre in Abhängigkeit von der Zeit. Leckrate: 1 % pro Tag

	Isotop	Kumulative Aktivitätsfreisetzung [Ci] in die Atmosphäre bis									
		2 h	4 h	8 h	16 h	24 h	2 d	4 d	8 d	15 d	30 d
Teil A Ganzkörper- dosis	Xe-133	0,0495	0,0985	0,195	0,381	0,560	1,05	1,86	2,95	3,89	4,43
	Xe-135	0,0783	0,146	0,253	0,391	0,467	0,543	0,557	0,558	→	→
	Kr-88	0,115	0,185	0,254	0,289	0,293	0,294	→	→	→	→
	Kr-87	0,0446	0,0595	0,0662	0,0670	→	→	→	→	→	→
	Kr-85m	0,0556	0,0961	0,147	0,189	0,201	0,205	0,2055	→	→	→
	Rb-88	$3,4 \cdot 10^{-4}$	→	→	→	→	→	→	→	→	→
Teil B mit Umluftfilterung	J-131	$5,4 \cdot 10^{-3}$	$8,0 \cdot 10^{-3}$	$9,8 \cdot 10^{-3}$	$1,04 \cdot 10^{-2}$	→	→	→	→	→	→
	J-132	$3,9 \cdot 10^{-3}$	$4,9 \cdot 10^{-3}$	$5,2 \cdot 10^{-3}$	$5,3 \cdot 10^{-3}$	→	→	→	→	→	→
	J-133	$3,6 \cdot 10^{-3}$	$5,2 \cdot 10^{-3}$	$6,3 \cdot 10^{-3}$	$6,5 \cdot 10^{-3}$	$6,6 \cdot 10^{-3}$	→	→	→	→	→
	J-135	$1,4 \cdot 10^{-3}$	$2,0 \cdot 10^{-3}$	$2,3 \cdot 10^{-3}$	$2,4 \cdot 10^{-3}$	→	→	→	→	→	→
	Sr-90	$2,3 \cdot 10^{-4}$	$3,4 \cdot 10^{-4}$	$4,2 \cdot 10^{-4}$	$4,4 \cdot 10^{-4}$	→	→	→	→	→	→
	Ce-144	$8,3 \cdot 10^{-6}$	$1,2 \cdot 10^{-5}$	$1,5 \cdot 10^{-5}$	$1,6 \cdot 10^{-5}$	→	→	→	→	→	→
	Te-132	$4,2 \cdot 10^{-3}$	$6,1 \cdot 10^{-3}$	$7,5 \cdot 10^{-3}$	$7,9 \cdot 10^{-3}$	$8,0 \cdot 10^{-3}$	→	→	→	→	→
	Cs-137	$2,6 \cdot 10^{-2}$	$3,9 \cdot 10^{-2}$	$4,8 \cdot 10^{-2}$	$5,1 \cdot 10^{-2}$	→	→	→	→	→	→
Teil C ohne Umluftfilterung	J-131	$7,4 \cdot 10^{-3}$	$1,4 \cdot 10^{-2}$	$2,7 \cdot 10^{-2}$	$5,0 \cdot 10^{-2}$	$6,8 \cdot 10^{-2}$	0,105	0,137	0,149	0,150	→
	J-132	$5,1 \cdot 10^{-3}$	$7,8 \cdot 10^{-3}$	$1,0 \cdot 10^{-2}$	$1,1 \cdot 10^{-2}$	→	→	→	→	→	→
	J-133	$4,9 \cdot 10^{-3}$	$9,3 \cdot 10^{-3}$	$1,7 \cdot 10^{-2}$	$2,7 \cdot 10^{-2}$	$3,4 \cdot 10^{-2}$	$4,4 \cdot 10^{-2}$	$4,7 \cdot 10^{-2}$	→	→	→
	J-135	$2,0 \cdot 10^{-3}$	$3,5 \cdot 10^{-3}$	$5,6 \cdot 10^{-3}$	$7,7 \cdot 10^{-3}$	$8,4 \cdot 10^{-3}$	$8,9 \cdot 10^{-3}$	→	→	→	→
	Sc-90	$3,1 \cdot 10^{-4}$	$6,1 \cdot 10^{-4}$	$1,2 \cdot 10^{-3}$	$2,2 \cdot 10^{-3}$	$3,0 \cdot 10^{-3}$	$4,8 \cdot 10^{-3}$	$6,4 \cdot 10^{-3}$	$7,2 \cdot 10^{-3}$	$7,3 \cdot 10^{-3}$	$7,4 \cdot 10^{-3}$
	Ce-144	$1,1 \cdot 10^{-5}$	$2,2 \cdot 10^{-5}$	$4,3 \cdot 10^{-5}$	$7,9 \cdot 10^{-5}$	$1,1 \cdot 10^{-4}$	$1,7 \cdot 10^{-4}$	$2,4 \cdot 10^{-4}$	$2,6 \cdot 10^{-4}$	$2,7 \cdot 10^{-4}$	→
	Te-132	$5,7 \cdot 10^{-3}$	$1,1 \cdot 10^{-2}$	$2,1 \cdot 10^{-2}$	$3,7 \cdot 10^{-2}$	$5,0 \cdot 10^{-2}$	$7,4 \cdot 10^{-2}$	$9,1 \cdot 10^{-2}$	$9,6 \cdot 10^{-2}$	→	→
	Cs-137	$1,3 \cdot 10^{-2}$	$2,5 \cdot 10^{-2}$	$4,9 \cdot 10^{-2}$	$8,9 \cdot 10^{-2}$	0,124	0,197	0,267	0,300	0,305	→
		$3,6 \cdot 10^{-2}$	$7,1 \cdot 10^{-2}$	0,136	0,250	0,346	0,551	0,746	0,840	0,853	→

ist. Es deutet sich die Tendenz an, daß dies gefordert wird, sofern die Dampferzeugerrohre nicht hundertprozentig wiederholungsprüfbar sind. Man geht von der Vorstellung aus, daß Dampferzeugerrohre z.B. durch korrosive Einwirkungen im Laufe der Zeit so stark geschädigt werden könnten, daß die Mehrbelastung beim Kühlmittelverluststörfall von 30 % zum Aufplatzen eines Rohres führt. Jedoch muß die Wandstärke eines Rohres auf 25 % des ursprünglichen Wertes abnehmen, ehe mit einem solchen Fall zu rechnen ist. Außerdem sind die beim Kühlmittelverluststörfall auftretenden Strömungskräfte vergleichbar denen bei Normalbetrieb. Dies sind Gründe, weshalb man bisher glaubte, beim Kühlmittelverluststörfall des HTR den Dampferzeugerschaden nicht mit unterstellen zu müssen. Es gibt deshalb bisher auch wenig Untersuchungen über diesen Fall. Trotzdem soll versucht werden, die Konsequenzen eines solchen Falles abzuschätzen. Als Grundlage dient ein in /GA (1976)/ analysierter vergleichbarer Störfall.

Der Störfall hat als auslösendes Ereignis den Bruch einer Dampferzeugerleitung. Parallel dazu reißt ein Behälterabschluß auf. Der Reaktor wird abgeschaltet, der defekte Dampferzeuger abgesperrt und druckentlastet. Das Reaktorschutzgebäude wird geschlossen. Das Umluftfiltersystem geht in Betrieb.

Nach /GA (1976)/ ergibt sich bei diesem Störfall im Abstand von 2,5 km vom Reaktor eine Gesamtkörperbelastung nach 30 d von $2,2 \cdot 10^{-4}$ rem. Die Schilddrüsenbelastung beträgt unter den gleichen Bedingungen $9 \cdot 10^{-6}$ rem. Im Vergleich dazu beträgt die Ganzkörperbelastung beim Kühlmittelverluststörfall ohne Wassereinbruch unter sonst gleichen Bedingungen $3,1 \cdot 10^{-6}$ rem. Die Schilddrüsenbelastung wird für diesen Fall ebenfalls mit $9 \cdot 10^{-6}$ rem angegeben. Der Anstieg der Ganzkörperbelastung resultiert aus der Hydrolyse defekter Brennstoffpartikel, die eine verstärkte Edelgasfreisetzung zur Folge hat.

Noch offen ist, ob das auf den Oberflächen des Primärkreislaufes absorbierte Jod und Cäsium mit dem Wasserdampf sehr flüchtige Verbindungen bildet und dies zu einer stärkeren Freisetzung von Plateout-Aktivität

führt. In /GA (1976)/ wird dieser Effekt vernachlässigt. Die Forschungsarbeiten auf diesem Gebiet stecken jedoch noch in den Anfängen, so daß zur Zeit noch kein abschließendes Urteil möglich ist. Nach /VON DER DECKEN, C.B., et al. (1976)/ weisen die ersten Ergebnisse darauf hin, daß auch bei Kombination des Kühlmittelverluststörfalls mit einem gleichzeitigen Dampfeinbruch der Anteil der Spaltprodukte, der spontan von den Oberflächen des Primärkreislaufes abgetragen wird, im Verhältnis zur Gesamtmenge der adsorbierten Spaltprodukte sehr klein bleibt.

Neben der erhöhten Freisetzung von Spaltprodukten durch den Wassereinbruch ist zu berücksichtigen, daß die chemische Reaktion des Wasserdampfs mit dem Core-Graphit zur Erzeugung von Wassergas ($\text{CO}+\text{H}_2$) führt. Die Mengen sind nach /GA (1976)/ jedoch so gering, daß die Bildung eines brennbaren Gasgemisches im Reaktorschutzgebäude ausgeschlossen werden kann.

5.3.3 Weitere Auslegungstörfälle

Wassereinbruch

Ein besonderes Sicherheitsinteresse gilt beim Hochtemperaturreaktor dem Eindringen von Wasser oder Dampf in den Primärkreislauf, wodurch chemische Reaktionen im Core hervorgerufen werden. Eine Reihe unerwünschter Effekte wie Dampf-Graphit-Reaktionen, Dampf-Brennstoff-Reaktionen, verstärkte Edelgasfreisetzung aus defekten Brennstoffpartikeln und die mögliche Schwächung von Graphitstrukturen treten dabei auf. Außerdem entsteht Wassergas, das die Gefahr der Erzeugung brennbarer Gasgemische verursacht, falls es in ausreichenden Mengen ins Reaktorschutzgebäude freigesetzt wird.

Das Ausmaß des Schadens bei einem solchen Störfall hängt von verschiedenen Umständen ab, hauptsächlich von der Menge des eingedrungenen Wassers und der Temperatur, bei der die Reaktion des Wasserdampfs mit dem Graphit

abläuft. Für den Auslegungsfall wird die pro Zeiteinheit einströmende Wassermenge mit 40 kg/s angenommen (zu erwartende Einströmrates bei doppelendigem Bruch eines Rohres im Vorwärmer nach /GA (1975)/ 10 kg/s). In 2v3-Schaltung arbeitende Feuchtefühler isolieren den defekten Dampferzeuger nach etwa 10 s. Einschließlich der bis zur Druckentlastung des Dampferzeugers ausströmenden Wassermenge dringen etwa 0,7 bis 0,8 t Wasser in den Primärkreislauf ein.

Da beim Entdecken eines Wassereintruchs der Reaktor abgeschaltet wird und die weiterlaufende Primärkreiskühlung das Core in wenigen Minuten auf Temperaturen unter 850 °C abkühlt, kommt die Wassergasreaktion schnell zum Stillstand. Der durch Wasserdampf und gasförmige Reaktionsprodukte erzeugte Druckanstieg im Primärkreislauf ist mit weniger als 1 bar zu vernachlässigen. Die Reaktivitätserhöhung spielt mit weniger als 0,1 Nile ebenfalls keine Rolle. Die während des Störfalls umgesetzten Graphitmengen sind so gering, daß die Festigkeit der tragenden Komponenten nicht beeinträchtigt wird. Durch die Reaktion beschädigter Brennstoffpartikel mit Wasserdampf wird bei den Blockelementen ein geringer Bruchteil des Edelgasinventars in das Kühlgas freigesetzt. Da indessen die Sicherheitsventile des Primärkreislaufs wegen der geringen Druckerhöhung nicht ansprechen, bleibt die freigesetzte Aktivität im Primärkreislauf eingeschlossen /HRB (1974)/.

Lufteinbruch

Lufteinbruch in den Primärkreislauf eines HTR ist nach einem Druckentlastungsstörfall zu erwarten. Dabei kommt es zu einer exothermen Reaktion des Luftsauerstoffs mit dem Core-Graphit. Die Folgen davon sind der Abbrand von Graphit und die Schwächung von Graphitstrukturen, die Erzeugung zusätzlicher Wärme, die Bildung brennbarer Gase sowie die Freisetzung in Graphit eingelagerter Stoffe. In welchem Umfang dies der Fall ist, hängt von der eindringenden Luftmenge und der Wirksamkeit der Nachwärmeabfuhr ab.

Sobald die Graphittemperatur auf unter 500 °C abgesunken ist, verläuft die Reaktion so träge, daß nur noch Langzeiteinwirkungen auf die Graphitfestigkeit zu berücksichtigen sind.

Als Auslegungsstörfall spielt der Lufteinbruch keine große Rolle, weil durch die Integration des Primärkreislaufs in einen Spannbetonbehälter der erzwungene Gasaustausch zwischen Primärkreislauf und Reaktorschutzgebäude ausgeschaltet und so die eindringende Luftmenge wirksam begrenzt wird. Selbst die bei Öffnungen im Deckenbereich des Spannbetonbehälters auftretende Naturkonvektion führt bei den ungünstigstenfalls zu erwartenden Leckgrößen von 650 cm² nur zu Lufteinbruchraten von maximal 600 kg/h. Da das Nachwärmeabfuhrsystem das Core innerhalb von 16 h auf Temperaturen unter 500 °C abkühlt, bleibt die abgebrannte Graphitmenge auf 1500 kg begrenzt. Der maximale Graphitabbrand der Brennelemente beträgt dabei 5 %. Die durch die chemische Reaktion zusätzlich erzeugte Wärme ist gegenüber der Nachwärme vernachlässigbar. Der CO-Gehalt in der Reaktorschutzgebäude-Atmosphäre steigt bei vollständiger Durchmischung auf 3 Vol.-% und bleibt damit noch weit unterhalb der unteren Zündgrenze von CO in Luft, die bei 12,5 Vol.-% liegt.

5.3.4 Störfälle mit einer Freisetzung von Radionukliden über das Abwasser

Beim HTR-1160 befinden sich zwischen den aktivitätsführenden oder möglicherweise aktivitätsführenden Kühlkreisläufen und den Kreisläufen, die mit Flußwasser versorgt werden, Zwischenkreisläufe. In jedem Fall müssen daher zwei Barrieren gleichzeitig versagen, damit es zu einer unbeabsichtigten Abgabe von Radioaktivität über den Abwasserpfad kommt. Dieser Fall ist jedoch so unwahrscheinlich, daß er nicht zu betrachten ist. Störfälle dieser Art sind in /HRB (1974)/ auch nicht behandelt.

Über Störfälle in der Abwasseranlage, die eine erhöhte Freisetzung von Radionukliden über das Abwasser zur Folge haben, liegen zur Zeit keine Untersuchungen vor. Durch die Verwendung eines Gases als Primärkühlmittel ist beim Hochtemperaturreaktor der Anfall an radioaktiven Abwässern relativ gering. Nur bei routinemäßigen Dekontaminationsarbeiten an ausgebauten Komponenten oder bei Dekontaminationsarbeiten nach einem Reaktorstörfall fallen größere Mengen radioaktiven Wassers an. Dieses wird in Tanks der Abwasseranlage aufgefangen und kontrolliert über den Vorfluter abgegeben. Nach /GA (1976)/ wird beim HTR-1160 erwartet, daß der maximale Aktivitätsinhalt eines Tankes nach einer betriebsmäßigen Dekontaminationsarbeit etwa 30 Ci beträgt. Das Nuklidspektrum dieser Aktivität dürfte etwa dem der Plateout-Aktivität in Tab. 5.2 entsprechen. Der Bruch eines Abwassertankes führt nicht zur Abgabe von Radioaktivität über den Abwasserpfad, da das auslaufende Wasser im Sumpf des Gebäudes gesammelt und über Pumpen zurück in die Abwasseranlage gepumpt wird. Dieser Störfall führt allenfalls zur Freisetzung eines Bruchteils der im Wasser enthaltenen flüchtigen Spalt-nuklide über das Gebäudelüftungssystem an die Außenatmosphäre. Man müßte schon das unkontrollierte Abpumpen eines Behälters unterstellen, um zu einer erhöhten Freisetzung über den Abwasserpfad zu kommen. Ob dies eine reale Möglichkeit ist, wäre im einzelnen noch zu klären.

5.3.5 Risiko von Hochtemperaturreaktoren

Stand von HTR-Risikoanalysen

Für den amerikanischen HTR-1160 erschien im Frühjahr 1976 unter der Bezeichnung "HTGR Accident Initiation and Progression Analysis (AIPA)" eine siebenbändige Studie /GA (1976)/, die als Kernstück eine probabilistische Risikoanalyse enthält. Die Studie wurde von der General Atomic Company im Auftrag der US-Behörde ERDA durchgeführt und zielte in erster Linie darauf ab, vordringliche Forschungs- und Entwicklungsarbeiten

auf dem Gebiet der HTR-Sicherheit aufzuzeigen. Aufgrund der angewandten probabilistischen Risiko-Methode lieferte sie jedoch gleichzeitig eine erste Aussage über das mit dem Betrieb von Hochtemperaturreaktoren verbundene Risiko.

Die Arbeiten an der Studie waren mit Herausgabe des Statusberichtes noch nicht abgeschlossen. Sie dauern gegenwärtig noch an und konzentrierten sich im Finanzjahr 1977 auf eine weitere Eingrenzung der Unsicherheiten und einen Vergleich mit der Risikostudie WASH-1400 /RASMUSSEN, N., et al. (1974)/. Im Frühjahr 1977 erschien Band 8 des Statusberichtes mit kritischen Einzelkommentaren (u.a. von NRC) und entsprechenden Antworten der General Atomic /GA (1977)/.

In der Bundesrepublik Deutschland ist eine HTR-Sicherheitsstudie angelaufen, die im Auftrag des Bundesministers des Innern von der Kernforschungsanlage Jülich und der Gesellschaft für Reaktorsicherheit durchgeführt wird. Ziel der Sicherheitsstudie ist die Ermittlung von Risikowerten für Störfälle bei geplanten Kernkraftwerken mit Hochtemperaturreaktoren an einem Standort in der Bundesrepublik Deutschland. Als Basis dient die AIPA-Studie, die in einem ersten Schritt kritisch bewertet wurde. Diese Arbeit ist inzwischen abgeschlossen und dokumentiert /BMI (1977b)/. Die zweite Phase, Übertragung der Ergebnisse auf die deutsche HTR-1160-Anlage unter Berücksichtigung deutscher Standortverhältnisse und Beseitigung von Schwachstellen, ist angelaufen. Sie soll bis Mitte 1979 abgeschlossen sein. Danach soll sich eine dritte Phase anschließen, in der die Ergebnisse auf eine HTR-Anlage großer Leistung mit kugelförmigen Brennelementen übertragen werden.

Ergebnisse bisheriger Risikoanalysen

Die Ergebnisse der AIPA-Studie sind in Abb. 5.2 zusammenfassend dargestellt /GA (1977)/. Das Diagramm enthält alle Störfälle, deren Eintrittswahrscheinlichkeiten größer als 10^{-12} /a und deren Auswirkungen größer als

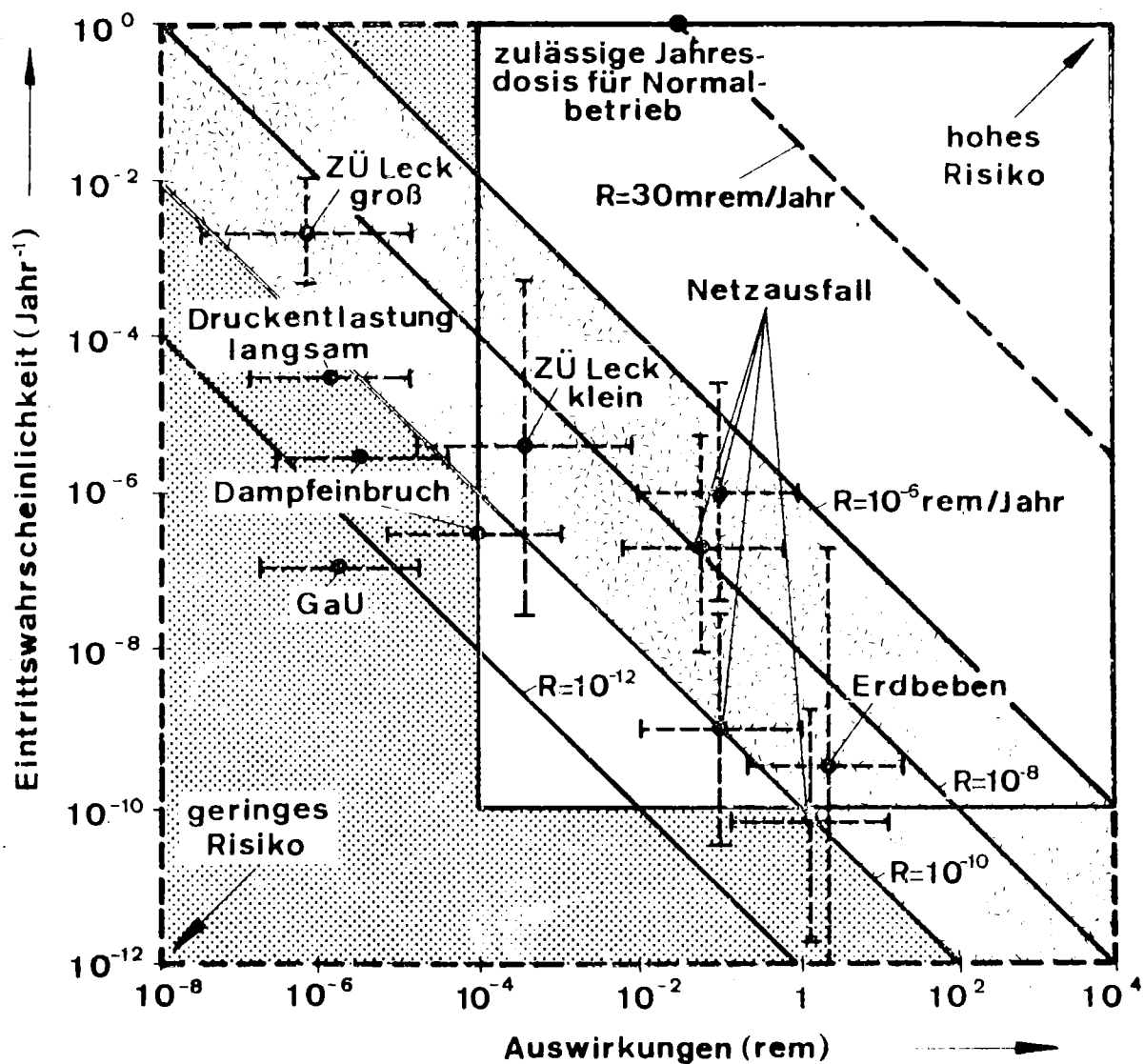


Abbildung 5.2: Eintrittswahrscheinlichkeit und Auswirkungen der in der AIPA-Studie /GA (1976)/ untersuchten Störfallsequenzen. Bei den Auswirkungen handelt es sich um die Gesamtkörper-Gamma-Dosis im Abstand von 2,5 km vom Reaktor für eine Zeitdauer von 30 Tagen nach Störfalleintritt.

10^{-8} rem/Person sind (die Dosiswerte sind Ganzkörperbelastungen und beziehen sich auf eine im Abstand von 2,5 km vom Reaktor wohnende Person bei einer Aufenthaltsdauer von 30 Tagen). Das höchste Risiko wird von den Störfällen "Zwischenüberhitzer (ZÜ)-Leck", "Netzausfall" und "Erdbeben" verursacht.

Bei einem Rohrbruch im Zwischenüberhitzer kann das spaltproduktführende Primärkühlmittel wegen des geringeren Drucks auf der Dampfseite des Zwischenüberhitzers in den Sekundärkreislauf eindringen. Dabei kommt unter Umgehung des Reaktorschutzgebäudes über die Kondensatorentgasung eine direkte Verbindung mit der Außenluft zustande. Die Aktivitätsabgabe ist jedoch maximal auf die im Primärkreislauf enthaltene Aktivität beschränkt.

Beim Netzausfall kann es zu einem Versagen der Nachwärmeabfuhrsysteme kommen, wenn die Notstromversorgung bei Anforderung nicht funktioniert. Im ungünstigsten Fall stehen etwa 60 min zur Verfügung, um die Nachwärmeabfuhr in Gang zu setzen. Gelingt dies nicht, so kommt es zu einer ungehinderten Core-Aufheizung. Core-Schmelzen ist dabei physikalisch auszuschließen, jedoch erreicht die Temperatur des Reaktorcores schließlich Werte, bei der die Brennstoffpartikel zerstört werden und größere Spaltproduktmengen wegen der unvermeidlichen Druckentlastung des Primärkreislaufs in das Reaktorschutzgebäude austreten. Die in Abb. 5.2 dargestellten Risikowerte für diesen Störfall beziehen sich auf verschiedene Störfallabläufe, die sich durch das Versagen weiterer Sicherheitseinrichtungen voneinander unterscheiden.

Beim Auftreten eines schweren Erdbebens kann es ebenfalls zum Ausfall der gesamten Stromversorgung des Reaktors kommen, so daß dieser Störfall schließlich ebenfalls zu einem Versagen der Nachwärmeabfuhrsysteme führt. Der in Abb. 5.2 dargestellte Risikowert für diesen Störfall bezieht sich auf ein Erdbeben mit einer Stärke, die dem 1,5-fachen Sicherheitserdbeben entspricht. Für ein Erdbeben dieser Stärke wurde das relativ höchste Risiko ermittelt.

Der Störfall "Netzausfall" verursacht mit rund 10^{-7} rem pro Jahr das höchste Individualrisiko. Er führt auch zusammen mit dem Störfall "Erdbeben" zur höchsten Einzeldosis von etwa 1 rem Ganzkörperbelastung in 30 Tagen. Die

Unsicherheiten der Eintrittswahrscheinlichkeiten und Auswirkungen betragen etwa 1 bis 1 1/2 Größenordnungen in beiden Richtungen. Eine besonders große Unsicherheit in der Eintrittswahrscheinlichkeit liegt beim Störfall "ZÜ-Leck" und "Erdbeben" vor.

Ein direkter Vergleich mit den Ergebnissen der Risikostudie WASH-1400 /RASMUSSEN, N., et al.(1974)/ ist schwierig, weil die Angabe des Risikos in rem/a nur etwas über die von einer Einzelperson an einer bestimmten Stelle empfangene Dosis aussagt. Zur Ermittlung des Risikos der Bevölkerung wären Angaben über die Dosisbelastung in einem größeren Bereich, die Bevölkerungs-dichte- und die medizinischen Auswirkungen bestimmter Strahlendosen notwendig. Trotz dieser unvollständigen Kenntnisse kann man sagen, daß bei den angegebenen Maximaldosen (unter 10 rem) Soforttote nicht zu erwarten sind.

Die kritische Bewertung der AIPA-Studie hat ergeben, daß die benutzten Methoden und der Detaillierungsgrad der technischen Unterlagen für die zugrundegelegte amerikanische HTR-1160-Anlage zufriedenstellend und in sich konsistent sind. Das Spektrum auslösender Ereignisse und die untersuchten Störfallabläufe sind zwar aufgrund methodischer Mängel noch nicht vollständig, aber es wurden keine neuen Störfälle gefunden, die nennenswert zum Risiko beitragen.

Die Störfälle "Dampfeinbruch", "Druckentlastung" und "Versagen großer SBB-Abschlüsse", die in der AIPA-Studie nur überschlägig behandelt wurden, müssen im Detail analysiert werden, da die ermittelten Risikowerte zu niedrig sind. Für die detailliert behandelten dominanten Störfälle "Zwischenüberhitzerleck", "Netzausfall (LOSP)" und "Erdbeben" ergeben sich für die wichtigen Sequenzen Änderungen für die Eintrittswahrscheinlichkeiten und die Auswirkungen (Abb. 5.3 Ganzkörperdosen). Bei den "Auswirkungen" sind vor allem zu optimistische Ablagerungsraten für Spaltprodukte zu bemängeln, die sich besonders auf die Inhalationsdosen auswirken, die nun als Folge der Kritik neben den Ganzkörperdosen einen nennenswerten Beitrag zum Gesamtrisiko liefern.

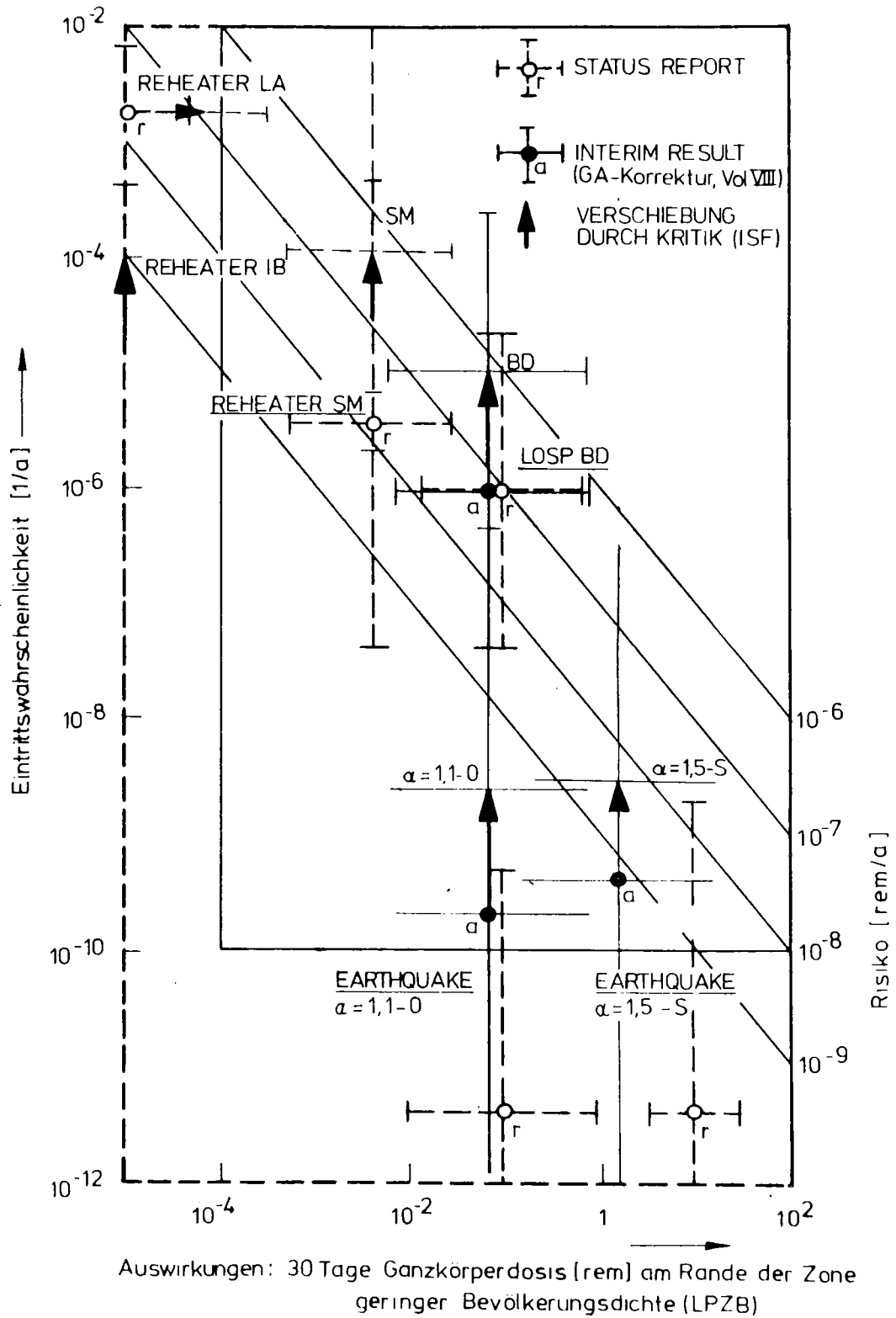


Abbildung 5.3: Überarbeitete AIPA-Ergebnisse für dominante Risikobeiträge (Ganzkörperdosis)

Die bewertete AIPA-Studie läßt erste Rückschlüsse auf ein geringes Störfallrisiko des HTR und dessen inhärente Sicherheitseigenschaften zu. Zu nennen sind hier vor allem der langsame Störfallablauf und das Ausbleiben eines frühen Containmentversagens. Bei den weiteren Arbeiten müssen u.a. die Störfallbetrachtungen über 48 h hinaus ausgedehnt und Wasserfreisetzung aus dem sich aufheizenden Spannbetonbehälter berücksichtigt werden, um auch so die Frage nach einem späteren unfallbedingten Containment-Versagen beantworten zu können.

5.4 Kritikalitätsstörfall bei der Wiederaufarbeitung von abgebrannten Kernbrennstoffen

Wie alle kerntechnischen Anlagen mit hohem Aktivitätsinventar sind auch Wiederaufarbeitungsanlagen so auszulegen, daß weder die naturbedingten Ereignisse Erdbeben, Sturm, Blitzschlag, Feuer und Hochwasser noch die zivilisationsbedingten Ereignisse Flugzeugabsturz, Druckwelle, Flächenbrand und Sabotage zu einer unzulässigen Freisetzung von Aktivitäten führen können. Im Hinblick auf die Gefährdung der Umwelt sind sogenannte Auslegungsstörfälle zu diskutieren, gegen deren Auswirkungen die Anlage so ausgelegt ist, daß eine unzulässige Belastung der Umgebung ausgeschlossen ist. Als Beispiele für solche Auslegungsstörfälle seien die folgenden angeführt /HENNIES, H.H., KÖRTING, K. (1976)/:

- Zerknall des Verdampfers für hochaktiven Abfall,
- Zirkaloybrand,
- Ausfall der Kühlung bei selbsterhitzenden Prozeßlösungen,
- Brand eines beladenen Lösungsmittels und
- Kritikalitätsstörfälle.

Es muß betont werden, daß sich die Sicherheitsproblematik bei der Wiederaufarbeitung in wesentlichen Teilen einfacher darstellt als z.B. beim LWR /FISCHER, M. (1977)/. Folgende Gründe sind hierfür zu nennen:

- Das Anlagensystem der Wiederaufarbeitungsanlage besitzt nicht den hohen Systemdruck wie z.B. das eines LWR.
- Die Temperaturen, bei denen die Prozesse ablaufen, sind aus Korrosionsgründen relativ niedrig (ca. 60 °C).
- Die kurzlebigen Radionuklide und damit die intensivsten Strahler sind zum Zeitpunkt der Wiederaufarbeitung bereits zerfallen.
- Nur ein kleiner Teil der radioaktiven Stoffe befindet sich im Wiederaufarbeitungsprozess selbst. So entsprechen die Spaltprodukte, die sich innerhalb einer Großanlage (1400 t) in Bearbeitung befinden, einer Brennstoffmenge von etwa 10 bis 20 t. Der größte Teil der Spaltprodukte befindet sich im Lagerbecken für abgebrannte Brennelemente und in den Lagertanks für hochaktiven Abfall.

In den folgenden Abschnitten wird ein Kritikalitätsstörfall bezüglich seiner möglichen Auswirkungen auf die unmittelbare Umgebung der Anlage näher untersucht. Solche Kritikalitätsstörfälle sind in allen nicht geometrisch sicheren Behältern bei ausreichender Brennstoffkonzentration möglich. Geometrisch sicher heißt dabei, daß die Querschnitte der Rohrleitungen und Apparate so bemessen sind, daß es nicht zur Ansammlung einer kritischen Masse von z.B. Plutonium mit der daraus folgenden Kettenreaktion kommen kann. Es ist zu betonen, daß die bei derartigen Störfällen freigesetzten Energiemengen durchaus beherrschbar sind. Problematisch ist jedoch die Strahlungsfreisetzung, die in unmittelbarer Nähe des Störfallablaufs zu hohen Dosiswerten führen kann.

5.4.1 Berechnung der lokalen Fraktalwerte der Dosisbelastungen

Bei Störfallemissionen kann angenommen werden, daß von den möglichen Expositionspfaden für die Strahlenbelastung die Belastungen durch β - und γ -Submersion sowie durch Inhalation von vorrangiger Bedeutung sind. Unter

bestimmten ungünstigen Voraussetzungen, z.B. Vorliegen einer Wetterlage mit Niederschlag, kann auch die γ -Bodenbestrahlung zu erhöhter Belastung beitragen /GRS (1977)/. In der vorliegenden Abschätzung werden nur die Belastungsanteile durch β - und γ -Submersion und durch Inhalation aufgezeigt. Die erhaltenen Werte stellen daher nicht die ungünstigste Abschätzung dar. β -Strahlen haben in Luft nur eine Reichweite von wenigen Metern. Die Strahlenexposition durch β -Submersion ist daher der Aktivitätskonzentration des entsprechenden Nuklids in der Luft am betrachteten Ort unmittelbar proportional. Dies gilt auch für die Strahlenbelastung durch Inhalation. Das Rechenmodell zur Berechnung der lokalen Nuklidkonzentrationen für einzelne Wetterkonfigurationen ist in Anhang 2 beschrieben. Bei der Exposition durch γ -Strahlung sind wegen der großen Reichweite der γ -Quanten die Beiträge aus der gesamten Abluftfahne zu berücksichtigen. Ein Rechenmodell zur Berechnung der γ -Submersionsbelastung für einzelne Wetterkonfigurationen ist in /MATHEIS, U. (1976)/ beschrieben.

Zur Berechnung der Dosisbelastung bei potentiellen Störfällen ist die Angabe eines Erwartungswertes für alle meteorologischen Konfigurationen (Langzeitwert) nicht geeignet. Bisher werden daher meist Erwartungswerte für ungünstige Wetterlagen (Wetterklassen) angegeben, die zu hohen Dosiswerten führen /BMBW (1972)/. Da Störfälle probabilistische Ereignisse darstellen, sollte möglichst die den meteorologischen Konfigurationen entsprechende Häufigkeitsverteilung der Dosiswerte angegeben werden. Hier wird von einem statistischen Ansatz ausgegangen, der es gestattet, die lokale Verteilung der Dosiswerte zu errechnen, die für bestimmte Auftretenshäufigkeiten vorkommender Wetterlagen nicht überschritten werden /HALBRITTER, G., SEELE, U. (1977)/. Diese sog. Fraktilwerte können, falls sie nahe genug bei 100 % liegen, als geeignete obere Abschätzung der Belastung durch Störfallemissionen angesehen werden. Die einzelnen Dosiswerte aus der Gesamtverteilung werden aus den einzelnen meteorologischen Konfigurationen der Ausbreitungsklassenstatistik mit Hilfe des sog. Gaußschen Rauchfahnenmodells errechnet (Anhang 2). Da die Ausbreitungsklassenstatistik von 1 h-Mittelwerten ausgeht, um die einzelnen meteorologischen Konfigurationen zu klassifizieren, kann der Ansatz nur angewandt werden, wenn die Dauer der Störfallemission klein im Vergleich zur 1-h-Mittelungsdauer ist. Da bei

Störfällen häufig sehr kurzlebige Radionuklide emittiert werden, kann ein nicht zu vernachlässigender Dosisanteil auch durch Tochternuklide entstehen, die sich während des Ausbreitungsvorganges bilden. Das Rechenmodell gestattet, auch diesen Anteil zu berücksichtigen.

Für den ungünstigsten Aufpunkt in der Umgebung der Anlage wird ein Gesamtüberblick über die 99 %-Fraktilewerte der Organdosen gegeben. Für die β -Submersion wird darüber hinaus auch die lokale Belastungsverteilung in einem 8 x 8 km- und einem 4 x 4 km-Raster dargestellt. Es werden dabei jeweils die Verzögerungszeiten von 10 und 5 min vom Auftreten der Kritikalität bis zur Emission unterschieden.

5.4.2 Ausgangsdaten

Die Emissionsdaten für den betrachteten Kritikalitätsstörfall der Wiederaufarbeitungsanlage wurden aus Nuklidinventarberechnungen erhalten /GASTEIGER, R. (1975)/. Es wurde bei diesen Rechnungen von 100 mol U-235, einer Gesamtzahl der Spaltungen pro Kritikalitätsstörfall von 10^{20} und einem Zeitintervall bis zum Erreichen eines unterkritischen Zustandes von 10 sec ausgegangen. Es wurden Abklingzeiten von 1 min - 8 h betrachtet. Für die Emission wurde die sehr pessimistische Annahme getroffen, daß alle flüchtigen Spaltprodukte emittiert werden. Als Verzögerungszeit bis zum Erreichen der Austrittsöffnung des Kamins wurden die beiden Werte 10 min und 5 min gewählt. In Tab. 5.5 sind die Werte für die Freisetzung und die Halbwertszeiten zusammengestellt, die den Fällen Dosisbelastung durch Mutter- und Tochternuklide und Verzögerung Kritikalität-Freisetzung 10 min und 5 min entsprechen.

Die Emissionshöhe wurde mit 200 m angenommen. Als meteorologische Eingangsdaten diente eine Ausbreitungsklassenstatistik des Deutschen Wetterdienstes Offenbach für die Station Hannover-Langenhagen für die Emissionshöhen über 100 m. Die Statistik, die die Abhängigkeit der Ausbreitungsklassen von

Tabelle 5.5: Ausgangsdaten für die Rechnung Kritikalitätsstörfall
Annahme: Freisetzung von 14 Mutter- und zugehörigen Tochternukliden bei verschiedenen
Verzögerungszeiten Kritikalität-Freisetzung.

N U K L I D	HALBWERTSZEIT	FREISETZUNG BEI VERZÖGERUNG	
		10 MIN /Ci/	5 MIN /Ci/
1.0 KR-85 M	4.48E+00 STD.	5.32E+02	3.94E+02
2.0 KR-87	7.63E+01 MIN	3.49E+03	3.57E+03
2.1 RB-87	4.70E+10 JAHRE	3.49E+03	3.57E+03
3.0 KR-88	2.80E+00 STD.	2.53E+03	2.59E+03
3.1 RB-88	1.52E+01 MIN	2.53E+03	2.59E+03
4.0 KR-89	3.18E+00 MIN	1.84E+04	5.45E+04
4.1 RB-89	1.52E+01 MIN	1.84E+04	5.45E+04
4.2 SR-39	5.05E+01 TAGE	1.84E+04	5.45E+04
5.0 KR-90	3.23E+01 SEC	3.42E+00	1.86E+03
5.1 RB-90	2.60E+00 MIN	3.42E+00	1.86E+03
5.2 SR-90	2.90E+01 JAHRE	3.42E+00	1.86E+03
6.0 KR-91	8.60E+00 SEC	1.69E-12	1.81E-03
6.1 RB-91	5.80E+01 SEC	1.69E-12	1.81E-03
6.2 SR-91	9.50E+00 STD.	1.69E-12	1.81E-03
7.0 J-134	5.26E+01 MIN	9.70E+03	5.48E+03
8.0 J-135	6.58E+00 STD.	4.35E+03	4.39E+03
8.1 XE-135	9.17E+00 STD.	4.35E+03	4.39E+03
8.2 CS-135	2.30E+06 JAHRE	4.35E+03	4.39E+03
9.0 J-136	8.50E+01 SEC	3.03E+03	3.71E+04
10.0 J-137	2.42E+01 SEC	6.38E-02	5.39E+02
10.1 XE-137	3.83E+00 MIN	6.38E-02	5.39E+02
10.2 CS-137	3.01E+01 JAHRE	6.38E-02	5.39E+02
11.0 XE-137	3.83E+00 MIN	9.57E+04	2.33E+05
11.1 CS-137	3.01E+01 JAHRE	9.57E+04	2.33E+05
12.0 XE-138	1.41E+01 MIN	7.72E+04	9.47E+04
12.1 CS-138	3.22E+01 MIN	7.72E+04	9.47E+04
13.0 XE-139	3.97E+01 SEC	1.29E+02	1.62E+04
13.1 CS-139	9.30E+00 MIN	1.29E+02	1.62E+04
13.2 BA-139	8.27E+01 MIN	1.29E+02	1.62E+04
14.0 XE-140	1.35E+01 SEC	1.62E-05	7.15E+00
14.1 CS-140	6.40E+01 SEC	1.62E-05	7.15E+00
14.2 BA-140	1.28E+01 TAGE	1.62E-05	7.15E+00

Windrichtung und Windgeschwindigkeit beschreibt, wurde während des Zeitraumes 1951-1960 erstellt. Für die Ausbreitungsparameter wurde der Parametersatz aus /BMI (1977a)/ für die Meßhöhe 100 m und die Rauigkeitsklasse III verwendet.

Die Dosisfaktoren für β -Submersion wurden für den Großteil der Nuklide dem Bericht /KWU (1975)/ entnommen, in einigen Fällen wurden die Dosisfaktoren unmittelbar aus den mittleren β -Zerfallsenergien /HOGAN, O.H., u.a. (1964)/ errechnet. Für die Nuklide J-137 und Xe-140 wurden Extrapolationen auf Grund der Kenntnis der vorhandenen Zerfallsschemata vorgenommen /PFENNIG, G. (1977)/. Die organspezifischen Dosisfaktoren für Inhalation wurden /BMI (1977a)/ entnommen.

5.4.3 Fraktilwerte der Dosisbelastung bei einem angenommenen Kritikalitätsstörfall

Da Störfälle probabilistische Ereignisse darstellen, d.h. der Zeitpunkt ihres Auftretens nicht deterministisch vorbestimmt werden kann, ist die Angabe eines höheren Fraktilwertes der Dosisbelastung eine geeignete Beurteilungsgrundlage für die mögliche Umgebungsbelastung. Bei den Rechnungen wird von den in Kap. 5.4.2 beschriebenen Emissionsdaten ausgegangen. Es werden die folgenden Fälle unterschieden:

- (1) Emission der Mutternuklide und Entstehung von Tochternukliden während des Ausbreitungsvorgangs, Verzögerungszeit Kritikalität-Emission: 10 min;
- (2) Emission der Mutternuklide und Entstehung von Tochternukliden während des Ausbreitungsvorgangs, Verzögerungszeit Kritikalität-Emission: 5 min.

Um den Einfluß der endlichen Lebensdauer der kurzlebigen Radionuklide auf die Dosiswerte aufzuzeigen, wurden noch Rechnungen durchgeführt, die von einer unendlichen Lebensdauer der Mutternuklide ausgehen.

Tab. 5.6 und 5.7 zeigen Zusammenstellungen der 99 %-Fraktilwerte der Organbelastungen durch β - und γ -Submersion sowie durch Inhalation für die o.g. Fälle. Die Belastung durch Inhalation ergibt jeweils den größten Belastungsanteil. Wesentliche Nuklide für die einzelnen Organbelastungen sind dabei das Caesium 137 (Cs-137) für alle Organe außer der Schilddrüse sowie in erheblich geringerem Maße Strontium 89 (Sr-89) und Strontium 90 (Sr-90) für die Knochen-, Lungen- und Magen-Darm-Belastung. Der größte Anteil von Cs-137 wird als Tochternuklid von Xe-137 frei.

Für die β -Submersionsdosis wird auch die lokale Verteilung der 99 %-Fraktilwerte der Dosisbelastung um den Quellpunkt im 8 x 8 km- und 4 x 4 km-Raster aufgezeigt (Abb. 5.4 und 5.5). Die dargestellten Linien beschreiben den lokalen Verlauf gleicher Dosiswerte (Isolinien). Deutlich ausgeprägt ist in allen Fällen die Ost-West-Struktur, die aus den am Standort Hannover am häufigsten vorliegenden West- und Ostwinden erhalten wird. West- und Ostwindwetterlagen sind nicht nur mit den größten Windgeschwindigkeiten verbunden, sondern ergeben auch die ungünstigsten Werte für die Ausbreitungsfaktoren und damit auch für mögliche Dosisbelastungen. Nord- und Südwindwetterlagen hingegen führen zu geringeren Werten.

In den Abb. 5.6 und 5.7 ist die Abhängigkeit der Dosiswerte von der Quellentfernung in West-Ost-Richtung dargestellt. Es wurden zwei Darstellungen gewählt, eine in 1 km-Schrittweite bis 4 km Quellentfernung und eine genauere in 250 m Schrittweite bis 2 km Quellentfernung; der Dosiswert am Quellpunkt muß entsprechend dem angewandten Modell immer Null betragen. In Abb. 5.6 werden die 99 %-Fraktilwerte der Dosis für die verschiedenen Emissionsannahmen, Emission von Mutternukliden und Emission von Mutter- und Tochternukliden sowie Verzögerungszeit Kritikalität-Emission 10 und 5 min, vergleichend dargestellt. In Abb. 5.7 werden die 99 %-Fraktilwerte der Dosis bei Berücksichtigung der tatsächlichen und bei Annahme unendlicher Lebensdauer der Mutternuklide vergleichend aufgezeigt.

Zusammenfassend kann gesagt werden, daß mit dem Fraktilwertansatz eine eindeutige statistische Aussage über die Auswirkungen von Störfallemissionen möglich ist. Dies gilt nicht für die Methoden, die Kurzzeitfaktoren definieren. Die Rechenergebnisse weisen darüber hinaus darauf hin, daß

- die Verzögerungszeit zwischen Kritikalität und Emission einen sehr einflußreichen Parameter für die Höhe der Belastung darstellt;
- die Berücksichtigung der während des Ausbreitungsvorgangs entstehenden Tochternuklide mit mehr als 10 % zur errechneten Belastung beiträgt;
- die vereinfachende Annahme unendlicher Lebensdauer der emittierten Mutternuklide eine erhebliche Überschätzung der Belastungswerte ($\sim 50\%$) ergibt.

Tabelle 5.6: 99 %-Fraktilwerte der Organbelastung am ungünstigsten Aufpunkt
 Emissionen eines Kritikalitätsstörfalles
 Verzögerung Kritikalität-Freisetzung: 10 min
 Emissionshöhe: 200 m

Expositions- pfad	Organbelastung (mrem)							Haut
	Knochen	Leber	Ganzkörper	Schild- drüse	Niere	Lunge	Magen-Darm	
β-Submersion	0	0	0	0	0	0	0	26
γ-Submersion	17	17	17	17	17	17	17	17
Inhalation	346	443	305	124	160	67	10	0
Summe	363	460	322	141	177	84	27	43

Tabelle 5.7: 99 %-Fraktilwerte der Organbelastung am ungünstigsten Aufpunkt
 Emissionen eines Kritikalitätsstörfalles
 Verzögerung Kritikalität-Freisetzung: 5 min
 Emissionshöhe: 200 m

Expositions- pfad	Organbelastung (mrem)							Haut
	Knochen	Leber	Ganzkörper	Schild- drüse	Niere	Lunge	Magen-Darm	
β-Submersion	0	0	0	0	0	0	0	59
γ-Submersion	23	23	23	23	23	23	23	23
Inhalation	2220	1080	829	106	387	304	35	0
Summe	2243	1103	852	129	410	327	58	82

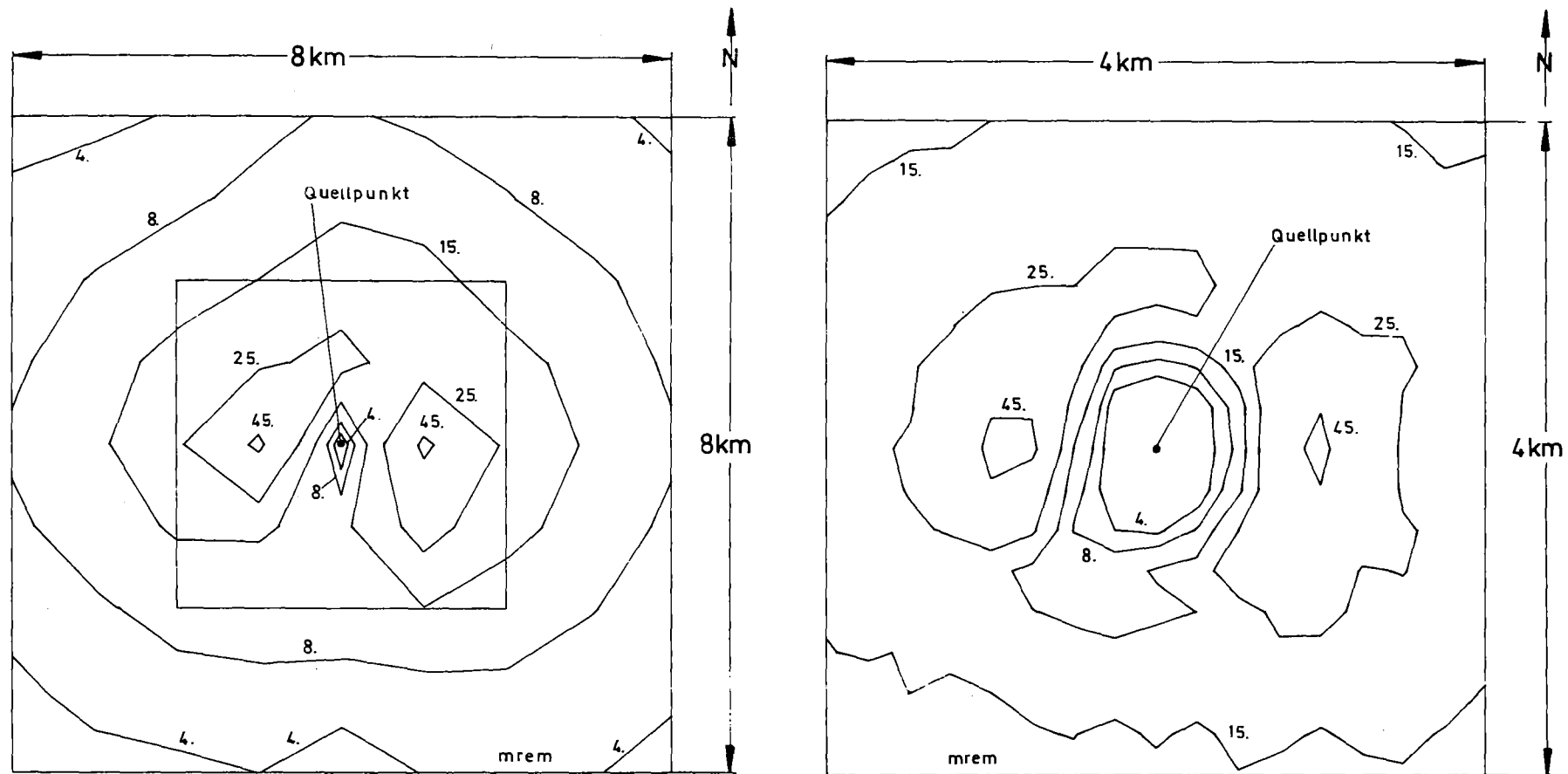


Abbildung 5.4: Lokale Verteilung der β -Submersionsdosis in 8 x 8 km- und 4 x 4 km-Raster, die bei 99 % aller auftretenden Wetterkonfigurationen nicht überschritten wird.
Annahmen: Kritikalitätsstörfall, Emission: Mutternuklide, Verzögerung: 10 min

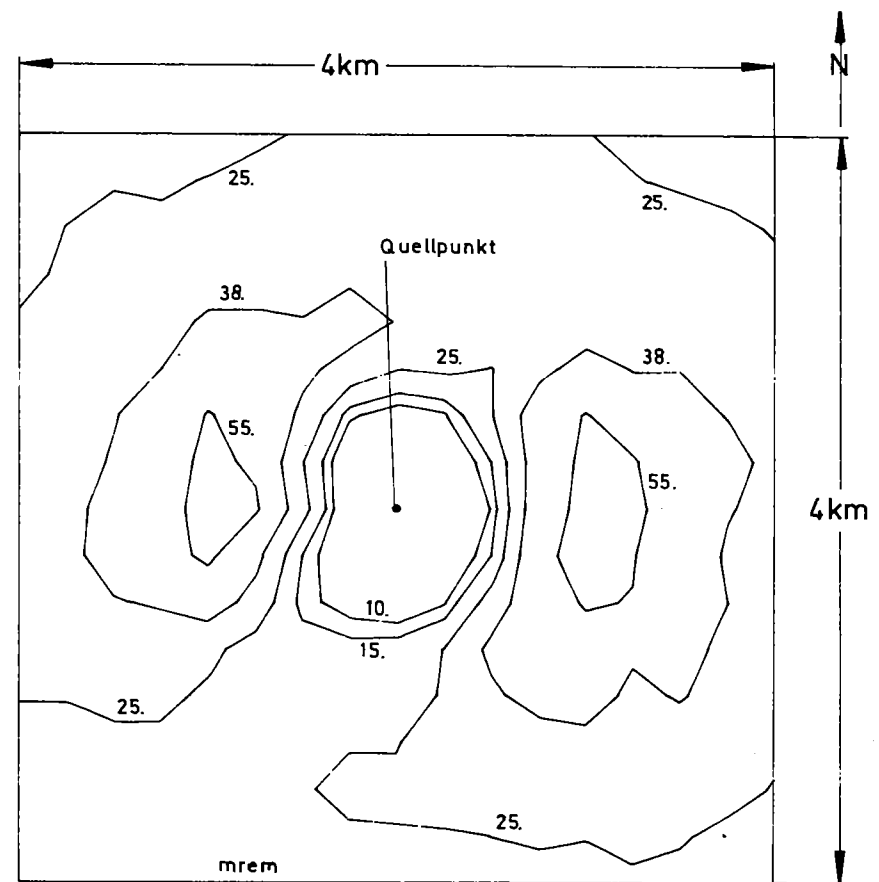
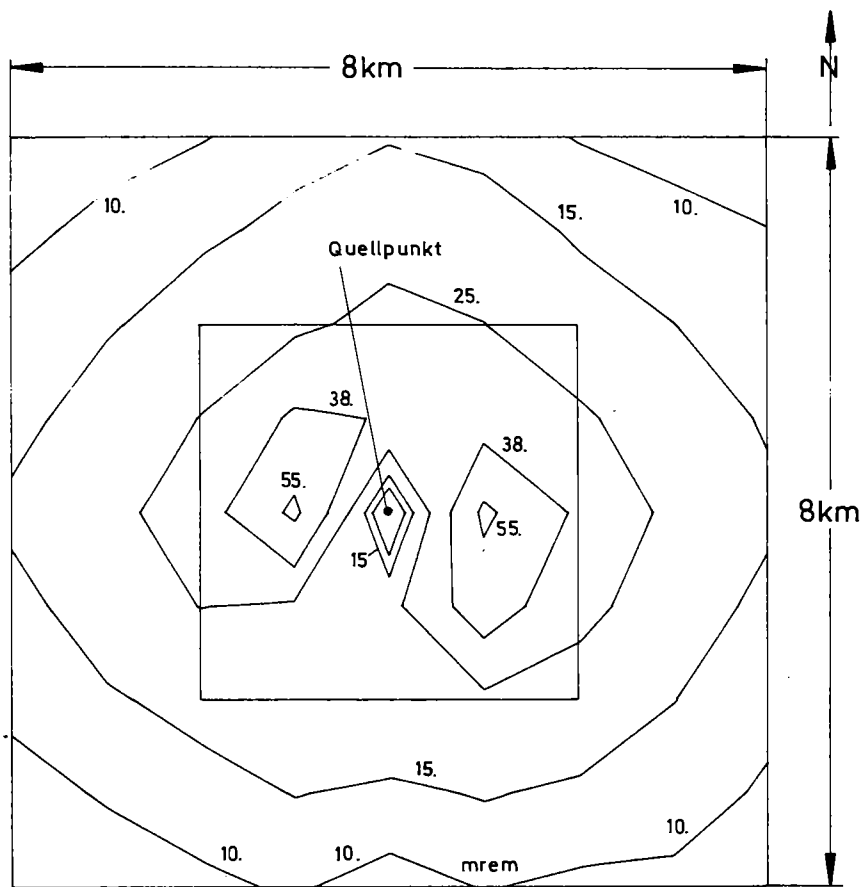


Abbildung 5.5: Lokale Verteilung der β -Submersionsdosis in 8 x 8 km- und 4 x 4 km-Raster, die bei 99 % aller auftretenden Wetterkonfigurationen nicht überschritten wird.
Annahmen: Kritikalitätsstörfall, Emission: Mutter- und Tochternuklide, Verzögerung: 5 min

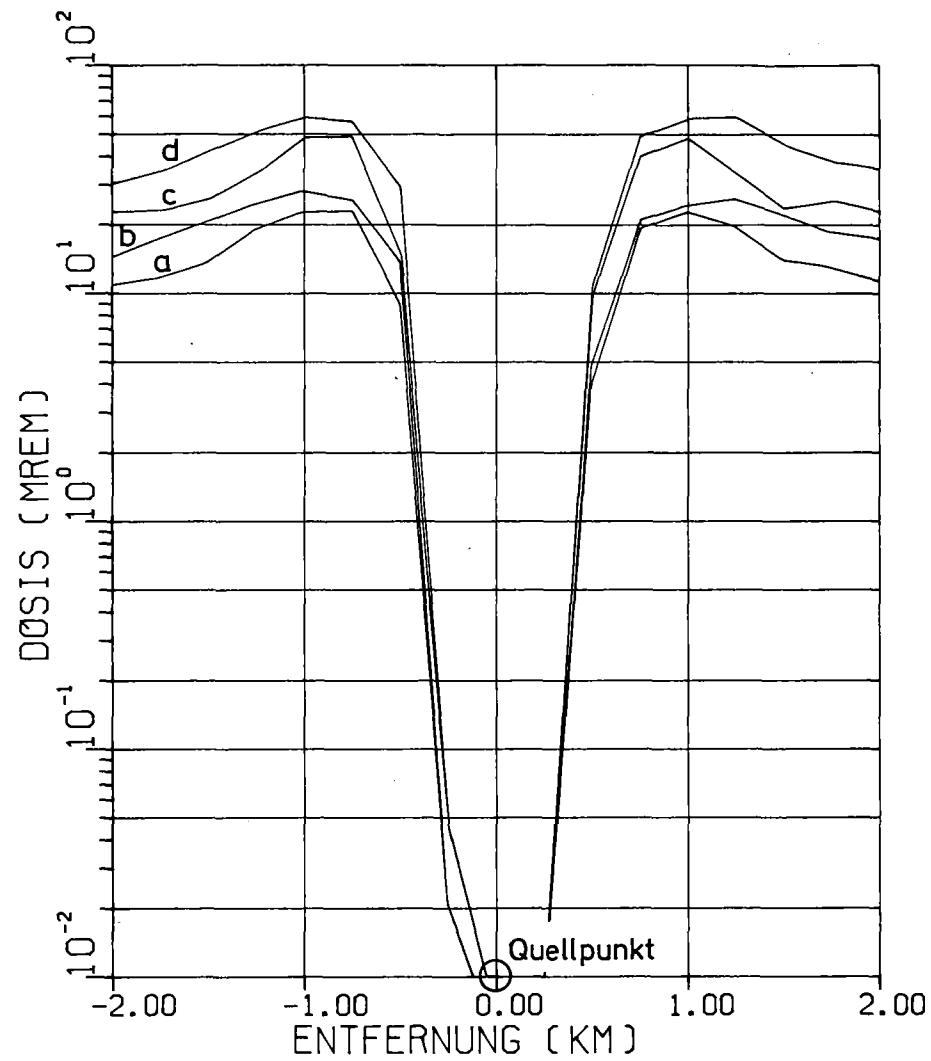
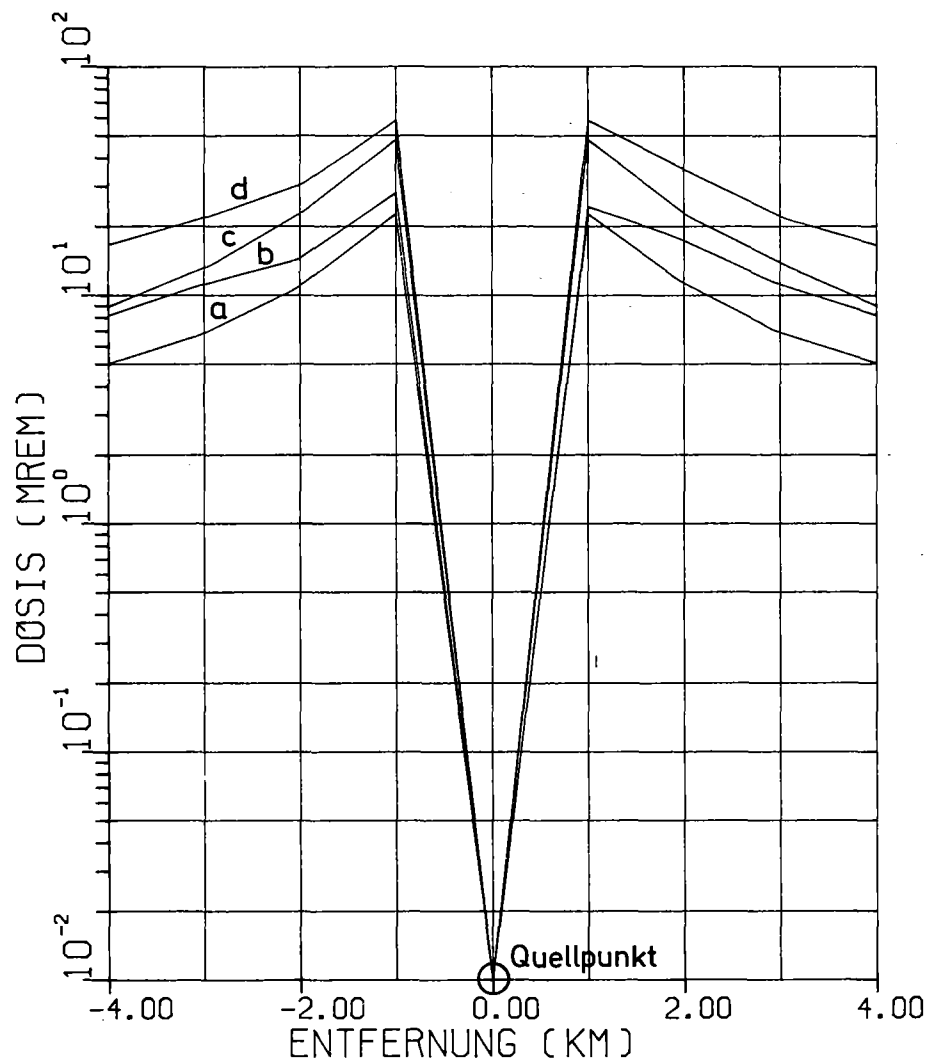


Abbildung 5.6: 99 %-Fraktilewerte der β -Submersionssosis in West-Ost-Richtung um den Quellpunkt

- | | |
|------------------------------------------|--------------------------------------------------|
| a.) Emission: Mutternuklide | } Verzögerungszeit Kritikalität-Emission: 10 min |
| b.) Emission: Mutter- und Tochternuklide | |
| c.) Emission: Mutternuklide | } Verzögerungszeit Kritikalität-Emission: 5 min |
| d.) Emission: Mutter- und Tochternuklide | |

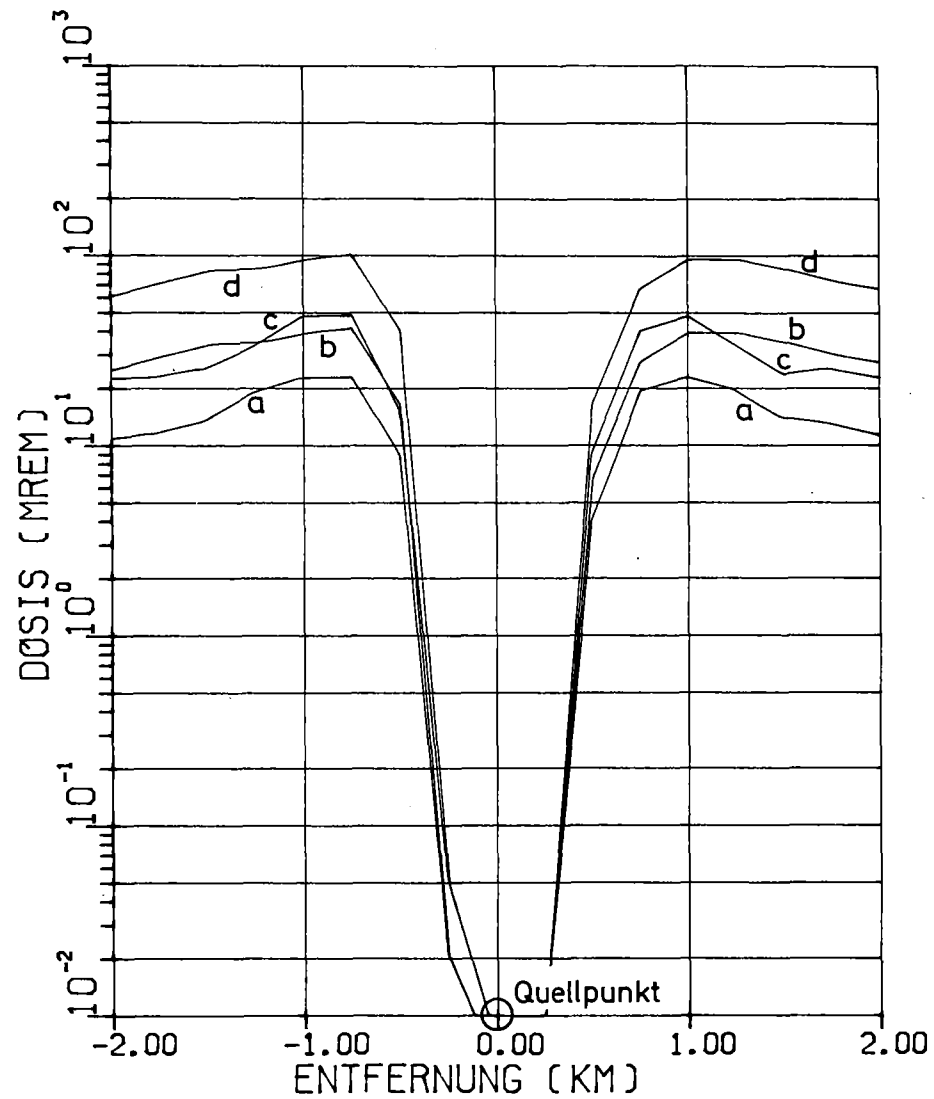
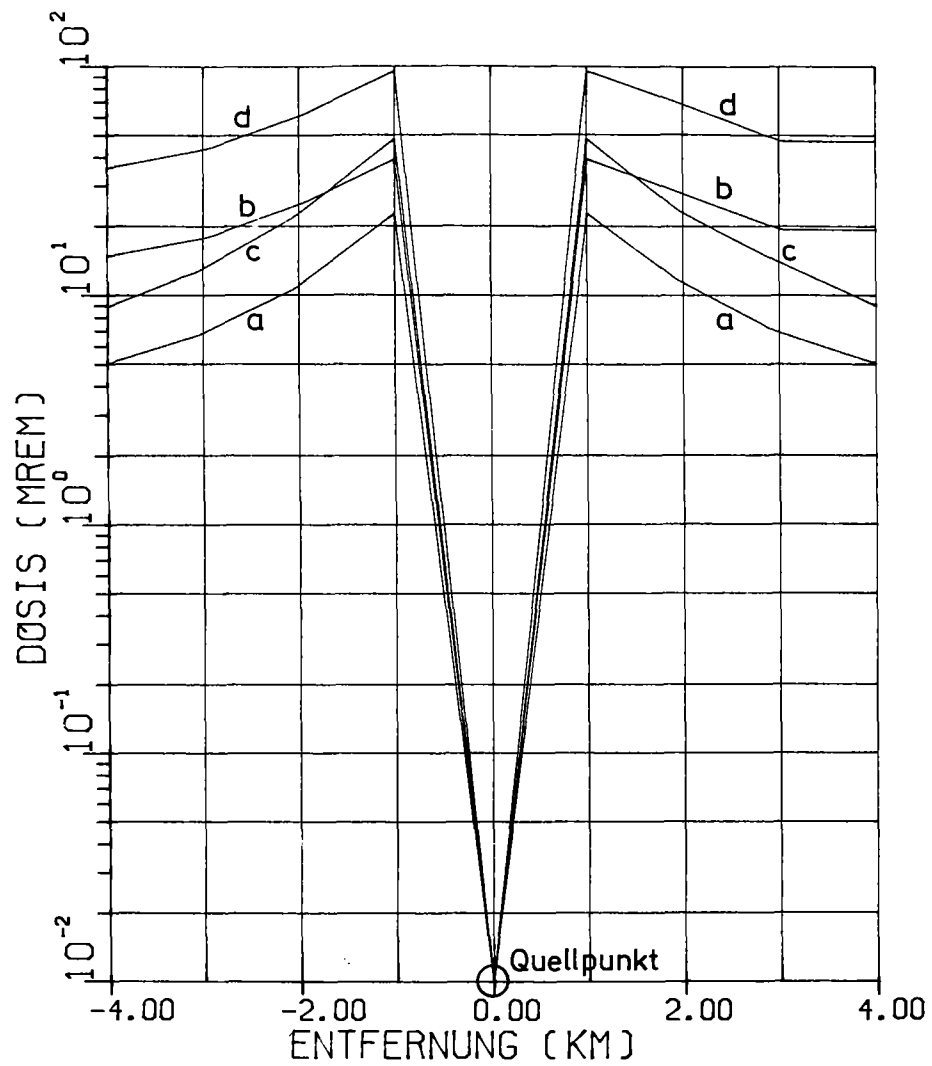


Abbildung 5.7:

99 %-Fraktilwerte der β -Submersionsdosis in West-Ost-Richtung um den Quellpunkt

Emission: Mutternuklide

- a.) Exakte Lebensdauer der Nuklide
- b.) Unendliche Lebensdauer der Nuklide
- c.) Exakte Lebensdauer der Nuklide
- d.) Unendliche Lebensdauer der Nuklide

Verzögerungszeit Kritikalität-Emission: 10 min

Verzögerungszeit Kritikalität-Emission: 5 min

Literatur zu Kapitel 5:

BIRKHOFER, A., KÜBERLIN, K., HEUSER, F.W.

Zielsetzung und Stand der deutschen Risikostudie
Atomwirtschaft, Juni 1977, S. 331

BMI (BUNDESMINISTERIUM DES INNERN)

Allgemeine Berechnungsgrundlagen für die Bestimmung der
Strahlenexposition durch Emission radioaktiver Stoffe
mit der Abluft
Empfehlung der Strahlenschutzkommission
Oktober 1977, (1977a)

BMI (BUNDESMINISTERIUM DES INNERN)

Sicherheitsstudie für Hochtemperaturreaktoren unter
deutschen Standortbedingungen
1. Zwischenbericht, Kritische Bewertung der AIPA-Studie
Oktober 1977 (1977b)

BMBW (BUNDESMINISTERIUM FÜR BILDUNG UND WISSENSCHAFT)

Emissionsquellstärke von Kernkraftwerken
Schriftenreihe Kernforschung 6 (1972)

CLASS, G.

Theoretische Untersuchung der Druckpulsentstehung bei
der Dampfkondensation im Druckabbausystem von Siede-
wasserreaktoren - Rechenprogramm KONDAS
Kernforschungszentrum Karlsruhe, KFK 2487, Okt. 1977

FAUSKE, H., SMIDT, D., et al.

The Role of Nucleation in Vapor Explosions
Trans. Amer. Nucl. Soc., 15 (1972), S. 813-814

FAUSKE, H.

The Role of Core-Disruptive Accidents in Design and
Licensing of LMFBRs.
Nuclear Safety, 17 (1976), 5, S. 550-566

FAUSKE, H., GROLMES, M.A., CHAN, S.H.

An Assessment of Fuel Failure Propagation in LMFBR's
in: Proceedings of the Int. Meeting on Fast Reactor Safety and
Related Physics, Vol. III, S. 905-915
Chicago 1976

FISCHER, M.

Stand und zukünftige Aufgaben der nuklearen Sicherheitsforschung
Jahreskolloquium des Projektes Nukleare Sicherheit des Kern-
forschungszentrums Karlsruhe, Dez. 1977
KfK-Bericht 2570, S. 19

GA (GENERAL ATOMIC)

GASSAR-6, General Atomic Standard Safety Analysis
Report GA-A 13 200 (1975)

GA (GENERAL ATOMIC)

HTGR Accident Initiation and Progression Analysis
Status Report, GA-A 13 617 (Jan. 1976)

GA (GENERAL ATOMIC)

HTGR Accident Initiation and Progression Analysis
Status Report, Vol. VIII, ERDA-Report, GA-A 13617/UC-77
(May 1977)

GASTEIGER, R.

Nuklidinventarbetrachtung zum Kritikalitätsstörfall
der Wiederaufarbeitungsanlage
(1975) unveröffentlicht

GÖLLER, B., HAILFINGER, G., KRIEG, R.

Vibrations of the Pressure Suppression System
of a Boiling Water Reactor
Paper presented on the Int. Conf. Vibration in Nuclear Plant
Keswick, U.K.
May 1978

GRS (GESELLSCHAFT FÜR REAKTORSICHERHEIT)

GRS-Fachgespräch 1977 "Kernenergie und Risiko"
München 3./4.11.1977

HALBRITTER, G., SEELE, U.

Rechnungen zur Umgebungsbelastung bei Störfall-
emissionen von Radionukliden.
(1977) unveröffentlicht

HAFELE, W., HOLDREN, J., KESSLER, G., KULCINSKI, G.
Fusion and Fast Breeder Reactors
IIASA-Laxenburg
RR - 77 - 8 (1977)

HENNIES, H.H., KÖRTING, K.
Nukleare Sicherheit bei Wiederaufarbeitungsanlagen
in: Jahreskolloquium 1976 des Projektes Nukleare Sicherheit
Kernforschungszentrum Karlsruhe, KFK 2399 (1976)

HIRT, C.W., SCHLECHTENDAHL, E.G., KRIEG, R., SCHUMANN, U.
Analyse der Fluid-struktur-dynamischen Wechselwirkungen
von Reaktordruckbehältereinbauten beim Blowdown
Jahreskolloquium des Projektes Nukleare Sicherheit des
Kernforschungszentrums Karlsruhe, Dez. 1977
KfK-Bericht 2570, S. 127

HOGAN, O.H., u.a.
Beta Spectra
US NR DL-TR-802 (1964)

HRB (HOCHTEMPERATUR-REAKTORBAU GmbH)
HTR-1160 MWe Demonstrations-Kernkraftwerk
(1974) unveröffentlicht

HUEBEL, H.
Safety Related Criteria and Design Features for SNR
ANS-Conference on Fast Reactor Safety
Los Angeles 1974

KADLEC, J., MÜLLER, R.A.
Dynamic Loading of Containment during Blowdown
Review of Experimental Data from Marviken and Brunsbüttel
Transact. Int. Sem. ELCALAP, Berlin, Sept. 1975

KARAM, R.A.,
Safety Comparison of LWR and LMFBR
in: Proceedings of the Conference on Environmental Impacts
of Nuclear Power Plants (Nov. 1974)
Atlanta, Ga. 1976

KRIEG, R., SCHLECHTENDAHL, E.G., SCHOLL, K.-H.

Design of the HDR Experimental Program on Blowdown
Loading and Dynamic Response of PWR-Vessel Internals
Nuclear Engineering and Design 43 (1977), S. 419-435

KUGLER, E., WIESNER, S.

Licensing Aspects in the Verification of the SNR 300
Design Concept against Hypothetical Accidents
Proceedings of the Int. Meeting on Fast Reactor
Safety and Related Physics, Vol. I, S. 14-24
Chicago 1976

KWU (KRAFTWERK UNION AG)

Beta-Submersionsdosiskonstanten radiologisch wichtiger Nuklide
(1975) unveröffentlicht

MATHEIS, U.

Berechnung der Gamma-Ganzkörperbelastung durch Kr-85
bei Normalbetrieb einer Wiederaufarbeitungsanlage
(1976) unveröffentlicht

MEYDER, R., RAFF, S., SENGPIEL, W.

Sample Calculations on Fuel Rod Behaviour during a LOCA
with the Code System SSYST-MOD 1
Nucl. Eng. and Design 43 (1977), S. 455-462

MÜLLER, A., WILL, M., MIELKEN, G.

Zu erwartende Kühlgasaktivität des PNP-3000 im
Gleichgewichtsbetrieb
in: Deutsches Atomforum e.V. (Hrsg.)
Reaktortagung Mannheim, 1977

MORGENSTERN, F.H., GYR, W., STÖTZEL, D., VOSSEBRECKER, H.

The Decay Heat Removal Plan for the SNR-300 - A Licensed Concept
Proceedings of the Int. Meeting on Fast Reactor
Safety and Related Physics, Vol. II, S. 442-452
Chicago 1976

OEYNHAUSEN, H., MORGENSTERN, F., SCHOLLE, U., LANGE, L.,
WALDHÖR, G.

Design Requirements for the SNR-300 Containment
Proceedings of the Int. Meeting on Fast Reactor
Safety and Related Physics, Vol. II, S. 452-462
Chicago 1976

OLDEKOP, W. (Hrsg.)

Druckwasserreaktoren für Kernkraftwerke
München 1974

PFENNIG, G.

Persönliche Mitteilung (1977)
Kernforschungszentrum Karlsruhe

PNS (PROJEKT NUKLEARE SICHERHEIT)

Jahreskolloquium 1976 des Projekts Nukleare Sicherheit
Kernforschungszentrum Karlsruhe, KFK 2399 (1976)

PIPER, N.B., et al.

Overview of the CRBRP Safety Study (Informal paper)
American Nuclear Society (ANS) Annual Meeting,
New York, Juni 1977

RASMUSSEN, N., et al.

Reactor Safety Study
An Assessment of Accident Risks in US Commercial
Nuclear Power Plants
WASH-1400, United States Atomic Energy Commission
August 1974

RASMUSSEN, N., et al.

Calculation of Reactor Accident Consequences
Appendix VI to Reactor Safety Study
WASH-1400 (Nureg 75/014) (1975)

ROYL, P., u.a.

Untersuchungen zu Kühlmitteldurchsatzstörfällen
im abgebrannten Mark 1A-Kern des Kernkraftwerkes
Kalkar
(1978) unveröffentlicht

SCHLEISIEK, K.

Lokale Kühlungsstörungen in Brennelementen
natriumgekühlter Reaktoren
(1978) unveröffentlicht

SMIDT, D.

Verminderung des Restrisikos in DWR-Kernkraftwerken
Atomwirtschaft, Mai 1976, S. 253-259

SMIDT, D., SCHLEISIEK, K.

Fast Breeder Safety against Propagation of Local Failures
Nuc. Engin. and Design, 40 (1977), S. 393-402

STOLL, P.

Die Leichtwasserreaktoren - Der heutige Stand der Technik
in: Informationstagung über die Aussichten der verschiedenen
Reaktorsysteme
Zürich-Oerlikon (1976)

TRAUBE, K.

Safety Design of SNR-300
Proceedings of the Int. Meeting of Fast Reactor
Safety and Related Physics, Vol. I, S. 84-99
Chicago 1976

USAEC

"Fulton Generating Station Preliminary Safety Analysis Report"
USAEC DOCKET 50-463, 50-464, Philadelphia Electric
Vol. V, Chs. 12-17
(Nov. 1973)

VON DER DECKEN, C. B., NICKEL, H., BALTHESSEN, E.

Stand der Erkenntnisse des Verhaltens von Spaltprodukten
in HTR aus sicherheitstechnischer Sicht
Vortrag auf der KTG-Tagung "Spaltproduktfreisetzung bei
Reaktorstörfällen"
Karlsruhe, 1.-2. Juni 1976

VOSSEBRECKER, H., BIENIUSSA, K., GESTERMANN, F.
Verhalten des SNR-300 bei völligem Versagen der
Nachwärmeabfuhr
Atomwirtschaft, Sept. 1977, S. 467-468

WIEHR, K., ERBACHER, F., HARTEN, U., JUST, W., NEITZEL, H.J.,
SCHÄFFNER, P., SCHMIDT, H.

Brennstabverhalten in der Wiederauffüll- und Flutphase
eines Kühlmittelverluststörfalls
Jahreskolloquium des Projektes Nukleare Sicherheit des
Kernforschungszentrums Karlsruhe, Dez. 1977
KfK-Bericht 2570, S. 154

6. Grundlagen für die Ermittlung der biologischen Strahlenwirkung

Um die Auswirkungen der durch Radionuklidemissionen erhaltenen Belastungswerte (Kap. 3-5) einschätzen zu können, werden in diesem Kapitel die möglichen Schadenswirkungen durch die Strahlenbelastung beschrieben. Einleitend werden die Belastungsanteile aus natürlicher und anthropogener Strahlung aufgezeigt. Es wird dann auf das Verhalten der Nuklide im Organismus, auf tierexperimentelle Untersuchungen zur biologischen Wirkung inkorporierter Nuklide und auf den Stand der Analysen von Dosis-Wirkungs-Beziehungen eingegangen. Abschließend wird eine Problemübersicht über genetische Strahlenschäden gegeben.

6.1 Die natürliche Strahlenbelastung des Menschen

Die natürliche Strahlenbelastung des Menschen kann nach der Herkunft der Strahlung in zwei Komponenten aufgeteilt werden, eine kosmische und eine terrestrische. Die kosmische Strahlung setzt sich im wesentlichen aus der sogenannten "galaktischen" Komponente aus dem Weltall und der sogenannten "solaren" Komponente zusammen.

Die terrestrische Strahlung rührt von den Radionukliden her, die sich von Natur aus im Erdboden befinden. Auch in lebenden Organismen, also auch im Menschen, finden sich natürliche Radionuklide. Durch Austauschvorgänge mit der umgebenden Materie und wegen des radioaktiven Zerfalls spielt sich ein Gleichgewicht ein. Wir nehmen Radionuklide z.B. mit der Nahrung auf; diese inkorporierten Radionuklide werden wieder ausgeschieden oder zerfallen. Die Dauer dieser Vorgänge wird durch die biologische und die physikalische Halbwertszeit der Radionuklide bestimmt.

Die kosmische und terrestrische Strahlung sowie die Strahlung aus inkorporierten Radionukliden wirken direkt oder indirekt sowohl auf Individuen als auch auf die Gesamtbevölkerung. Sie gehören zur natürlichen Umwelt, der sich der menschliche Organismus durch mancherlei Regulations- und

Reparaturmechanismen weitgehend angepaßt hat ⁺⁾ ; er ist also auf diese Strahlenbelastung und auch auf eine natürliche Schwankungsbreite dieses äußeren Einflusses eingestellt.

Eine Belastung einzelner Individuen wirkt sich vor allem auf ihren eigenen Körper aus. Ein Beispiel für diese somatische Strahlenwirkung ist die Entstehung von Krebs. Die Belastung der Bevölkerung als Ganzes muß überwiegend unter dem Gesichtspunkt genetischer Folgen für die Nachkommen betrachtet werden.

6.1.1 Herkunft der Strahlung

Die natürliche Strahlenbelastung wird durch die primäre kosmische Strahlung, die in die Erdatmosphäre eindringt, und durch radioaktive Nuklide in der Erdrinde, die α -, β - und γ -Strahlung aussenden, verursacht.

Die radioaktiven Nuklide sind seit der Erdentstehung entweder noch nicht restlos zerfallen (z.B. K-40, Th-232, U-235, U-238), durch Zerfall instabiler Isotope der Uran-, Radium-, Actinium- und Thorium-Reihen neu entstanden oder durch kosmische Strahlung erzeugt worden (z.B. H-3, Be-7 und C-14). Durch die beiden zuletzt genannten Prozesse entstehen somit weiterhin radioaktive Substanzen; auch hier stellt sich also ein Gleichgewichtszustand - zwischen Erzeugung und Zerfall - ein. Insgesamt gibt es etwa 60 verschiedene natürlich vorkommende Radionuklide im Erdboden, in den Gewässern und in der Atmosphäre.

Die natürliche Radioaktivität einer geographischen Region hängt von verschiedenen Parametern ab; die wichtigsten sind:

- Beschaffenheit des Untergrundes,
- Höhe über dem Meeresspiegel,
- geographische bzw. erdmagnetische Breite,
- Zeit (Sonnenzyklus).

⁺⁾ siehe auch Abschn. 6.4 und 6.5

Um den Einfluß dieser Parameter im einzelnen zu untersuchen, werden zunächst die kosmische und die terrestrische Strahlung getrennt beschrieben. Die Strahlenbelastung durch inkorporierte Radionuklide wird anschließend dargestellt.

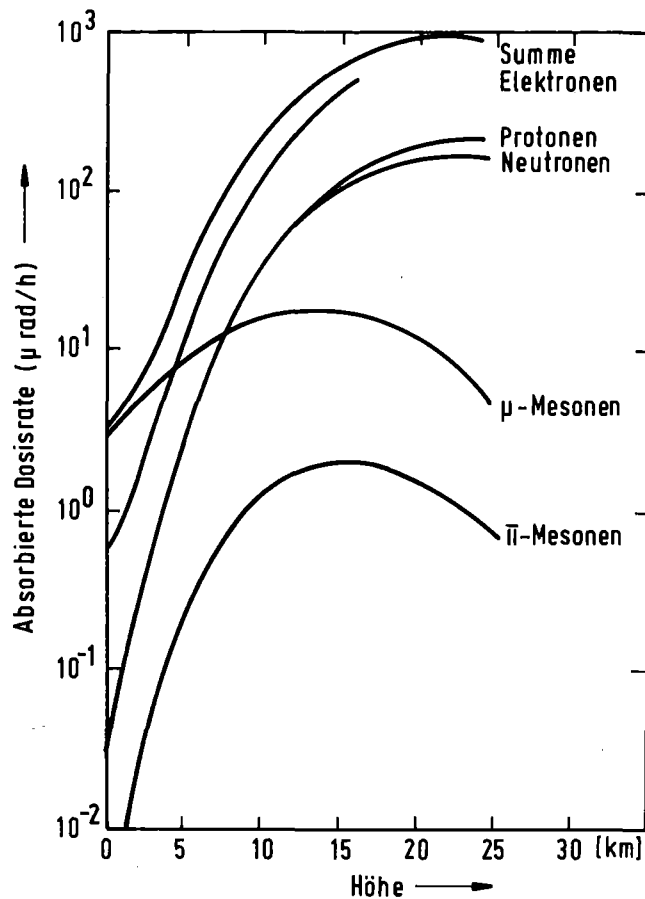
Kosmische Strahlung

Die kosmische Strahlung, die auf der Erde beobachtet wird, besteht aus der sogenannten primären kosmischen Strahlung selbst und einer Vielzahl von sekundären Produkten, die in der Atmosphäre durch die primäre kosmische Strahlung erzeugt werden.

Unter "Strahlung" werden hier sowohl masselose Komponenten (wie z.B. γ -Strahlung) als auch Teilchen (wie z.B. Protonen) verstanden. Die relativen Anteile der verschiedenen primären und sekundären Komponenten hängen vor allem von der Höhe in der Atmosphäre ab. Die Anteile als Funktion der Höhe über dem Meeresspiegel sind in Abb. 6.1 dargestellt /NCRP (1975)/. Da die verschiedenen Komponenten sich in ihrem linearen Energietransfer unterscheiden, tragen sie auch unterschiedlich zur Äquivalenzdosis bei. Dieser Tatsache trägt man durch die Anwendung verschiedener Qualitätsfaktoren Rechnung, die der jeweiligen biologischen Wirksamkeit der Komponenten entsprechen (Anhang 1). Zwei Sekundärkomponenten der kosmischen Strahlung sind für die Strahlenbelastung besonders wichtig: Neutronen und Bestandteile von sogenannten Zertrümmerungsternen.

Der Hauptteil der Neutronen, die bei Kernreaktionen der primären Komponenten mit Sauerstoff- und Stickstoffatomen der Atmosphäre entstehen, haben Energien zwischen 0,1 und 10 MeV. Diese Neutronen steuern wegen ihrer großen biologischen Wirksamkeit etwa ein Drittel der Äquivalenzdosis bei.

Die Bestandteile der "Zertrümmerungsterne" - sie heißen so wegen ihres sternförmigen Erscheinungsbildes in fotografischen Emulsionen - liefern ebenfalls einen erheblichen Beitrag zur Äquivalenzdosis. Sie entstehen durch Wechselwirkung der primären kosmischen Strahlung mit Materie. Im Gewebe wird durch einen solchen Stern eine relativ hohe Dosis in einem sehr



- Abbildung 6.1: Absorbierte Dosisleistungen in 5 cm Tiefe in einer 30 cm dicken Gewebeschicht, herrührend von den verschiedenen Komponenten der kosmischen Strahlung im solaren Minimum und bei 55° nördlicher Breite gemessen.

eng begrenzten Volumen freigesetzt. Diese Dosis stellt - selbst gemessen an der Ionisation durch einzelne α -Teilchen oder Protonen - eine extreme Einwirkung dar. Diese wird nur noch durch die Dosis, die durch schwere Kerne der primären kosmischen Strahlung induziert wird, übertroffen. Allerdings sind diese Kerne relativ selten und ihre Eindringtiefe in die Atmosphäre ist sehr begrenzt /GRAUL, E.H., RÜTHER, W. (1973), SCHAEFER, H.J. (1974)/.

Aus Messungen der kosmischen Strahlung /NEHER, H.W. (1967)/ ergeben sich Informationen über ihre Abhängigkeit von der Höhe über dem Meeresspiegel,

von der zeitlichen Variation der Sonnenaktivität und von der erdmagnetischen Breite. Der Einfluß des Sonnenzyklus auf die kosmische Strahlung ist in größeren Höhen (> 35 km) sehr viel ausgeprägter als in Meereshöhe, wo eine genaue Messung der diesbezüglichen Schwankungen bisher nicht gelungen ist. Im Neutronenanteil allein läßt sich dagegen dieser Einfluß nachweisen /NEHER, H.W. (1967)/. Im solaren Minimum ist der Einfluß der kosmischen Strahlung stärker als im solaren Maximum, weil das vom Sonnenwind im interplanetaren Raum erzeugte Magnetfeld die Intensität der galaktischen Strahlung beeinflußt. Man macht die vereinfachende Annahme, daß die kosmische Strahlung im solaren Minimum für sonst gleiche Bedingungen doppelt so hoch ist wie im solaren Maximum.

Die Breitenabhängigkeit der kosmischen Strahlung ist eine komplizierte Funktion, deren Verlauf von Höhe und Sonnenphase abhängt. Die kosmische Strahlung ist am Pol 10 bis 20 % höher als am Äquator /HERMAN, M. (1972), SCHAEFER, H.J. (1974)/.

Die bereits erwähnte Abb. 6.1 /NCRP (1975)/ zeigt die Anteile der verschiedenen Komponenten der kosmischen Strahlung als Funktion der Höhe über dem Meeresspiegel bei 55° nördlicher Breite (etwa Flensburg) zur Zeit minimaler Sonnenaktivität.

Man sieht, daß ein großer Teil der kosmischen Strahlung aus μ - und π -Mesonen besteht, mittelschweren geladenen Elementarteilchen, die ebenso wie die bekannteren Elektronen und Protonen und die ungeladenen Neutronen mit den Bestandteilen der Atmosphäre in Wechselwirkung treten.

Es gibt zur Zeit kein allgemein anerkanntes Modell für das Höhenprofil der Strahlenbelastung aus der gesamten kosmischen Strahlung. Das sollte berücksichtigt werden, wenn man die Zahlenangaben verschiedener Autoren zum Anteil der kosmischen Strahlung an der gesamten natürlichen Strahlenbelastung vergleicht, die u.U. um einige Prozent voneinander abweichen.

Für den Vergleich mit einer möglicherweise einsetzenden zusätzlichen Strahlenbelastung durch den Betrieb kerntechnischer Anlagen ist vor allem der Anteil der kosmischen Strahlung in der Nähe der Erdoberfläche zu berücksichtigen. Angaben über den Einfluß in größerer Höhe sind allenfalls dann

von Interesse, wenn die Strahlenbelastung bei Flugreisen (in etwa 12 000 m Höhe) betrachtet wird. Es wurde untersucht, ob die Strahlenbelastung des Bordpersonals bei Langstreckenflügen so hoch ist, daß man diese Gruppe von Personen zu den beruflich strahlenexponierten zählen sollte. In den USA wurde auch der Beitrag von Flugreisen zur Populationsdosis berechnet /SCHAEFER, H.J. (1974)/.

Früher faßten einige Autoren die kosmische Strahlung als durchdringende äußere Umgebungsstrahlung mit der Fall-out-Strahlung aus Kernwaffenversuchen in der Atmosphäre zusammen /HERBST, W., HÜBNER, G. (1961)/. Der Anteil der Fall-out-Strahlung an der Strahlenbelastung ist aber nach Einschränkung der Kernwaffenversuche in der Atmosphäre deutlich zurückgegangen. Nach neueren Untersuchungen macht der Anteil der Fall-out-Strahlung nur noch < 8 mrem/a aus /BMI (1975)/ ⁺⁾ .

Radionuklide, die durch Wechselwirkung von kosmischer Strahlung mit der Atmosphäre gebildet werden, regnen aus und gelangen auf diesem Wege in den Biozyklus. So finden sich im Regenwasser 14 radioaktive Substanzen /AURAND, K., u.a. (1974)/. Die wichtigsten sind H-3 und Be-7. Die entsprechenden Aktivitäten sind in Tab. 6.1 angegeben. Insgesamt liegt die Aktivität des Regenwassers zwischen ungefähr 50 und 100 pCi/l (ohne Rn-Folgeprodukte).

Tabelle 6.1: Konzentration natürlicher Radionuklide in Wasser in pCi/l

	Ra-226	Rn-222 u. kurzlebige Folgeprod.	K-40	H-3	Be-7	C1-38	C1-39
Grundwasser	0,1 - 2	$10^2 - 10^4$	1 - 4				
Oberflächen- wasser	< 1	10	5 - 40				
Regenwasser	-	$10^3 - 10^5$	0,1 - 2	10-20	10-50	15	15
Meerwasser	0,01- 2	20 - 50	330				

⁺⁾ siehe Abschnitt 6.2

Terrestrische Strahlung

Wie schon weiter oben ausgeführt, rührt die terrestrische Strahlung überwiegend von den ursprünglichen radioaktiven Bestandteilen der Erdrinde her, die noch nicht vollständig zerfallen sind.

Zur äußeren terrestrischen Strahlung tragen vorwiegend γ -Strahler bei, unter diesen vor allem drei Radionuklide, nämlich Th-232 (mit Folgeprodukten) zu etwa 40 %, K-40 zu etwa 35 % und Ra-226 (mit Folgeprodukten) zu etwa 25 %. Die bodennahe Luft enthält im Mittel um 100 pCi/m^3 gasförmige Zerfallsprodukte aus den U- und Th-Zerfallsreihen.

Tab. 6.2 /UN (1958)/ zeigt, welche Anteile von U-238, Th-232 und K-40 in einigen häufig vorkommenden Gesteinsarten zu finden sind.

Tabelle 6.2: Durchschnittlicher Gehalt verschiedener Gesteinsarten an U-238, Th-232, K-40 (Werte in parts per million, 1 ppm entspricht 1 g pro Tonne Gestein)

Gesteinsart	U-238	Th-232	K-40
Feuerstein	4 ppm	12 ppm	3,1 ppm
Sandstein	1,2 ppm	6 ppm	1,3 ppm
Kalkgestein	1,3 ppm	1,3 ppm	0,3 ppm

Der Strahlung aus Gestein und Erdmaterial sind die Menschen im Freien ausgesetzt; sie macht sich aber auch als Strahlung aus Hauswänden bemerkbar. Meistens werden die Häuser aus Baumaterialien der Gegend gebaut, in der sie stehen, so daß sich eine gewisse Korrelation mit der terrestrischen Strahlung ergibt. Übliche Baumaterialien sind Kalkstein, Sand, Zement, Beton, Ziegel, Kies, Granit, Gips und Holz. Sie enthalten vor allem die Radionuklide Thorium, Radium und Kalium in sehr unterschiedlichen Mengen. So

finden sich z.B. in Holzhäusern in Schweden Dosisleistungen aus den Wänden von 25 mrad/a, in schwedischen Granithäusern dagegen 100 mrad/a. Für die Bundesrepublik Deutschland wurde 1972 begonnen, entsprechende Daten zu erheben /KELLER, G., u.a. (1974), DEUTSCHER BUNDESTAG (1977)/.

In der Mehrzahl der Wohnungen ist durch den Radioaktivitätsgehalt im Baumaterial im Vergleich zur externen Exposition im Freien eine zusätzliche Strahlenbelastung mit bis zu 60 mrem/a festzustellen. In Ausnahmefällen, wie bei Häusern aus Schlackensteinen, kann die zusätzliche Belastung 150 mrem/a betragen. Nur bei Holzhäusern und Fertighäusern auf Kunststoffbasis werden niedrigere Werte als im Freien gemessen. Von den Baumaterialien enthalten Sand, Kies, Kalkstein, Zement und besonders Naturgips nur geringe Mengen radioaktiver Stoffe; Granit, Bims, Rotschlammziegel, bestimmte Chemiegipsarten und die oben schon erwähnten Schlackenstoffe können einen relativ hohen Anteil an radioaktiven Stoffen enthalten. Hingewiesen sei auch auf die radioaktiven Bestandteile mancher keramischer Materialien. Die terrestrische Radioaktivität macht sich außerdem in radioaktiven Bestandteilen von Wasser und Nahrungsmitteln bemerkbar. Regenwasser kann neben der Aktivität von Radionukliden, die durch die kosmische Strahlung gebildet werden, einen Aktivitätsanteil zwischen 1000 und 100 000 pCi/l enthalten, der vorwiegend auf Zerfallsprodukte des Rn-222 zurückzuführen ist /AURAND, K., u.a. (1974)/.

Im Trinkwasser schwankt der Mittelwert natürlicher radioaktiver Substanzen (H-3, K-40, Rn-Folgeprodukte, Ra-226) zwischen 20 und 110 pCi/l, wobei Mineralwässer im allgemeinen dem oberen Bereich angehören. Eine Untersuchung deutscher Radonquellen (1939 und 1959) ergab bis zu $5 \cdot 10^6$ pCi/l /AURAND, K., u.a. (1974)/. Aus Grundwasser gewonnenes Trinkwasser ergab bei Messungen im Jahr 1958 für die Bundesrepublik Deutschland einen Mittelwert von 513 und einen Maximalwert von 2500 pCi/l allein an Rn-222 und seinen Zerfallsprodukten ⁺ /KOELZER, W. (1975), AURAND, K. (1970)/.

Strahlenbelastung durch inkorporierte Radionuklide

Die Aufnahme natürlich vorkommender Radionuklide über Wasser und Nahrungsmittel führt zu einer inneren Strahlenbelastung /NAS (1973)/. Besonders zu

⁺) s. auch Tab. 6.2

erwähnen ist dabei die Aufnahme von gasförmigen Nukliden wie Rn-222 und Th-232 und von deren Zerfallsprodukten durch die Atemluft, die zu einer inneren Bestrahlung durch α -Teilchen führt. Diese haben nur eine geringe Reichweite im Gewebe, und der Energieübertrag findet deshalb in einem sehr eng begrenzten Bereich statt, so daß es zu einer erheblichen Strahlenbelastung kommen kann.

In Tab. 6.3 /KOELZER, W. (1975), AURAND, K. (1970), BONKA, H. (1975), HOLTZMANN, R.B. (1977)/ ist die innere natürliche Strahlenbelastung durch die zehn hauptsächlich im Körper befindlichen Radionuklide dargestellt. Der wesentliche Beitrag wird von K-40 geliefert, dazu kommen C-14 und Po-210 und für die Lunge vor allem Rn und seine Folgeprodukte, die zu einer Strahlenbelastung der Alveolen mit 100 und der Bronchien mit 1000 mrem/a führen können.

Tabelle 6.3: Innere natürliche Strahlenbelastung durch im Körper befindliche Radionuklide in mrem/a

N u k l i d	Gonaden	Knochenmark	Innere Knochenhaut	Lunge	Ganzkörper
Tritium (H-3)	0,001	0,001	0,001		0,001
Radiokohlenstoff (C-14)	0,7	0,7	0,8	1,5	1,0
Kalium 40 (K-40)	14-19	15-16	15	14-20	17-19
Rubidium 87 (Rb-87)	0,3	0,6	0,6	0,6	0,3-0,6
Polonium 210 (Po-210)	6	3	16	3	6-9 (Pb,Bi,Po)
Radon 220 (Rn-220)	0,003	0,05	0,05	{ 100-1000	{ 1
Radon 222 (Rn-222)	0,07	0,08	0,08		
Radium 226 (Ra-226)	0,2	2	6-17	0,2	2 (+ Reihe)
Radium 228 (Ra-228)	0,3	1	6-10	0,3	3 (+ Reihe)
Uran 238 (U-238)	0,3	0,06-8,0	0,3	0,6	2 (Natur-U)

6.1.2 Örtliche mittlere natürliche Strahlenbelastung in der Bundesrepublik Deutschland

Die Größe, die für einen Vergleich mit hinzukommender künstlicher Strahlenbelastung am meisten interessiert, setzt sich somit aus folgenden Anteilen zusammen:

- kosmische Strahlung
- terrestrische Strahlung
- Strahlung von Baumaterialien
- Strahlung von inkorporierten natürlichen Radionukliden.

Für die Bundesrepublik Deutschland ist die Höhenabhängigkeit der Belastung aus der kosmischen Strahlung in Abb. 6.2 /BONKA, H. (1974a), BONKA, H. (1974b)/ dargestellt. Danach beträgt die Belastung in Hamburg ca. 30 mrem/a und auf der Zugspitze (3000 m) ca. 160 mrem/a. Der Mittelwert der Belastung aus der kosmischen Strahlung für das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland liegt zwischen 30 und 40 mrem/a. Wenn ein Kölner Bürger einen dreiwöchigen Urlaub im Schwarzwald verbringt, erhöht er seine Jahresdosis um 1 mrem/a, drei Wochen Skiurlaub in 2000 m Höhe würden sogar 2 mrem/a zusätzlich ausmachen.

Der Mittelwert der Bevölkerungsbelastung durch terrestrische Strahlung für das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland liegt bei 50 bis 55 mrem/a; bei Berücksichtigung der Strahlung von Hauswänden in Städten, deren Strahlung der Fußgänger auch im Freien ausgesetzt ist, rechnet man zweckmäßig mit 60 mrem/a /BONKA, H. (1974a)/.

Die Strahlung in Häusern setzt sich zusammen aus der Strahlung aus dem verwendeten Baumaterial und aus dem umgebenden Erdreich. Die mittlere Dosisleistung für diese Komponente liegt in der Bundesrepublik Deutschland bei 70 mrem/a.

Für eine Wichtung der drei bisher genannten Komponenten der Strahlenbelastung kann man einen Durchschnittsmenschen betrachten, der sich zu 80 % seiner Zeit in Häusern und zu 20 % im Freien aufhält, von letzterer Zeit

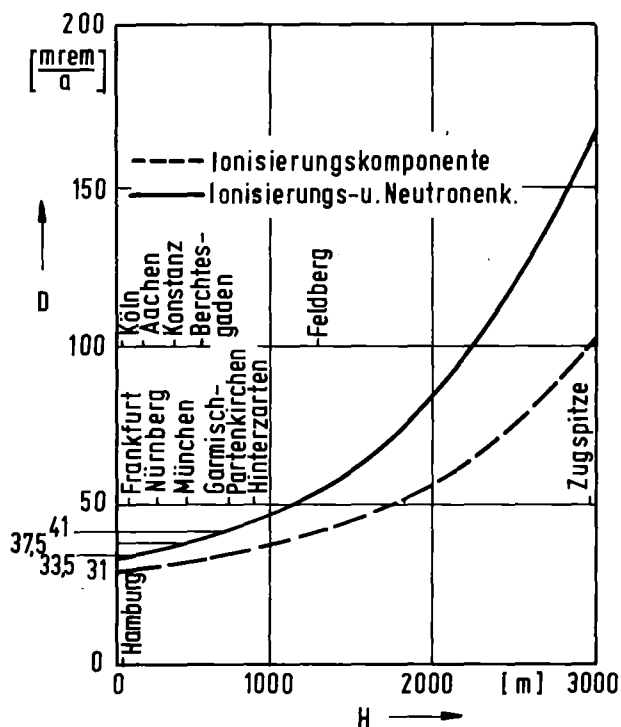


Abbildung 6.2: Kosmische Strahlenbelastung in Abhängigkeit von der Höhe in der geographischen Breite der Bundesrepublik Deutschland
Quelle: /BONKA, H. (1974a)/

etwa die Hälfte auf Straßen und die andere Hälfte auf dem umgebenden Terrain. Die von außen wirkende terrestrische Strahlung und die Strahlung von Baumaterialien wird um 20 % durch die oberhalb der wichtigsten Organe befindliche Gewebeschicht geschwächt /UN. (1972)/. Die kosmische Strahlung sinkt durch die Abschirmung der Häuser auf 80 %.

Abbildung 6.3 /BONKA, H. (1974a)/ zeigt die unter diesen Annahmen gewonnene Karte der mittleren natürlichen Strahlenbelastung in der Bundesrepublik Deutschland für die Gonaden, das Knochenmark und die innere Knochenhaut.

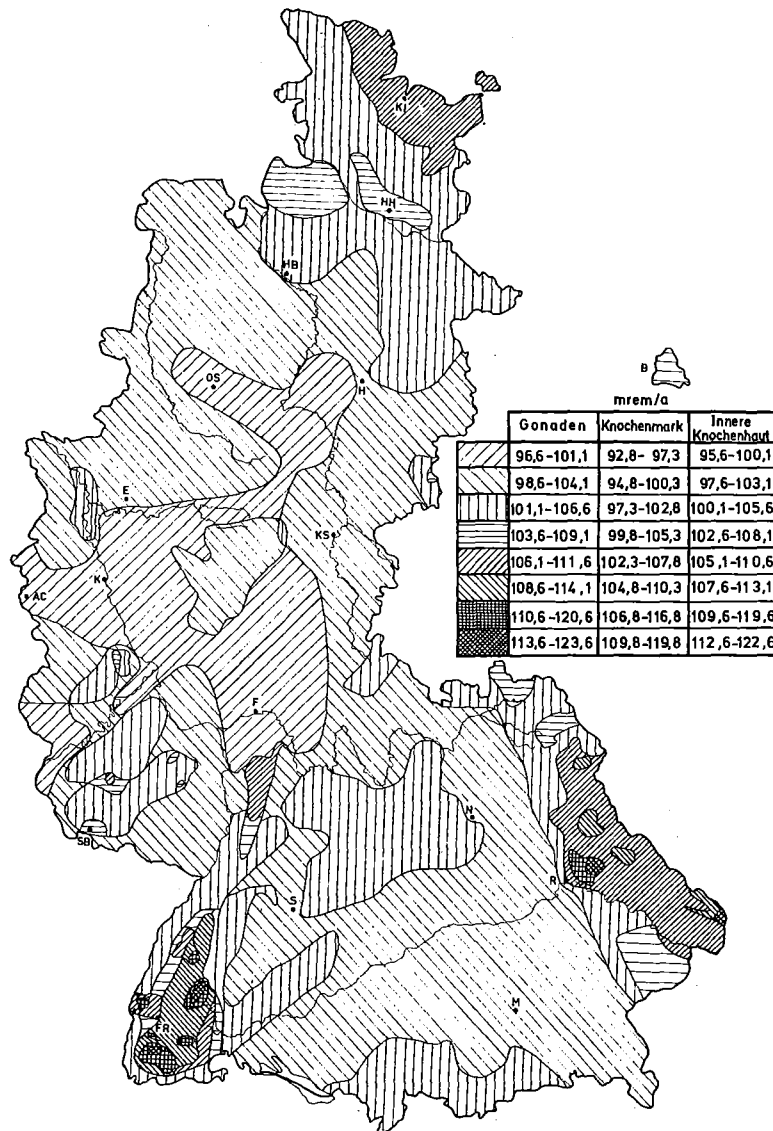


Abbildung 6.3: Ungefährer Verlauf der mittleren natürlichen Strahlenbelastung der Menschen in der Bundesrepublik Deutschland
 Quelle: /BONKA, H. (1974a)/

Ein mittlerer Wert für die Strahlenbelastung des Ganzkörpers in der Bundesrepublik Deutschland aus allen natürlichen Quellen zusammen liegt bei 100 bis 120 mrem/a. Einzelne Organe sind einer höheren Strahlenbelastung ausgesetzt, z.B. die Knochen und Teile der Lunge /MUTH, H. (1974)/.

Die graphische Darstellung der gesamten genetischen Strahlenbelastung der Bevölkerung der Bundesrepublik Deutschland in Abb. 6.4 nach /SEELENTAG, W., SCHMIER, H. (1966)/ zeigt, daß die natürliche Strahlenbelastung die Gesamtheit der durch menschliche Tätigkeit hervorgerufenen künstlichen Belastung überwiegt /BMI (1971)/.

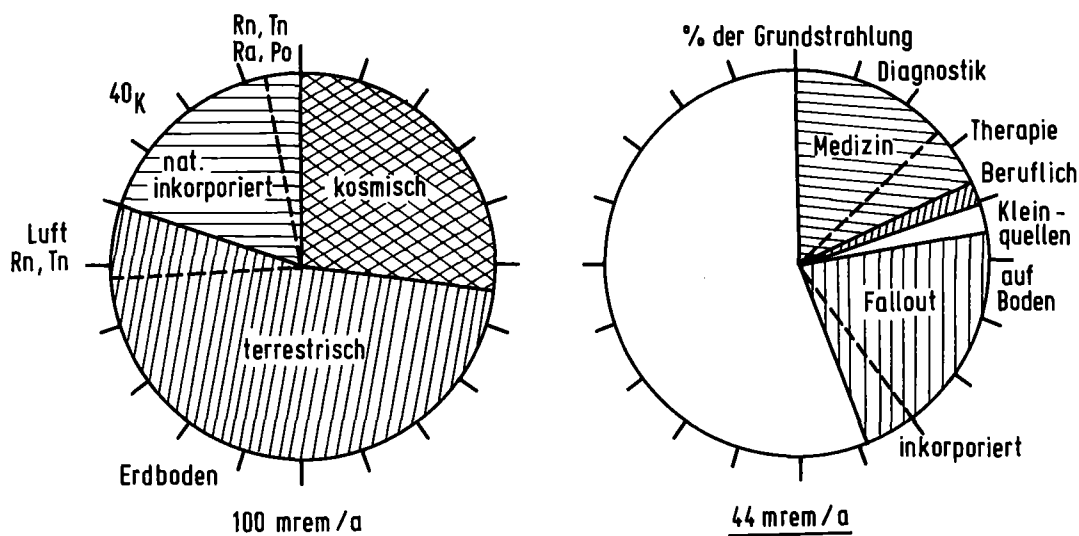


Abbildung 6.4: Natürliche Ganzkörperbelastung und zusätzliche Ganzkörperbelastung der Bevölkerung in der Bundesrepublik Deutschland

Die genetische Belastung aus natürlichen Quellen stammt zu etwa einem Viertel aus der kosmischen Strahlung, etwa zur Hälfte aus terrestrischer Strahlung und zu einem weiteren Viertel aus inkorporierten natürlichen Radionukliden. Insgesamt liegt sie in der Bundesrepublik Deutschland zwischen etwa 70 und 200 mrem/a; im Mittel wird, wie erwähnt, mit 100 bis 120 mrem/a gerechnet.

6.1.3 Vergleichende Untersuchungen in Gebieten mit unterschiedlicher Strahlenbelastung

Die natürliche Radioaktivität auf der Erde ist - wie bereits erläutert - stark ortsabhängig. Es gibt einige Gebiete, in denen eine besonders hohe terrestrische Strahlung besteht (siehe Tab. 6.4). Dort hat man einen möglichen Einfluß der Strahlenbelastung auf den Menschen sorgfältig untersucht.

So sind die Einwohner des indischen Bundesstaates Kerala der Strahlung des Monazitsandes ausgesetzt, der dort in einem weiten Bereich die Strände bedeckt. Das Monazitmineral enthält Thorium, bei dessen Zerfall α -, β - und γ -Strahlung frei wird. Der Sandstrand in diesem Gebiet hat den höchsten überhaupt vorkommenden Monazitgehalt; die Thorium-Konzentration liegt zwischen 8,0 und 10,5 %. Geographisch handelt es sich um ein gut abgegrenztes Gebiet von etwa 55 km Länge und 0,5 km Breite. Das Gebiet hat eine hohe Bevölkerungsdichte. 90 % der Bevölkerung wohnen nicht nur in diesem Gebiet, sondern arbeiten auch dort; sie sind also ununterbrochen der Strahlung ausgesetzt. In den letzten 15 Jahren wurden etwa 20 % dieser Bevölkerung dosimetrisch untersucht /GEORGE, K.P., et al. (1975)/. Von den untersuchten Haushalten waren 25 % dem mehr als 5-fachen der in Indien normalen Untergrundstrahlung von 100 mR/a ausgesetzt. Dabei waren 2020 von 8513 Personen einer Strahlung von mehr als 500 mR/a unterworfen, von diesen wiederum 551 mehr als 1 R/a und 57 mehr als 2 R/a. Daraus schließt man für die gesamte Gruppe von 70 000 Personen auf eine Untergruppe von ungefähr

Tabelle 6.4: Vergleich von Gebieten mit verschiedener natürlicher Untergrundstrahlung

Quelle: /HERMAN, M. (1972)/

G e b i e t	Betroffene Bevölkerung	Gesamte Dosisleistung mrad/a
Monazit-Gebiete in den Staaten Rio de Janeiro und Espirito Santo, Brasilien	30 000	500 Mittelwert 1000 Maximum
Mineralhaltige vulkanische Intrusionen in den Staaten Minas Gerais und Goias, Brasilien	350	1 600 Mittelwert 12 000 Maximum
Primitive Granit-, Schiefer- und Sandsteingebiete in Frankreich	7 000 000	180 - 350
Monazit-Gebiete in den Staaten Kerala und Madras, Indien	100 000	1300 Mittelwert 200 zusätzliche Beta-Strahlung
Insel Niue, Pazifischer Ozean	4 500	1000 Maximum
Monazit-Gebiete im nördlichen Nil-Delta, Ägypten	hoch	150 - 400
Schwarzwald		165
Bremen		30

6000 Personen, deren Jahresdosisbelastung größer als 500 mR/a ist. Im Mittel beträgt die Belastung der Gruppe von 70 000 Personen ca. 400 mR/a und Person. Eine demographische Analyse zeigte keine statistisch signifikanten Unterschiede in der Fortpflanzungsfähigkeit, im Geschlechtsverhältnis der Neugeborenen, in der perinatalen Sterblichkeit und Kindersterblichkeit, in der Zahl der Mehrlingsgeburten oder der groben Mißbildungen zwischen den Gebieten mit verschiedener Strahlenbelastung innerhalb des untersuchten Bereichs. Allerdings fanden sich die niedrigste Fortpflanzungsfähigkeit und die höchste perinatale und Kindersterblichkeit bei einer Gruppe von Paaren, deren Strahlenbelastung größer als 2 R/a war. Bei einer Chromosomenanalyse der Blutzellen für Gruppen von Neugeborenen verschieden strahlenbelasteter Eltern fanden sich keine Unterschiede zwischen diesen Gruppen.

In einer ähnlichen Untersuchung aus den USA /FRIGERIO, N.A., STOWE, R.S. (1975)/, die Bundesstaaten mit verschiedener natürlicher Strahlenbelastung (Gruppe A: Staaten mit mehr als 165 mrem/a, Gruppe B: 14 Staaten mit mehr als 140 mrem/a und Gruppe C: 14 Staaten mit der niedrigsten Belastung) erfaßte, stellte sich heraus, daß die Gruppen A und B somatisch und genetisch am gesunden sind. Offenbar sind die Unterschiede in der Strahlenbelastung der Gruppen A bis C zu gering, um statistisch gesicherte Effekte nachzuweisen. Versuche, Korrelationen zwischen natürlicher Strahlenbelastung und Leukämiehäufigkeit herzustellen, scheiterten /HERMAN, M. (1972)/. Bei erhöhtem Ra-Gehalt des Trinkwassers konnte eine leichte Erhöhung der Krebshäufigkeit festgestellt werden /PETERSON, N., et al. (1966)/.

Tab. 6.5 zeigt die Ergebnisse einer Untersuchung von drei Zonen in der Schweiz mit verschiedenem Strahlenpegel und die in diesen Zonen gefundenen Zahlen von neurogenen Mißbildungen und Malignomen für die Jahre 1951-1960 /RENFER, H.R., HENGELHAUPT, M. (1973)/. Für die Zone mit dem höchsten Strahlenpegel von 180-250 mrem/a findet sich eine signifikante Abweichung gemessen an den Zonen geringerer Strahlung, allerdings in Richtung auf weniger maligne Neubildungen als in anderen Bereichen.

Tabelle 6.5: Untersuchungen über die Beziehung zwischen natürlichem Strahlenpegel und Tumorfrequenz in der Schweiz

Quelle: /RENFER, H.R., HENGELHAUPT, M. (1973)/

Zonen Strahlenpegel	I unter 120 mR/a	II 120-180 mR/a	III 180-250 mR/a
Bevölkerungszahl ($\bar{\phi}$ 1951-60)	1 312 575	3 395 941	319 484
	in %	in %	in %
A Neurogene Mißbildungen, Malignome	0,205	0,252	0,216
B Osteog.Sa., Muskel-Sehnen- Sa., Lymphdrüsen-Sa., Myelo Sa., M. Paget	0,289	0,295	0,185
C Lympho-Sa., Reticulo-Sa., Ewing-Sa.	0,203	0,246	0,144
D Morbus Hodgkin	0,195	0,167	0,169
E Leukämien	0,510	0,529	0,485
Total B+C+D+E	1,196	1,236	0,983

Zusammenfassend läßt sich sagen, daß ein schädlicher Effekt, der durch Schwankungen der natürlichen Strahlenbelastung hervorgerufen wird, mit statistischen Methoden bisher nicht nachgewiesen werden konnte. Eine ausführliche Diskussion des somatischen und genetischen Risikos einer Bevölkerung nach hohen zusätzlichen Strahlendosen findet sich in den Kapiteln 6.4 und 6.5.

6.2 Anthropogene Strahlenbelastung

6.2.1 Einleitung

In diesem Abschnitt sollen die Anteile der Strahlenbelastung des Menschen behandelt werden, die durch menschliche Tätigkeit entstehen, soweit sie nicht aus dem Betrieb kerntechnischer Anlagen herrühren. Insbesondere fallen hierunter auch die Folgen der Kernwaffenversuche früherer Jahre, deren Fall-out immer noch zur radiologischen Belastung beiträgt. Die Folgen der Atombombenexplosionen von Hiroshima und Nagasaki werden aber nicht behandelt. Die Anreicherung mancher Radionuklide in Baumaterialien ist in Kap. 6, Abschn. 1 behandelt.

Verglichen mit den verschiedenen Anteilen der natürlichen Strahlenbelastung und erst recht mit der Belastung aus der Anwendung der Kerntechnik zur Energieerzeugung ist die hier behandelte anthropogene Strahlenbelastung der weitaus größte Beitrag zur Strahlenbelastung des Menschen in der Bundesrepublik Deutschland überhaupt.

Nicht nur in der medizinischen Diagnose und Therapie, die einen besonders großen Anteil der Belastung verursachen, sondern auch in der Forschung und Industrie findet man ein gehäuftes Auftreten von Strahlen erzeugenden Apparaturen wie etwa Beschleuniger, Röntgenfeinstrukturgeräte und andere radiotechnische Instrumente und Verfahren.

Daneben finden sich noch andere sogenannte Kleinquellen, etwa Fernsehgeräte, die früher üblichen Schuhdurchleuchtungsgeräte, Leuchtziffern an Uhren u.v.a.m..

6.2.2 Medizinische Strahlenbelastung

Zur medizinischen Strahlenbelastung trägt vor allem die Benutzung der Röntgentechnik zur medizinischen Diagnose bei, aber auch die Verwendung von Röntgen- und anderen ionisierenden Strahlen und radioaktiven Substan-

zen in der Therapie. Ein kleiner Anteil rührt von der Verwendung radioaktiver Präparate in der Diagnose her. In allen Fällen ist sowohl die Belastung der Patienten als auch die des medizinischen Personals zu bedenken.

6.2.2.1 Strahlendiagnostik

Seit die Röntgenstrahlen im Jahre 1895 entdeckt wurden, wurde die Röntgen-diagnostik rasch entwickelt. In der Bundesrepublik Deutschland stieg die Zahl der Röntgenuntersuchungen vom Jahre 1972 zum Jahre 1973 um 10 %, ähnliche Zahlen werden auch aus anderen Ländern berichtet /BEIR-Report (1974)/. Die Verwendung radioaktiver Stoffe für die medizinische Diagnostik nimmt jährlich sogar um 20^o bis 30 % zu /BREIT (1976)/. Der Nutzen dieser Untersuchungsmethoden ist allgemein anerkannt; im Rahmen dieses Berichtes soll aber vor allem die mögliche Strahlenbelastung kritisch betrachtet werden.

Etwa 75 % aller Röntgenuntersuchungen - außer Röntgenreihenuntersuchungen und zahnärztlichen Untersuchungen - fallen in vier Kategorien, nämlich Untersuchungen des Brustkorbs, der Gliedmaßen, des Schädels und des oberen Magendarmtrakts /LINDELL, B. (1971)/.

In Tab. 6.6 sind die häufigsten Röntgenuntersuchungen und die Keimdrüsendosen aufgelistet, denen die Patienten bei Aufnahmen dieser Art ungefähr ausgesetzt sind. Man sieht, daß einzelne Untersuchungen besonders stark ins Gewicht fallen, von den oben genannten bei Frauen vor allem der Kontrasteinlauf und die Darstellung von Gebärmutter und Eileitern, bei Männern vor allem Blasen- und Urethra (Harnleiter)-Darstellungen. Bei männlichen Patienten ist auch bei Aufnahmen von Hüfte und Oberschenkel erhöhte Aufmerksamkeit geboten.

In diesem Zusammenhang kommt es neben der Belastung des jeweils untersuchten Bereichs aus genetischen Gründen vor allem auf die jeweilige Keimdrüsendosis oder genetisch signifikante Dosis (GSD) an. Darunter versteht man nach / BEIR-Report (1974)/ die Keimdrüsendosis aus medizinischer Ex-

position, die bei Verteilung auf die gesamte Bevölkerung voraussichtlich denselben genetischen Effekt hervorrufen würde wie die Summe der tatsächlich erreichten Individualdosen.

Tabelle 6.6: Mittlere Keimdrüsendosis in mR (pro Untersuchung bzw. Aufnahme, aufgrund versch. Veröffentlichungen)
Quelle: /BMI (1974)/

	Frauen		Männer	
Hüfte und Oberschenkel (oberes Drittel)	120	- 260	710	- 1120
Oberschenkel (mittl. u. unteres Drittel)	1	- 35	30	- 830
Beckengegend	160	- 405	190	- 1100
Lumbosacraler Übergang	120	- 490	20	- 940
Lendenwirbelsäule	120	- 490	20	- 940
Brustwirbelsäule	3	- 12	2	- 8
intravenöse Nierendarstellung	200	- 925	70	- 1240
retrograde Nierendarstellung	200	- 656	70	- 1040
Blasen- und Urethra-Darstellung	230	- 1940	90	- 3700
Abdominal-Aufnahme	50	- 1150	50	- 1360
Kontrasteinlauf	10	- 2900	40	- 820
Magen- und Dünndarm-Darstellung	10	- 340	6	- 44
Gallenblasenaufnahme	5	- 300	0,6	- 9,5
Lungendurchleuchtung	0,5	- 6	0,25	- 1,2
Lungen-Aufnahme	0,1	- 6	0,04	- 1,8
Sternum, Rippen, Schulter	0,1	- 4	0,2	- 0,7
Arm und Hand	0,03	- 2,2	0,1	- 4,7
Unterschenkel und Fußaufnahme	0,01	- < 10	0,6	- < 10
Schädel-Aufnahme	0,05	- < 10	0,2	- < 10
Halswirbel-Aufnahme	0,06	- 1,9	0,2	- 1
Schirmbild-Aufnahme	0,02	- 3	0,05	- 0,7
Hysterosalpingographie	310	- 2600		
Schwangerschaftsaufnahme	260	- 660		
Mammographie	< 10			

Bei einer solchen summarischen Betrachtungsweise können allerdings Besonderheiten, wie z.B. individuell erhöhte Strahlenempfindlichkeit, nicht berücksichtigt werden /HALM, A.W. (1977)/.

Mathematisch definiert man die GSD als

$$GSD = \frac{\sum_i D_i M_i P_i}{\sum_i N_i P_i}$$

Dabei ist D_i = durchschnittliche Gonadendosis bei Patienten des Alters i , die mit Röntgenstrahlen untersucht werden

M_i = Anzahl der untersuchten Personen des Alters i

P_i = mittlere Zahl der Kinder, die ein Patient im Alter i noch erwarten kann

N_i = Anzahl der Personen im Alter i in der Bevölkerung.

Ein Beispiel dafür, daß der Arzt immer Nutzen und Risiko gegeneinander abwägen muß, ist die Anwendung der Mammographie im Rahmen der Untersuchungen zur Krebsfrüherkennung. Auch in diesem Fall sollte diese diagnostische Maßnahme, die mit einer relativ hohen Strahlenbelastung verbunden ist, auf Problemfälle begrenzt werden. In /MORGAN, K.Z. (1973)/ wird für die Mammographie eine Belastung der Haut mit 6 rad bzw. ein Belastungsbereich von 2-20 rad und eine Belastung des Knochenmarks mit 1 rad (bezogen auf das gesamte Knochenmark: 50 mrad) angegeben, also für die Knochenmarksbelastung ein Wert, der in etwa 3 Thoraxaufnahmen entspricht. Für die Belastung der Schilddrüse rechnet man bei der Mammographie mit 30 mrad. In /HOEFFKEN, W., HEUSS, K. (1977)/ wird die Belastung der Brustdrüse mit 1-3 rad angegeben. Die Autoren kommen bei einem Risikovergleich zwischen Brustkrebs und möglichen Strahlenschäden zu dem Ergebnis, daß der Einsatz der Mammographie abhängig vom Alter der Patientin und von ihren persönlichen Risikofaktoren für das Entstehen eines Brustkrebses vorsichtig angewendet werden sollte.

In Tab. 6.7 finden sich die häufigsten Röntgenuntersuchungsarten und ihr Einfluss auf die genetisch signifikante Dosis in der Bundesrepublik Deutschland und Westberlin.

Tabelle 6.7: Röntgenuntersuchungsarten nach Häufigkeit und Einfluß auf die genetisch signifikante Dosis (GSD) in der Bundesrepublik Deutschland und Berlin

Quelle: /DEUTSCHER BUNDESTAG (1977)/

Untersuchungsart	GSD in %	relative Häufigkeit (alle Untersuchungen = 100 %)	
		A	B
1. Unterer G. I.-Trakt	34,37	1,0	2,2
2. Hüfte, Oberschenkel	18,78	0,8	1,3
3. Ausscheidungsurographie	8,23	1,1	0,7
4. Lendenwirbelsäule	7,22	2,8	5,1
5. Becken	6,49	1,0	4,3
6. Abdomen bei Schwangeren	4,31	0,04	—
7. Magen, oberer G. I.-Trakt	3,40	5,3	8,3
8. Retrogr. Pyelographie	2,79	0,3	3,4
9. Abdomenübersicht	2,72	1,0	1,0
10. Beckenmessung bei Schwangeren	2,26	0,006	—
11. Lumbosacralgelenk	2,08	0,006	—
12. Hysterosalpingographie	1,11	0,3	0,02
13. Urethrocytographie	0,82	0,06	—
	94,58	13,4	26,3

A - Holthusen, Hamburg 1958

B - Mittelwerte aus Daten freier Praxen in München und Niederbayern und vier Krankenhäusern in Berlin.

Die unter 1. bis 13. aufgeführten Röntgenuntersuchungsarten tragen zu ca. 90 % zur Keimdrüsenbelastung der Bevölkerung bei, obwohl ihr Anteil an allen durchgeführten Röntgenuntersuchungen nur ca. 25 % beträgt (1975).

Die genetisch signifikante Dosis aus der Röntgendiagnostik beträgt für die Bevölkerung der Bundesrepublik Deutschland insgesamt ca. 50 mrem/a. Es wird

angestrebt, diesen Wert durch Verbesserung der Untersuchungsmethoden möglichst zu verringern.

Die hauptsächlich in der Nuklearmedizin zur Diagnose verwendeten Isotope sind in Tab. 6.8. zusammengestellt.

Tabelle 6.8: Radionuklide in der medizinischen Diagnostik

	Strahlung	$T_{1/2}$	Untersuchungsgegenstand
Cr-51	γ	27,7 d	Bestimmung der Lebensdauer von roten Blutkörperchen u. Diagnose von Erkrankungen der Milz
Co-58	e^+, γ	70,8 d	Untersuchungen des Stoffwechsels insbes. für Vitamin B ₁₂
Sr-85	e^+, γ	64,9 d	Untersuchungen des Knochenstoffwechsels
Sr-87m	γ	2,81 h	
Sr-89	β	50,5 d	
Sr-90	β	28,5 a	
J-131	β, γ	8 d	Untersuchungen der Schilddrüse
Xe-133	β, γ	5,3 d	Durchblutungsmessungen

Abb. 6.5 zeigt, mit welchen mittleren Gonadendosen durch die nuklearmedizinische Diagnostik zu rechnen ist und wie sich diese Belastung im Vergleich zur natürlichen Strahlenexposition ausnimmt.

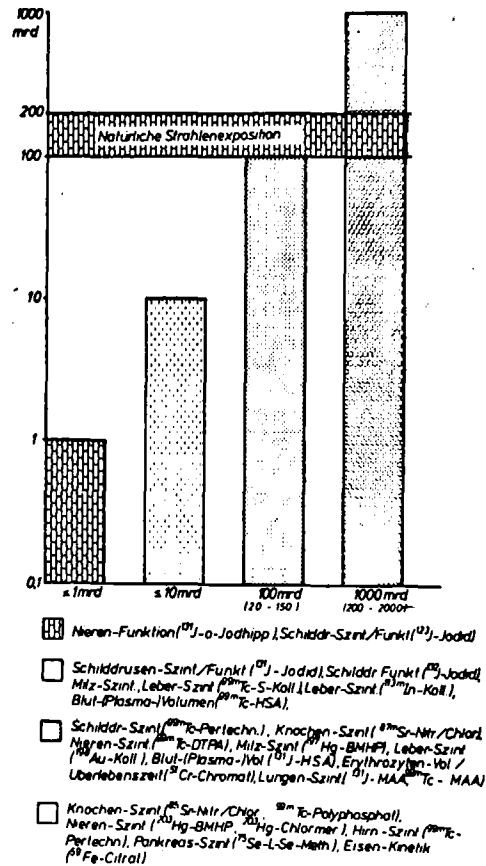


Abbildung 6.5: Nuklearmedizinische Diagnostik, mittlere Gonadendosen
Quelle: /KAUL, A., ROEDLER, H.D. (1976)/

6.2.2.2 Strahlentherapie

In der Strahlentherapie werden neben Röntgenstrahlen für die Behandlung von Oberflächen und tiefer gelegenen Tumoren heute vor allem Strahlen von Kobalt (Co-60), Iridium (Ir-192), Jod (J-131), Gold (Au-198), Phosphor (P-32) und anderen Stoffen eingesetzt. Dabei entstehen neuartige Probleme durch

Defekte bei umschlossenen radioaktiven Stoffen und ein nicht unerhebliches Abfallproblem. Weiterhin untersucht man die Möglichkeiten der Bestrahlung mit Elementarteilchen wie α -Teilchen, Neutronen und Mesonen /DERTINGER, H., u.a. (1976)/. Auch die Bestrahlung mit schweren Ionen wird untersucht. Hinzu kommen nuklearmedizinische Behandlungen, bei denen man Eigenarten des Metabolismus einzelner chemischer Elemente zur gezielten Behandlung ausnutzt. Das bekannteste Beispiel ist das Jod, dessen Anreicherung in der Schilddrüse zu einer breiten Anwendung in Diagnose und Therapie von deren Krankheiten geführt hat.

Auch in diesen Fällen muß neben der Einwirkung auf das zu behandelnde Gewebe immer auch der Einfluß auf den übrigen Organismus mit berücksichtigt werden. Von besonderem Interesse ist dabei der Einfluß auf das Knochenmark und die Gonaden. Es ist oft schwer, die Einwirkung auf gesundes Gewebe gering zu halten, denn Tumordosen können in der Größenordnung von 5000 bis 8000 rad liegen. Der Beitrag solcher Bestrahlungen zur genetisch signifikanten Dosis der Bevölkerung ist dennoch gering, weil relativ zur Gesamtbevölkerung gesehen nur sehr wenige Patienten sich einer solchen Behandlung unterziehen müssen; meistens bekommen sie dann auch keine Kinder mehr.

Eine sehr genaue und ausführliche Übersicht über die Strahlenbelastung von Patienten bei der nuklearmedizinischen Anwendung offener radioaktiver Stoffe findet sich in /KAUL, A., u.a. (1973)/. Damit ist auch ein Problem entschärft, das immer wieder beklagt wurde, daß es nämlich auch für Nuklearmediziner außerordentlich schwierig sei, die Belastung der Patienten durch eine Strahlentherapie exakt abzuschätzen /FACHVERBAND FÜR STRAHLENSCHUTZ (1973)/. Tab. 6.9 zeigt die Anteile der Anwendung einzelner Radionuklide in der Nuklearmedizin an der genetisch signifikanten Bevölkerungsdosis.

Tabelle 6.9: Applikation einzelner Radionuklide in der Nuklearmedizin (Berlin 1975) und prozentualer Anteil an der genetisch signifikanten Dosis
Quelle: /DEUTSCHER BUNDESTAG (1977)/

Nuklid	Applikationen (absolute Anzahl)	Applikationen % der Gesamt- applikationen	Genetisch signifikante Dosis in %
J-131-Jodid-Diagnostik	18 284	28,6	3,8
J-131-Hippuran	11 126	17,3	0,2
J-131-HSA	56	0,1	1,7
J-131-MAA	652	1,0	1,0
J-131-Jodid-Therapie	262	0,4	9,7
Tc-99m-Pertechn.	12 526	19,5	31,4
Tc-99m-TSK, Phytat	3 938	6,2	0,7
Tc-99m-Poly-Pyrophosphat	3 628	5,7	10,1
Tc-99m-MAA	2 662	4,2	0,2
Tc-99m-FEA, FCK	502	0,8	1,4
Au-198	6 450	10,1	7,7
Se-75	438	0,7	19,8
Sr-85	518	0,8	7,4
Sonstige Radionuklide	3 032	4,6	4,9
Summe ...	64 074	100,0	100,0

6.2.3 Strahlenbelastung von beruflich Strahlenexponierten

Besondere Bedeutung hat neben der Belastung von Patienten die Belastung von medizinischem Personal im Umgang mit Strahlenquellen.

Der berufliche Umgang mit ionisierenden Strahlen bedingt ein Risiko, das bei Beachtung der notwendigen Vorsichtsmaßnahmen klein ist, bei Unfällen jedoch recht groß werden kann. Aus diesem Grunde sind Schäden durch ionisierende Strahlen schon seit der ersten Berufskrankheitenverordnung von 1925 entschädigungspflichtig.

Nach /RAHM, G. (1971)/ kam es in der ganzen Welt in den Jahren 1947-67 zu 24 Todesfällen durch Ganzkörperbestrahlung bei Kritikalität und Exkursionsunfällen an Reaktoren oder kerntechnischen Anlagen; in der Bundesrepublik Deutschland wurde bis zum Ende der zitierten Untersuchung im Jahre 1967 keine akute Ganzkörperbestrahlung mit über 100 rem bekannt.

Eine Auswertung von Strahlenunfällen bei 375 Personen, bei denen die Strahlenbelastung größer als 1 rad Ganzkörperbelastung war, läßt erkennen, daß bei Dosen unter 25 rad nicht mit klinisch nachweisbaren Symptomen zu rechnen ist /SCHINZ, H., u.a. (1959)/. Bei Dosen bis zu 75 rad fanden sich in seltenen Fällen hämatologische Befunde, die aber vorübergehender Natur waren. Bei allen Erkrankungen mit nennenswerter Symptomatik war die Dosis größer als 100 rad. An der unteren Grenze des Dosisbereichs zwischen 150 und 500 rad hat man jedoch mit ersten Todesfällen zu rechnen, zwischen 300 und 600 rad sind schwere Verlaufsformen der Strahlenkrankheit zu erwarten, bei Dosen über 600 rad ist ein tödlicher Ausgang sehr wahrscheinlich.

Bei protrahierter Bestrahlung wurden Schäden der blutbildenden Organe beobachtet, unter den Teilkörperbestrahlungen sind die Hände am häufigsten betroffen. Fast alle Schadensfälle sind auf "menschliches Versagen" zurückzuführen, insbesondere führten oft unüberlegte Handlungen bei der Behebung technischer Fehler zu unnötigen Strahlenbelastungen /RAHM, G. (1969)/. Diese Tatsache verleiht der Forderung der Strahlenschutzverordnung /BUNDESGESETZBLATT (1976)/ nach wiederholter Belehrung der mit ionisierenden Strahlen arbeitenden Personen besonderes Gewicht.

Generell liegt jedoch die Belastung des Personals in den vorgeschriebenen Grenzen. Die Mittelwerte liegen in der Größenordnung von 100-400 mrem/a und sind damit der natürlichen Strahlenbelastung vergleichbar. Allerdings findet sich bei der Anwendung von Radium in der Gynäkologie weltweit eine besonders hohe Belastung des Personals.

Zu erwähnen ist in diesem Zusammenhang eine ausführliche Untersuchung des Personals, das in Betrieben der Atomic Energy Commission der USA beschäftigt war. Für diese beruflich Strahlenexponierten konnten in einer ersten Studie keine nachteiligen gesundheitlichen Folgen festgestellt werden /MANCUSO, T. et al. (1971)/. Eine neuere Arbeit /MANCUSO, T., et al. (1977)/

gibt Hinweise auf mögliche Verknüpfungen zwischen externer Strahlendosis, einzelnen Krebsarten, Latenzzeiten und Altersabhängigkeit einer Krebsinduktion.

Abb. 6.6 zeigt, wie die Anzahl der überwachten beruflich Strahlenexponierten in den letzten Jahren angewachsen ist und daß die relative Anzahl von Überschreitungen der zulässigen Dosis von 3 rem in 13 Wochen geringer wurde.

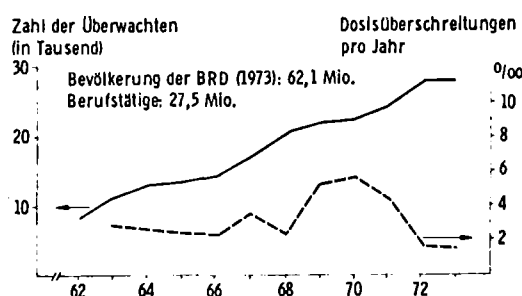


Abbildung 6.6: Zahl der mit Personendosimetern überwachten beruflich strahlenbeschäftigten Personen und relative Zahl der Personen, bei denen eine Überschreitung der höchstzulässigen Dosis von 3 rem in 13 Wochen festgestellt wurde
Quelle: /KOSSEL, F. (1976)/

Aus den Ergebnissen der Personendosisüberwachung durch die amtlichen Meßstellen der Bundesrepublik Deutschland aus den Jahren 1962 bis 1974 und den Mitteilungen der zuständigen Behörden der Bundesländer ergibt sich, daß die Zahl der beruflich strahlenexponierten und mit Personendosimetern überwachten Personen auf 30 000 Personen angestiegen ist. In diesen Zahlen des Bundesgesundheitsamtes sind die Beschäftigten im medizinischen Bereich nur z.T. enthalten. In Übereinstimmung mit internationalen Angaben ist die Zahl, verglichen mit der ganzen Bevölkerung, nach wie vor gering. Die mittlere Strahlenexposition beruflich mit Strahlen beschäftigter Personen

liegt zwischen 100 und 400 mrem im Jahr, die genetisch signifikante Dosis der Bevölkerung, verursacht durch diese Exposition, bei 40 bis 50 mrem pro Jahr, also sehr niedrig.

Unter den Betrieben gibt es offensichtlich einige, in denen die Wahrscheinlichkeit, Dosisüberschreitungen zu erhalten, deutlich erhöht ist. So kommen in 5 % aller Betriebe, für die Überschreitungen gemeldet wurden, mehr als 50 % der festgestellten Überschreitungen der höchstzulässigen Dosis von 3 rem in 13 Wochen vor.

Die Wahrscheinlichkeit für eine beruflich mit Strahlen beschäftigte Person, auch nur einmal während der beruflichen Tätigkeit eine Dosisüberschreitung zu erhalten, ist gering. Die Personendosisüberwachung hat für die Kontrolle der Wirksamkeit der getroffenen Strahlenschutzmaßnahmen große Bedeutung /KOSSEL, F. (1976)/.

6.2.4 Industrie

An dieser Stelle sollte angemerkt werden, daß nicht nur Kernkraftwerke, sondern auch sogenannte konventionelle Kraftwerke radioaktive Emissionen verursachen. In Abschn. 3.3 werden die organspezifischen Strahlenbelastungen für verschiedene Emissionsdatensätze berechnet. Es wird dabei gezeigt (Abschn. 3.4), daß die Strahlenbelastungen durch Emissionen von Kohlekraftwerken bei gleichen Ausgangsannahmen und bezogen auf gleiche Energieerzeugung insgesamt höhere Werte ergeben als diejenigen durch Emissionen aus dem kerntechnischen Brennstoffkreislauf. Bei Verwendung bestimmter Kohlesorten, z.B. Apalachenkohle aus USA, wird dieser Vergleich noch erheblich ungünstiger für die Kohlekraftwerke. Bei dieser Art von Kohle wäre ohne Aschenkontrolle mit 900 Ci/a Ra-226- und Ra-228-Emissionen zu rechnen. Ein vergleichbares Ölkraftwerk setzt $5 \cdot 10^{-4}$ Ci/a an Aktivität frei /HERMAN, M. (1972)/.

Bei der Benutzung von Röntengeräten zu technischen Untersuchungszwecken sollten diese möglichst oft abgeschaltet werden; strahlende Präparate, deren Strahlung ja nicht abgeschaltet werden kann, müssen sehr sorgsam aufbewahrt und gegen mißbräuchliche Benutzung geschützt werden.

Im Kernforschungszentrum Karlsruhe wird untersucht, unter welchen Bedingungen sich Radionuklide in der Technik verwenden lassen /KfK (1977)/.

Tab. 6.10 gibt eine Übersicht über die Verwendung von Radionukliden in Forschung und Technik. Die Strahlengefährdung ist in diesen Fällen sehr unterschiedlich. Die Gewerbeaufsichtsämter haben jedoch darauf zu achten, daß in allen diesen Bereichen die Bestimmungen der Strahlenschutzverordnung befolgt werden.

Tabelle 6.10: Beispiele für die Verwendung von Industrieprodukten in Forschung und Technik

Quelle: /DEUTSCHER BUNDESTAG (1977)/

Produkt	Beispiele	Hauptsächlich verwendete Radionuklide
I. Gebrauchsgegenstände		
Geräte, die Leuchtfarben enthalten	Skalen und Zeiger bei Uhren, Kompassen, Luftfahrzeug-Instrumenten	H-3, Pm-147
Elektronische Bauteile und elektrotechnische Geräte	Elektronenröhren; Überspannungsableiter	H-3, Co-60, Kr-85, Cs-137, Pm-147
Keramische Gegenstände, Glaswaren und Legierungen	Uranfarben für Kacheln und Porzellan; optische Linsen; Magnesium-Thorium-Legierungen	Natürliches oder abgereichertes Uran; natürliches Thorium
II. Bauartzugelassene Vorrichtungen		
Gas- und Aerosol-Detektoren	Rauch- und Feuermelder	Ra-226, Am-241
Antistatika	Diverse Vorrichtungen für Verhinderung von Aufladungen	Ra-226, Am-241
Vorrichtungen mit Tritiumgasleuchtröhren	Meßgeräte, Notbeleuchtungen	H-3
Technische und wissenschaftliche Geräte	Dicken- und Dichtemeßgeräte; Füllstandsmeßgeräte; Röntgenfluoreszenzanalysengeräte Gaschromatographen	Co-60, Kr-85, Sr-90, Cs-137, Pm-147, Tl-204, Am-241, Co-60, Cs-137, H-3, Pm-147, Cd-109, Fe-55, Pu-238, H-3, Ni-63
III. Sonstige Anwendungen		
Kontrolle des Hochofenbetriebes	Stahl	Co-60

Das Bundesministerium des Innern gibt jährlich Übersichten über Unfälle mit Strahlenbelastung von Personen heraus /BMI (1976), DEUTSCHER BUNDESTAG (1977), LINDELL, B. (1971)/.

6.2.5 Kleinquellen

Röntgenstrahlen können auch von sogenannten Störstrahlern ausgehen, d.h. von Geräten oder Vorrichtungen, die nicht zum Zwecke der Erzeugung von Röntgenstrahlen betrieben werden. Zu diesen zählen Elektronenmikroskope, Elektronenstrahlmaterialprüfungsgeräte, Mikrowellenzyklotrons und spezielle Fernsehgeräte.

Bei normalen Fernsehgeräten handelt es sich bei der ausgesandten Strahlung um schwache Röntgenstrahlung, die umso stärker ist, je heller das Bild und je schärfer der Kontrast ist. Bei Farbfernsehgeräten ist die Strahlung in der Regel höher als bei Schwarzweißgeräten. Bei den meisten Geräten kann jedoch außerhalb des Gehäuses keine Strahlung gemessen werden /MORGAN, K.Z. (1973)/.

Die Gonadendosis durch das Tragen einer Armbanduhr, deren Zifferblatt wie früher üblich 1 μCi Radium enthielt, war 35 mrem/a /FUCHS, G. (1961)/. Nach /SEELTAG, W., SCHMIER, H. (1966)/ konnten noch vor wenigen Jahren lokal an der Haut des Unterarms Dosen von 1,3 bis 30 R/a verfolgt werden. Als mittlere, aus dieser Strahlenquelle stammende genetische Bevölkerungsbelastung wurde damals 2,5 mR/a angenommen. Darum ist man heute dazu übergegangen, die Leuchtzeichen auf Uhrzifferblättern mit Promethium (Pm-147) oder - noch besser - Tritium herzustellen /SPITTEL, K. (1974), ARNDT, D., et al. (1975)/. Damit konnte außerdem die jährliche Ganzkörperbelastung der Beschäftigten in diesem Bereich erheblich herabgesetzt werden; in einem Betrieb der DDR z.B. von 20-30 rem/a im Jahr 1959 zunächst auf 7-8 rem/a und dann auf noch niedrigere Werte. In früheren Untersuchungen hatten sich bei Leuchtzifferblattmalerinnen Skelettdosen durch inkorporiertes Radium bis zu 10 000 rem gefunden /ROWLAND, R.E., et al. (1971)/; diese gehörten also zu den beruflich Strahlenexponierten. Es traten damals gehäuft Fälle von Knochenkrebs auf, da das Radium-226 zu den osteotropen Nukliden gehört, sich also im Knochen ablagert, wenn es in den Körper gelangt - manche Leuchtzifferblattmalerinnen hatten die Angewohnheit, ihre Pinselspitzen mit den Lippen zu glätten!

6.2.6 Vergleich mit der Belastung aus anderen Strahlenquellen

Zu den anthropogenen Strahlenquellen gehören auch Kernwaffentests. Der radioaktive Fall-out kann über die "radioaktive Wolke", in der ein Mensch sich befindet, durch Gammastrahlung vom Boden oder aus der "Wolke" und durch Inkorporationsvorgänge etwa mit Lebensmitteln auf den Menschen einwirken. Wegen möglicher Anreicherungs Vorgänge ist letzteres besonders interessant. Aus den Kernwaffenversuchen der 50-er und 60-er Jahre lassen sich immer noch langlebige Radionuklide wie Strontium-90 und Caesium-137 nachweisen. Caesium-137 wird z.B. in Pilzen, Flechten und Moosen angereichert, was zu einer erhöhten Belastung der Bevölkerung Lapplands geführt hat.

Kurzlebige Radionuklide wie Jod-131, Strontium-89 und Zirkonium/Niob-95, die von den Kernwaffenversuchen der letzten Jahre (z.B. VR China 1975 und 1977) stammen, konnten nur vereinzelt und in geringen Mengen in Lebensmitteln festgestellt werden. Jedoch wurde erst vor kurzem wieder überprüft, welche Effekte in den USA im Einzugsbereich einer radioaktiven Wolke aus einem neuen Test in China zu erwarten und zu beobachten sind /PETERSON, K.R. (1977)/. Daraus ersieht man, daß bei Tests dieser Art mit weltweiten Auswirkungen zu rechnen ist, die eine völlig neue Art der Betrachtung verlangen. Eine umfassende Darstellung der Auswirkungen des Fall-outs in der Biosphäre findet sich z.B. in /LANGHAM, W., ANDERSON, E.C. (1958)/.

Tab. 6.11 zeigt die verschiedenen Anteile der genetisch signifikanten Strahlenbelastung in der Bundesrepublik Deutschland, wie sie in der amtlichen Untersuchung des Bundesgesundheitsamtes für das Jahr 1975 festgestellt wurden /DEUTSCHER BUNDESTAG (1977)/.

Tabelle 6.11: Genetisch signifikante Strahlenexposition in der Bundesrepublik Deutschland 1975 (Stand Juli 1976)

Quelle: /DEUTSCHER BUNDESTAG (1977)/

1	Natürliche Strahlenexposition	ca. 110 mrem/a
1.1	durch kosmische Strahlung in Meereshöhe	ca. 30 mrem/a
1.2	durch terrestrische Strahlung von außen .	ca. 50 mrem/a
	bei Aufenthalt im Freien	ca. 43 mrem/a
	bei dauerndem Aufenthalt in Häusern ..	ca. 57 mrem/a
1.3	durch inkorporierte radioaktive Stoffe ..	ca. 30 mrem/a
2	Künstliche Strahlenexposition	ca. 60 mrem/a
2.1	durch kerntechnische Anlagen	< 1 mrem/a *)
2.2	durch Verwendung radioaktiver Stoffe und ionisierender Strahlen in Forschung und Technik	< 2 mrem/a
2.2.1	durch technische Strahlenquellen ..	< 1 mrem/a
2.2.2	durch Industrieprodukte	< 1 mrem/a
2.2.3	durch Störstrahler	< 1 mrem/a
2.3	beruflich strahlenexponierte Personen (Beitrag zur mittleren Strahlen- exposition des Menschen)	< 1 mrem/a
2.4	durch Anwendung ionisierender Strahlen und radioaktiver Stoffe in der Medizin	ca. 50 mrem/a
2.4.1	Röntgendiagnostik	ca. 50 mrem/a
2.4.2	Strahlentherapie	< 1 mrem/a
2.4.3	Nuklearmedizin	ca. 2 mrem/a
2.5	Strahlenunfälle und besondere Vorkommnisse	0
2.6	durch Fall-out von Kernwaffen- versuchen	< 8 mrem/a
2.6.1	von außen im Freien — unabgeschirmt	< 8 mrem/a
2.6.2	durch inkorporierte radioaktive Stoffe	< 1 mrem/a

*) Das Zeichen < bedeutet „kleiner als“.

Bei der allgemeinen Diskussion über Strahlenfolgen hat es manchmal den Anschein, als werde die Strahlenbelastung durch die hier behandelten anthropogenen Quellen vergessen. Auch in diesem Fall bedarf es fortwährender Forschung und sorgfältiger Kontrollen, um den bestmöglichen Schutz des Einzelnen und der Gesamtbevölkerung zu gewährleisten.

In Ermangelung ausreichender Kenntnisse über die Wirkung kleinster Strahlendosen kann die natürliche Strahlenbelastung ein zweckmäßiger Maßstab für die Erheblichkeit oder Unerheblichkeit zusätzlicher Strahlenbelastungen sein. Zusätzliche Strahlenbelastungen in der Größenordnung der natürlichen Schwankung der Grundstrahlung werden als akzeptabel angesehen. In der Bundesrepublik Deutschland ist mit einer mittleren natürlichen Grundstrahlung von rund 110 mrem im Jahr bei einer Schwankungsbreite von 70 bis 200 mrem/a, soweit der Ganzkörper und die Keimdrüsen betroffen sind, zu rechnen. Etwa 1/4 bis 1/3 dieser Belastung stammt aus der kosmischen Strahlung, etwa die Hälfte aus der Umgebungsstrahlung und etwa 1/4 aus der Belastung durch inkorporierte natürliche radioaktive Stoffe. Die Belastung aus zivilisatorischen Strahlenquellen kann zur Zeit auf etwa 50 % der natürlichen Grundstrahlung geschätzt werden. Der größere Teil davon stammt aus der Belastung von Patienten insbesondere durch die Röntgendiagnostik, der Rest aus dem Fall-out von Kernwaffenversuchen und anderen Quellen.

Die Bedeutung der diagnostischen Belastung ergibt sich daraus, daß sie auch in den kommenden Jahren vorhanden sein, wahrscheinlich sogar ansteigen wird, während die Fall-out-Belastung allmählich geringer wird. Die Strahlenbelastungen für beruflich Strahlenexponierte und durch sogenannte Kleinquellen tragen zur Zeit nur wenige Prozente zur anthropogenen Strahlenbelastung bei.

6.3 Verhalten kerntechnischer Radionuklide im Säugetierorganismus

Der Schwerpunkt der Darlegungen dieses und des folgenden Abschnitts liegt wegen der Bedeutung dieser Frage beim Verhalten der Radionuklide aus der Kerntechnik im Säugetierorganismus sowie bei den Grundlagen, auf denen unsere Schätzungen des biologischen Risikos nach Radionuklidaufnahme beruhen. Dabei werden aber notwendigerweise auch die Wirkungen einer äußeren Bestrahlung des Menschen berührt.

Das Verhalten der wichtigsten kerntechnischen Radionuklide im Organismus kann nach den eingehenden tierexperimentellen Untersuchungen der letzten Jahrzehnte sowie durch die Anwendung einiger der Nuklide in der Nuklearmedizin in seinem Erscheinungsbild als bekannt angesehen werden. Im folgenden werden einige grundlegende Fragen des biologischen Verhaltens von kerntechnisch wichtigen Radionukliden besprochen, die für das Verständnis der biologischen Wirkungen Voraussetzung sind.

6.3.1 Aufnahmewege

Die Eintrittswege sind für das Verhalten der Radionuklide und die Strahlenbelastung der einzelnen Organe von großer Bedeutung. Die Geschwindigkeit, mit der einzelne Nuklide aus möglichen Kontaminationsorten aufgenommen werden, kann schematisch aus Tab. 6.12 ersehen werden (nach /SEIDEL, A. (1977)/). Einige wichtige Spaltprodukte wie Sr-90, J-131 und Cs-137 werden rasch und in einem hohen Prozentsatz aus dem Magendarmtrakt in den Körper aufgenommen; daher ist das Problem ihrer Anreicherung in Nahrungsketten für die Strahlenbelastung der Bevölkerung wichtig.⁺⁾ Andererseits werden die Transuranelemente und auch die Lanthaniden nur zu einem vernachlässigbar kleinen Bruchteil aus dem Darm resorbiert. Durch die Lunge gelangen Nuklide wie H-3 (in Form von HTO), J-131 oder Sr-90 als Chlorid sehr schnell in den Körper,

+) siehe Kap. 3. und 4

Tabelle 6.12: Orte und Geschwindigkeit der Resorption von Radionukliden (Lit. s. /SEIDEL, A. (1975), SEIDEL, A. (1977)/)

Aufnahmeort	gut resorbierbare Radionuklide	schlecht resorbierbare Radionuklide
Magendarmtrakt	^3H (als HTO), ^{131}I ^{90}Sr , ^{137}Cs	^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{106}Ru , Lanthaniden, Uran, Actiniden
Lunge, Wunde	^3H (als HTO), ^{131}I biol. lösliche Formen von ^{90}Sr , ^{95}Nb , ^{137}Cs (z.B. Chloride)	Oxide oder andere biol. schwer lösliche Formen der meisten Radionuklide, bes. der Lanthaniden und Actiniden
Haut	^3H (als HTO)	die meisten anderen Nuklide

während ausgesprochen unlösliche Radionuklidverbindungen wie z.B. PuO_2 (Pu-239) mehrere Jahre in der Lunge verweilen können. Abb. 6.7 zeigt, wie verschiedene chemische Formen von Ce-144 in der Hundelunge unterschiedliche Resorptionsgeschwindigkeiten aufweisen können, je nachdem, wie hoch der Grad ihrer biologischen Löslichkeit ist. Das Verhalten inhalierter Radionuklide kann auch mathematisch-modellmäßig beschrieben werden (z.B. ICRP-Lungenmodell /ICRP (1966)/). Auf das Verhalten von Radionukliden in einer kontaminierten Wunde soll nicht näher eingegangen werden; dies ist gelegentlich ein arbeitsmedizinisches Problem in kerntechnischen Anlagen, das bei sachgemäßer ärztlicher Versorgung befriedigend gelöst werden kann. Die Haut ist, solange sie unverletzt ist, lediglich für HTO in nennenswertem Umfang durchlässig /SEIDEL, A. (1977)/.

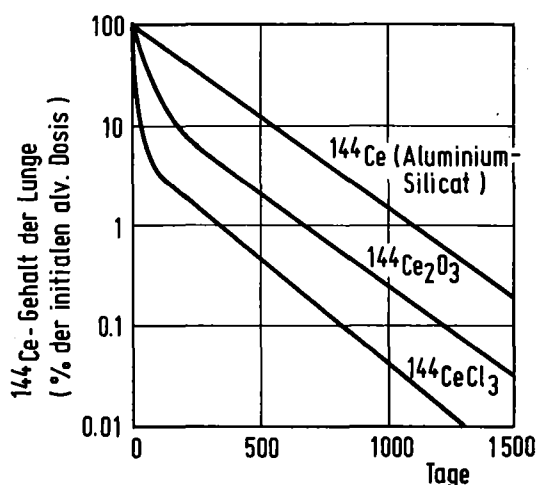


Abbildung 6.7: Ce-144-Gehalt in der Hundelunge in Abhängigkeit von der Zeit nach Inhalation verschiedener chemischer Formen von Ce-144 (Lit. s. /SEIDEL, A. (1977)/).

6.3.2 Verteilung

Die wichtigen kerntechnischen Radionuklide führen entweder wie H-3 als HTO oder Cs-137 zu einer gleichförmigen Verteilung der Strahlendosis im Körper oder sie lagern sich spezifisch in Skelett, Leber, Niere sowie Schilddrüse ab. Die Tab. 6.13 zeigt orientierend diese Verteilungstypen /SEIDEL, A. (1977), dort auch Lit./. Bei einer Bestrahlung des ganzen Organismus ist das Knochenmark mit dem blutbildenden System als empfindlichstes Organ anzusehen. Dieses erfährt auch eine Strahlenbelastung nach Ablagerung von Sr-90 im Skelett, da die Reichweite der Betastrahlung dieses Nuklids im Vergleich zu den Knochenmarkshöhlen groß sein kann /SPIERS, F.W., et al. (1972)/.

Das Skelett ist für weitere wichtige Radionuklide wie Lanthaniden und Aktiniden Hauptablagerungsorgan neben der Leber. Diese Radionuklidgruppen sind im Gegensatz zum Sr-90 und dem Radium sog. oberflächensuchende Nuklide, d. h. sie lagern sich an den inneren oder äußeren Knochenoberflächen ab, während Sr-90 und Radium sich mehr oder weniger gleichförmig im gesamten verkalkten Knochengewebe verteilen. Hieraus resultieren Unterschiede in der Mikroverteilung der Strahlendosis im Skelett, denen Rechnung getragen werden muß, wenn z.B. aus den Fällen mit Ra-266-Inkorporation auf das Risiko von Spätschäden nach Aufnahme von Transuranen geschlossen werden soll ⁺). Während im Skelett die Verteilung der Strahlendosis besondere Aufmerksamkeit beansprucht, wirft die bevorzugte Ablagerung von Lanthaniden und Aktiniden in der Leber die Frage nach ihrem subzellulären Bindungsort auf. Diese Probleme stehen in engem Zusammenhang mit Unterschieden in der Verweilzeit dieser Nuklide in der Leber verschiedener Tierarten ⁺⁺). Niere und Schilddrüse sind jeweils nur für eines der Radionuklide aus Tab. 6.13 als Ablagerungsorgan von praktischer Bedeutung, nämlich für Uran bzw. Jod. Die Resorption biologisch unlöslicher Radionuklidverbindungen aus der Lunge kann so langsam sein, daß dieses Organ bzw. die zugehörigen Lymphknoten als "Ablagerungsort" angesehen werden müssen; Spätschäden entstehen in diesen Fällen häufig nur in der Lunge ⁺⁺⁺).

+) siehe Abschn. 6.4.3

++) siehe Abschn. 6.3.4

+++) siehe Abschn. 6.4

Tabelle 6.13: Hauptablagerungsorte der Radionuklide /SEIDEL, A. (1975), SEIDEL, A. (1977)/

Radionuklid	Hauptablagerungsorte
^3H (als HTO)	Körperwasser
^{85}Kr	keine chem. Bindung im Organismus
^{131}I	Schilddrüse
^{90}Sr	Skelett
^{95}Zr	Skelett, Leber, Niere
^{95}Nb	Skelett, Leber, Niere
^{106}Ru	Niere, Skelett, Leber
^{137}Cs	Muskulatur
Lanthaniden	Skelett, Leber
Uran	Niere, Skelett
Transurane	Skelett, Leber
Oxide u.a. biol. unlösl. Formen aller Radionuklide	nach Inhalation: Lunge

6.3.3 Verweildauer in den Organen

Die effektive Verweildauer von Radionukliden im Organismus wird einerseits bestimmt durch die Geschwindigkeit biologischer Ausscheidungsprozesse, die die sog. biologische Halbwertszeit definieren, andererseits durch die physikalische Halbwertszeit der Nuklide selbst. Die Verweildauer der wichtigen kerntechnischen Radionuklide im Organismus bzw. in ihren jeweiligen Hauptablagerungsorganen ist im wesentlichen bekannt; gewisse Schwierigkeiten bestehen noch bei der Übertragung der an Versuchstieren ermittelten Angaben über die Verweildauer auf die Verhältnisse beim Menschen ⁺). Grundsätzlich kann festgestellt werden, daß alle im Skelett deponierten Nuklide eine sehr lange biologische Halbwertszeit besitzen (bis zu mehreren Jahren). Dasselbe gilt bei bestimmten Tierarten und mit großer Wahrscheinlichkeit auch beim Menschen für Radionuklide in der Leber (Lit. s. /SEIDEL, A. (1977)/). Eine biologische Halbwertszeit von nur wenigen Wochen findet sich für Radionuklide in der Niere. Für Cs-137 und J-131 in Muskulatur bzw. Schilddrüse werden biologische Halbwertszeiten von etwa 3 Monaten angegeben; im Fall des J-131 resultiert aber aus der sehr kurzen physikalischen Halbwertszeit eine effektive Halbwertszeit von nur ca. 5 Tagen in der Schilddrüse. Die kürzeste Verweildauer besitzt wohl das Kr-85, das im Organismus nicht chemisch gebunden werden kann und nach wenigen Stunden bereits wieder ausgeschieden ist. Auf die langfristige Retention biologisch unlöslicher Formen von Radionukliden in der Lunge wurde bereits hingewiesen. In Abb. 6.8 ist für PuO_2 (Pu-239) eines der bereits klassischen Experimente mit Inhalation bei Beagle-Hunden wiedergegeben, in deren Lunge die biologische Halbwertszeit von PuO_2 (Pu-239) etwa 3 Jahre beträgt /BAIR, W.J., et al. (1973)/. Die meisten Radionuklide werden über den Urin oder den Kot ausgeschieden, wobei die Urinausscheidung im allgemeinen überwiegt. Lunge und Haut als Ausscheidungsorgan spielen praktisch nur beim tritiierten Wasser eine Rolle.

+) siehe Abschn. 6.3.4

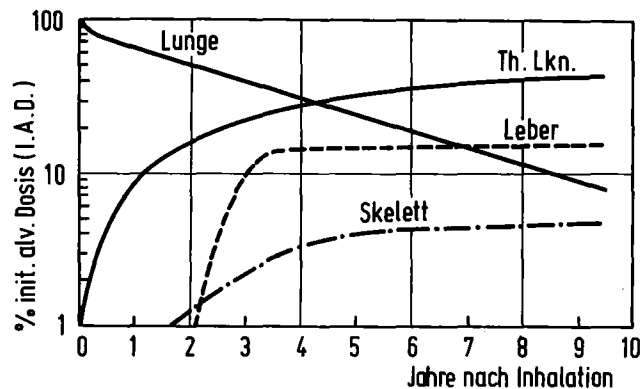


Abbildung 6.8: Retention von inhaliertem PuO_2 (Pu-239) beim Hund
/BAIR, W.J., et al. (1973)/ (Th.Lkn. = Thorakale Lymphknoten)

6.3.4 Einfluß der Tierart auf das Radionuklidverhalten

Es kann inzwischen angenommen werden, daß für die hier interessierenden Radionuklide keine grundsätzlichen Unterschiede in der Verteilung auf die einzelnen Organe bei verschiedenen Tierarten bestehen. Die Hauptablagungsorgane, so wie sie in Tab. 6.13 angeführt sind, sind für ein bestimmtes Radionuklid, unabhängig von der untersuchten Tierart, dieselben. Große Unterschiede wurden aber hinsichtlich der Verweildauer einzelner Nuklide oder Nuklidverbindungen festgestellt /SEIDEL, A. (1977)/. Als Beispiel ist in Abb. 6.9 die Abhängigkeit der biologischen Halbwertszeit von Cs-137 vom Körpergewicht verschiedener Tierspezies wiedergegeben. In einem der vorangegangenen Abschnitte wurde bereits auf die unterschiedliche Halbwertszeit von Aktiniden und Lanthaniden in der Leber einzelner Tierarten hingewiesen. Die Abb. 6.10 zeigt am Beispiel des Ce-144, daß eines der bisher am häufigsten benutzten Versuchstiere, die Ratte, das

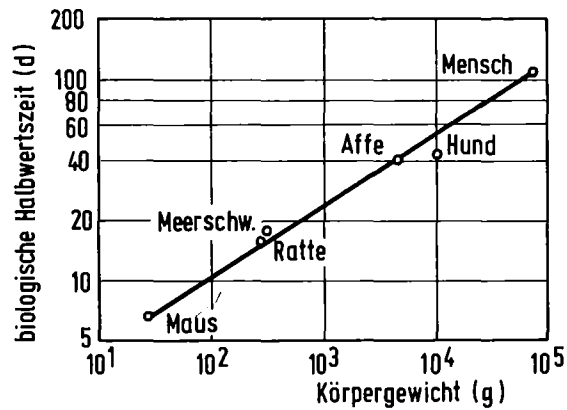


Abbildung 6.9: Beziehung zwischen dem Körpergewicht und der biologischen Halbwertszeit von Cs-137 im Ganzkörper verschiedener Tier-spezies (Lit. s. /SEIDEL, A. (1977)/)

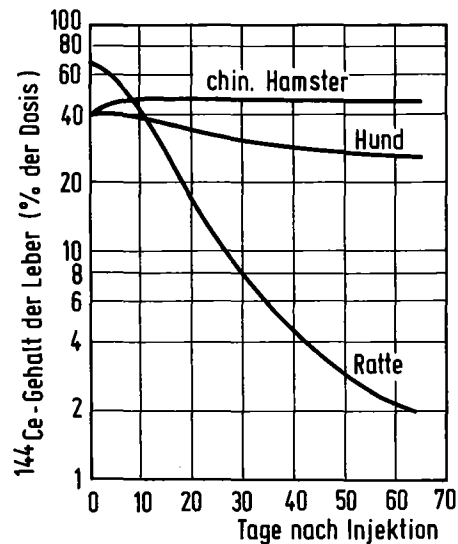


Abbildung 6.10: Ce-144-Gehalt in der Leber verschiedener Tierspezies in Abhängigkeit von der Zeit nach Injektion (Lit. s. /SEIDEL, A. (1977)/)

Nuklid sehr rasch aus der Leber eliminieren kann, während die beiden anderen Spezies, Hund und Chinesischer Hamster, das Ce-144 langfristig retenieren; gleichartige Befunde wurden für Transurane erhalten /SEIDEL, A. (1975)/. Diese auffälligen Speziesunterschiede hängen mit großer Wahrscheinlichkeit damit zusammen, daß sich diese Tierarten in einem fundamentalen biologischen Prozeß unterscheiden, nämlich in der Art der Fremdstoffspeicherung durch bestimmte Zellbestandteile ihrer Leberzellen. Der Mensch gehört sehr wahrscheinlich zu den Arten, die diese Radionuklide ebenfalls nur sehr langsam aus der Leber auszuschleiden vermögen /IRCP (1972)/. Die Tatsache, daß sich Ratten und auch Mäuse, an denen eine Vielzahl auch toxikologischer Untersuchungen mit Lanthaniden und Aktiniden durchgeführt wurde, andersartig verhalten als vermutlich der Mensch, bedingt noch gewisse Unsicherheiten bei Schätzungen des Risikos von Spätschäden in der Leber ⁺⁾ . Auch aus der Lunge von Ratten werden inhalierte biologisch schwer lösliche Radionuklidverbindungen rascher ausgeschieden als dies bei größeren Säugetierarten der Fall ist /SEIDEL, A. (1977)/. Die Mechanismen, die den erwähnten Speziesunterschieden zugrunde liegen, sind unklar; ihre weitere Aufklärung ist jedoch für eine verbesserte Extrapolationsmöglichkeit tierexperimentell erhaltener Daten auf die Verhältnisse beim Menschen notwendig.

6.4 Risikoschätzungen für somatische Spätwirkungen nach Radionuklidinkorporation

6.4.1 Allgemeine Gesichtspunkte

Somatische Strahlenschäden, d.h. solche, die nur das bestrahlte Individuum und nicht seine Nachkommen betreffen, können schematisierend in akute, subakute und Spätschäden eingeteilt werden, wobei die Übergänge natürlich fließend sind. Die akuten und subakuten Schädigungen treten im Verlauf

+) siehe Abschn. 6.4.4

einiger Tage oder Wochen auf. Sie entstehen nur dann, wenn die aufgenommene Strahlendosis die maximal zulässigen Werte für die Strahlenbelastung des Menschen um viele Größenordnungen übersteigt. Da hinsichtlich der Strahlenbelastung der Bevölkerung durch kerntechnische Anlagen jedoch hauptsächlich die Wirkungen solcher Strahlendosen interessieren, die auch im Vergleich zur natürlichen Strahlenbelastung des Menschen klein sind, werden akute und subakute Strahlenschäden in dieser Studie nicht berücksichtigt. Die Zeitspanne von der Bestrahlung bis zum Auftreten von Spätschäden (Latenzzeit) kann beim Menschen bis zu mehreren Jahrzehnten betragen. Es sollte in diesem Zusammenhang betont werden, daß mit wenigen Ausnahmen die biologische Wirkung inkorporierter Radionuklide auf eine Strahlenschädigung der Zelle zurückzuführen ist. Ausgenommen sind davon das Natururan (nicht aber U-233), Thorium und Neptunium; wegen ihrer langen physikalischen Halbwertszeit ist hier die spezifische Radioaktivität niedrig und die chemische Toxizität ist entscheidend oder muß zumindest mit in Betracht gezogen werden.

Die wichtigsten somatischen Spätschäden nach äußerer oder innerer Bestrahlung sind die bösartigen Erkrankungen. Zu betonen ist, daß es keine für eine Strahlenwirkung "typischen" Tumorarten gibt, sondern lediglich die Häufigkeit bestimmter, auch spontan entstehender Geschwulstarten erhöht wird. Nur einige wenige Tumorarten sind als Bestrahlungsfolge von Bedeutung. Hierzu zählen die Leukämien sowie Tumoren des Skeletts, der Leber, der Lunge und der Schilddrüse.

Der allgemein zu beobachtende Verlauf der Beziehung zwischen Strahlendosis und Häufigkeit von Tumoren ist in Abb. 6.11 am Beispiel der Osteosarkomentstehung beim Beagle nach Pu-239-Injektion dargestellt /SEIDEL, A. (1975)/. Für quantitative Risikoschätzungen kommt nur der Bereich kleinerer Strahlendosen in Frage, da bei höherer Dosierung durch andere Prozesse die Tumorfrequenz wieder abnimmt. Art der Strahlung und Dosisrate beeinflussen entscheidend sowohl die Häufigkeit der Tumoren als auch die Form der Dosis-Effekt-Kurve. So erwies sich im Tierversuch z.B. die biologische Wirksamkeit inkorporierter Alphastrahler im Skelett als etwa zehnfach höher als jene von Betastrahlern /MAYS, C.W., LLOYD, R.D. (1972)/; die Dosis-

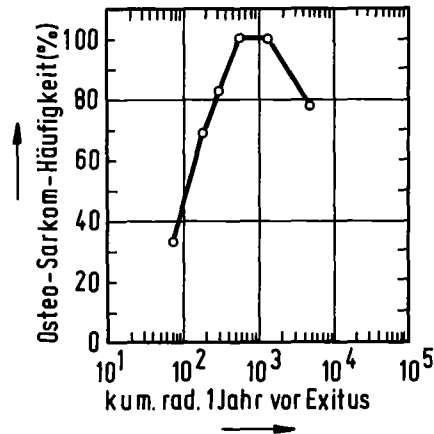


Abbildung 6.11: Einfluß der mittleren Skelettdosis auf die Tumorfrequenz (Osteosarkome) beim Hund. Die akkumulierte Dosis (kum.rad) wurde bis zum Zeitpunkt von einem Jahr vor dem Tod der Tiere berechnet, um nur den Dosisbetrag bis zur geschätzten Entstehungszeit der Tumoren zu erfassen (Lit. s. /SEIDEL, A. (1975)/)

Effekt-Kurve ist bei letzteren eindeutig nicht linear, sondern läßt einen sigmoidalen Verlauf bzw. einen Schwellenwert vermuten, während bei Alphastrahlern die Linearität zumindest nicht verworfen werden kann. Die Tumorfrequenz bei Versuchstieren war nach Bestrahlung mit niedriger Dosisrate bei Gamma- und Betastrahlern deutlich geringer als mit hoher Dosisrate /MAYS, C.W., et al.(1973)/. Diese tierexperimentellen Erkenntnisse sind zu berücksichtigen, wenn aus Daten, die beim Menschen erhalten wurden, Schlußfolgerungen für das Strahlenrisiko gezogen werden sollen. Über die Beziehung zwischen Strahlendosis und Tumorfrequenz in dem Dosisbereich, der für die Strahlenbelastung der Bevölkerung durch kerntechnische Anlagen in Frage kommt, lassen die tierexperimentellen Daten ebensowenig wie die Befunde am Menschen gesicherte Schlüsse zu. Dies rührt daher, daß die

kleinste Strahlendosis, die noch eine statistisch gesicherte Erhöhung der Tumorfrequenz über jene in der Kontrollgruppe hinaus bewirkt, im allgemeinen mehrere Größenordnungen über den Werten für die maximal zulässige Strahlenbelastung liegt. Grundfrage ist, ob in diesem Bereich eine lineare Beziehung besteht oder ob Hinweise für einen (linear-)quadratischen Verlauf oder einen Schwellenwert erkennbar sind. Im Zusammenhang mit der denkbaren Existenz einer solchen Schwellendosis, unterhalb derer nicht mehr mit einer strahlenbedingten Zunahme der Tumorfrequenz gerechnet werden muß, ist die Beziehung zwischen Strahlendosis und Latenzzeit bedeutungsvoll. Im allgemeinen nimmt die Latenzzeit mit abnehmender Strahlendosis zu; dies ist am Beispiel der Osteosarkomentstehung durch Pu-239 und Ra-226 in Abb. 6.12 dargestellt /SEIDEL, A. (1975)/, ein analoges Beispiel zeigt auch Abb. 6.18. Dies deutet darauf hin, daß es eine Strahlendosis geben muß, bei der die Latenzzeit die Lebenserwartung des Individuums übersteigt und daher keine Tumoren zu erwarten sind. Es gibt sowohl aus Tierexperimenten als auch beim Menschen Hinweise dafür, daß diese Überlegungen zutreffen. Hierauf wird in den folgenden Abschnitten noch eingegangen werden.

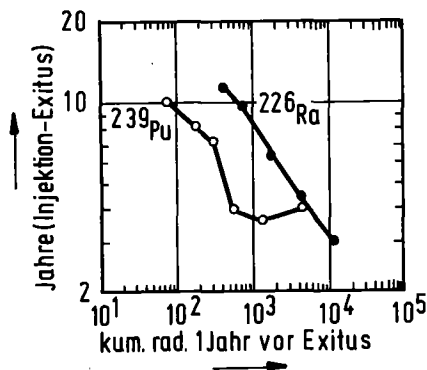


Abbildung 6.12: Einfluß der mittleren Skelettdosis auf die Überlebenszeit von Hunden mit Osteosarkomen. "kum.rad." gibt die akkumulierte Strahlendosis an (Lit. s. /SEIDEL, A. (1975)/)

Was die Angaben über die Risikowerte betrifft, so wurde in dieser Arbeit eine Form gewählt, bei der die Häufigkeit der im weiteren Verlauf ihres Lebens zusätzlich auftretenden Tumorfälle auf 10^6 Personen bezogen wurde, die eine Strahlendosis erhalten hatten, die der Äquivalentdosis von einem rem entsprach (z.B. 10 Fälle/ 10^6 /rem). Selbstverständlich konnten im Rahmen dieser Studie nicht für alle Organsysteme die vorhandenen Risikoanalysen diskutiert werden. Es wurde aber versucht, den neuesten Stand der Risikoschätzungen für die biologischen Wirkungen einiger wichtiger kerntechnischer Radionuklide, insbesondere der Transurane, darzustellen.

6.4.2 Leukämie

Von den bösartigen Erkrankungen als Spätschaden nach Ganzkörperbestrahlung oder auch nur der Bestrahlung des Knochenmarks tritt die Leukämie als früheste Reaktion auf. Mit einer Strahlenbelastung des Knochenmarks ist vor allem nach Aufnahme von H-3 (als HTO), Cs-137, Sr-90 oder auch Pa-233 zu rechnen. Tierexperimentelle Belege für eine Leukämieentstehung nach Inkorporation dieser Radionuklide sind vorhanden, wenn auch für quantitative Auswertungen zumeist noch unvollständig (z.B. /RAGAN, H.A., et al. (1974)/). Nach Ablagerung von Alphastrahlern im Skelett ist, wenn überhaupt, die Leukämie sicherlich keine typische Spätfolge.

Die Risikoschätzungen für die Leukämieentstehung stützen sich u.a. auf die Überlebenden der Atombombenabwürfe in Japan sowie auf eine Gruppe von Patienten, die wegen einer bestimmten Erkrankung der Wirbelsäule mit Röntgenbestrahlung behandelt wurden. Der Gipfel der Erkrankungshäufigkeit lag in beiden Fällen etwa bei 5 Jahren nach der Strahlenexposition. In den letzten Jahren wurden die Daten über die Leukämie nach Bestrahlung beim Menschen mehrfach von internationalen Gremien und einzelnen Wissenschaftlern zusammengefaßt und zum Zweck der Risikoermittlung ausgewertet (z.B. /BEIR-REPORT (1974), DOLPHIN, G.W., MARLEY, W.G. (1969), JACOBI, W. (1974), MAYS, C.W., et al. (1973), UNSCEAR⁺) (1972), UPTON, A.C. (1977)/). Bei Annahme

+) s.a. UN

einer linearen Beziehung zwischen aufgenommener Strahlendosis und Leukämiehäufigkeit wurden trotz der Unterschiede zwischen den in Betracht gezogenen Populationen übereinstimmend Werte zwischen 20 und 60 Fällen/ 10^6 /rem erhalten. Diese Werte führen aber aus zweierlei Gründen vermutlich zu einer erheblichen Überschätzung des tatsächlichen Leukämierisikos. Zum einen gibt es Hinweise dafür, daß im Falle einer Bestrahlung mit niedrigem linearen Energietransfer (wie nach Gamma- und Betastrahlung) die erhaltenen Daten auch mit einer quadratischen oder linear-quadratischen (vgl. /UPTON, A.C. (1977)/, /JACOBI, W. (1974)/) Dosis-Wirkungsfunktion vereinbar sind (Abb. 6.13); für Neutronenbestrahlungen treffen die folgenden Überlegungen allerdings nicht zu. Auch bei den Fällen nach Röntgenbestrahlung ist die Existenz einer quadratischen Dosis-Wirkungsbeziehung unterhalb 300 rad nicht ausgeschlossen. Von Mays und Mitarbeitern /MAYS, C.W., et al. (1973)/ wurden die Daten für die in Nagasaki Überlebenden unter der Annahme einer rein quadratischen Dosis-Häufigkeitsbeziehung analysiert; ihre Schätzungen für das Leukämierisiko ergeben im niedrigen Dosisbereich Werte, die ganz erheblich kleiner sind als bei linearer Extrapolation ($0,1$ Fall/ 10^6 /rem²). Für ein nicht-lineares Modell spricht, daß im Bereich zwischen 10 und 99 rem das lineare Modell etwa dreimal soviel Leukämiefälle voraussagt als beobachtet wurden. Berücksichtigt man zusätzlich den Einfluß der Dosisrate, die bei diesen Fällen sehr hoch war, auf die Leukämiehäufigkeit,^{+) so erhält man nach den Berechnungen von Mays und Mitarbeitern für den Bereich unterhalb 0,01 rad/min eine Leukämieerwartung von nur 0,004 Fällen/ 10^6 /rem². Auch wenn man diesen letztgenannten Werten angesichts der Ungenauigkeiten der angenommenen Berechnungsgrundlagen begründete Skepsis entgegenbringen muß, so weisen sie doch darauf hin, daß die nach einem linearen Modell und ohne Berücksichtigung der Dosisrate erhaltenen Schätzungen von 20 - 60 Fällen/ 10^6 /rem tatsächlich den oberen Grenzwert darstellen (vgl. auch /UPTON, A.C. (1977)/).}

+) siehe Abschnitt 6.4.1

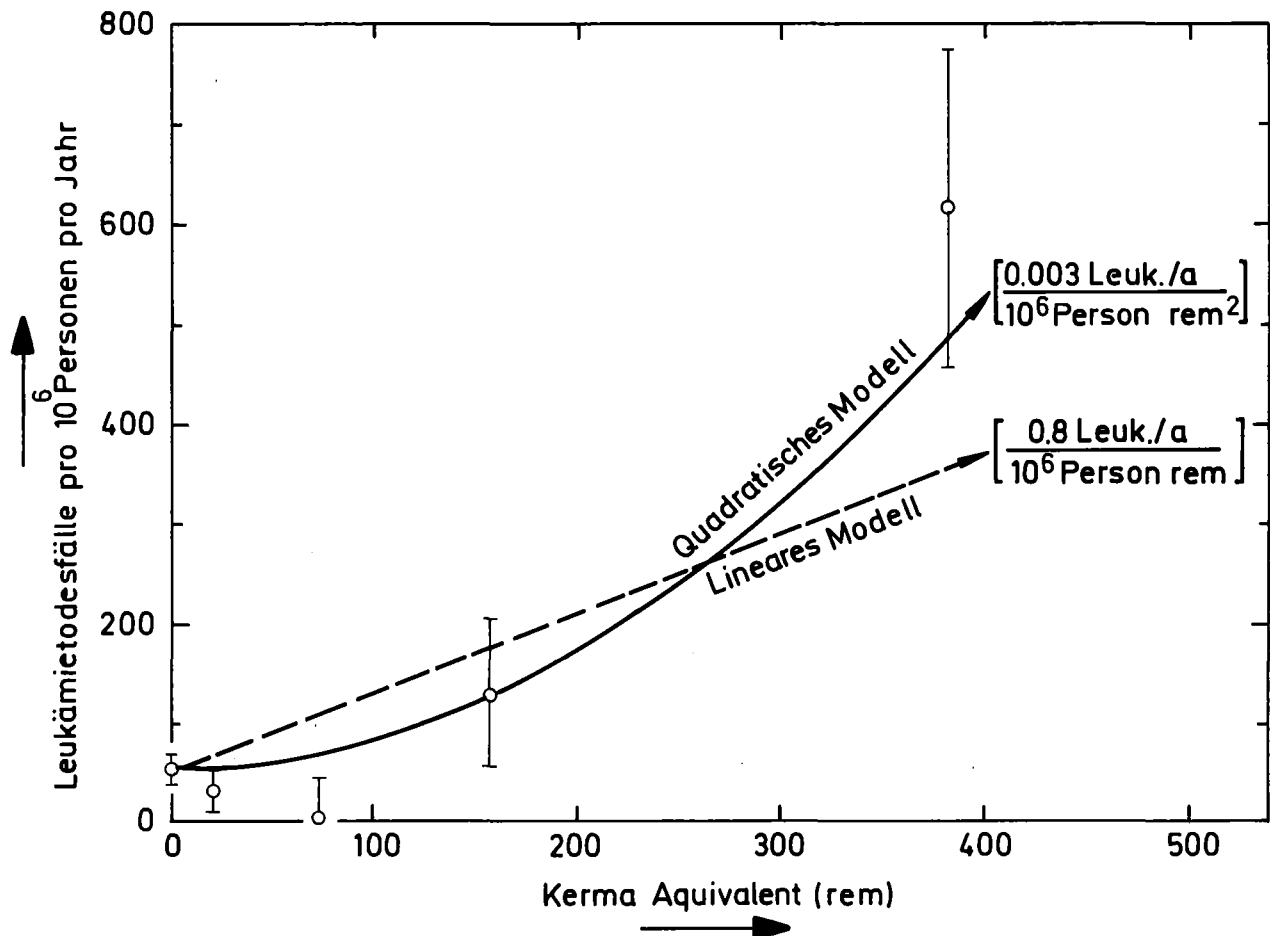


Abbildung 6.13: Leukämiehäufigkeit in Nagasaki; Anpassung eines linearen oder quadratischen Modells zur Beschreibung des Einflusses der Strahlendosis /MAYS, C.W., et.al. (1973)/

6.4.3 Osteosarkome

Zu den am besten bekannten Spätwirkungen inkorporierter Radionuklide gehören jene nach Aufnahme von knochensuchenden Nukliden. Dies erklärt sich einerseits aus der Tatsache, daß sich wichtige Spaltprodukte sowie die Kernbrennstoffe neben der Leber hauptsächlich im Skelett ablagern; andererseits sind die Spätfolgen einer Inkorporation von Alphastrahlern seit einigen Jahrzehnten auch beim Menschen bekannt, so daß quantitative Vergleiche zwischen tierexperimentellen Ergebnissen und Daten beim Menschen angestrebt werden können. Knochensuchende Radionuklide wie Sr-90, Ce-144, U-233 sowie die Transurane rufen u.a. bösartige Tumoren des knochenbildenden

Gewebes (Osteosarkome) hervor, wie bei einer Reihe verschiedener Versuchstierarten gezeigt werden konnte (z.B. /MAYS, C.W., et al. (1973), MAYS, C.W., et al. (1976)/). Besonders zahlreich sind die Studien zur Wirkung von Sr-90 und Pu-239 bei Mäusen, Ratten und Hunden, während für die Lanthaniden sowie insbesondere für das U-233 teilweise nur sehr wenig tierexperimentelle Daten vorhanden sind. Zu den wichtigsten knochensuchenden Radionukliden aus der Kerntechnik zählen jene Alphastrahler, die sich wie U-233 oder Pu-239 auf den Knochenoberflächen ablagern. Nachdem man bei der Risikoschätzung für die Osteosarkomentstehung nach Inkorporation derartiger Nuklide bis vor einigen Jahren auf die Erfahrungen beim Menschen mit Ra-226 angewiesen war, die durch eine große Reihe von Tierversuchen ergänzt wurden, hat die Risikoschätzung für diese Nuklide in den letzten Jahren durch die Analyse der Fälle von chronischer Ra-224-Inkorporation beim Menschen eine weitere Verbesserung erfahren; auf eine zusammenfassende Darstellung von Mays und Spiess sei in diesem Zusammenhang ausdrücklich verwiesen /MAYS, C.W., et al. (1976)/. Die Daten für Ra-224 sind für die Schätzungen des Risikos nach Annahme oberflächensuchender Alphastrahler in das Skelett deshalb so wichtig, weil die Mikroverteilung der Strahlendosis nach Ra-224-Inkorporation jener nach Ablagerung von Pu-239 ähnlich ist ⁺⁾ . Ausgehend von einer linearen Dosis-Effekt-Beziehung für die Osteosarkom-Induktion durch Ra-224 beim Menschen liegt die Schätzung für das Osteosarkomrisiko nach Inkorporation oberflächensuchender Alphastrahler bei etwa 20 Fällen /10⁶/rem. Dieser Wert ist etwa viermal höher als jener, den Mays und Mitarbeiter bei Annahme einer linearen Dosis-Effekt-Funktion aus den Ra-226-Fällen erhielten /MAYS, C.W., et al. (1976)/. Das Ergebnis einer etwa 4fach höheren Toxizität von oberflächensuchenden Alphastrahlern im Skelett verglichen mit volumensuchenden (bezogen auf die über den gesamten Knochen gemittelte Strahlendosis) wird durch Tierversuche vollauf bestätigt /MAYS, C.W., et al. (1976)/. Bemerkenswert ist auch hier die größenordnungsmäßige Übereinstimmung beider Schätzwerte, die von ganz unterschiedlichen Populationen ausgingen. Es ist jedoch fraglich, ob die Annahme einer linearen Dosis-Effekt-Beziehung berechtigt ist. Während sie bei den Ra-224-Fällen vorerst nicht verworfen werden kann, sprechen beim Ra-226 triftige Gründe für die Existenz einer sog. "praktischen Schwellenwertsdosis", die einem

+) siehe Abschnitt 6.3.2

Wert von 100 rem entsprechen würde (s. Abb. 6.14). Evans /EVANS, R.D. (1974)/ verwirft für diese Fälle jegliche lineare Dosis-Effekt-Beziehung und schlägt statt dessen eine quadratisch-exponentielle Funktion vor. Allerdings verweisen Mays und Mitarbeiter darauf, daß derzeit mehr tierexperimentelle Daten für lineare als für andersartige Dosis-Effekt-Beziehungen sprechen /MAYS, C.W., et al. (1976)/. Sowohl nach dem Schwellenwertmodell als auch nach dem quadratisch-exponentiellen Modell wäre das Osteosarkomrisiko im Bereich der maximal zulässigen Werte für die Strahlenbelastung des Skeletts bei der Bevölkerung vernachlässigbar klein. Eine Entscheidung, welche der dargestellten Schätzungen die zuverlässigsten Werte für den Bereich kleiner Strahlendosen gibt, kann derzeit nur schwer getroffen werden. Jedenfalls aber weisen die Befunde darauf hin, daß der oben genannte Wert von 20 Fällen/10⁶/rem den oberen Grenzwert des Risikos darstellt.

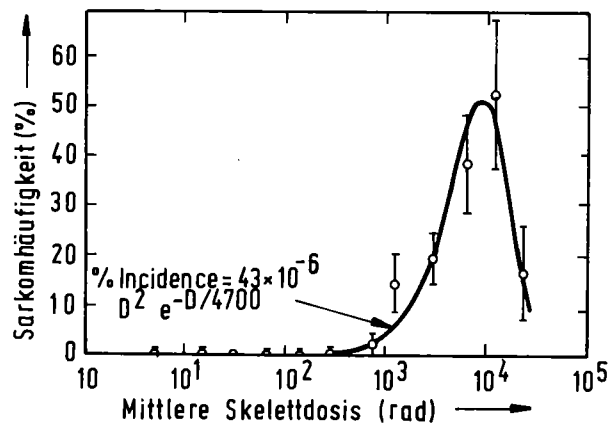


Abbildung 6.14: Kumulative Häufigkeit von Osteosarkomen beim Menschen in Abhängigkeit von der mittleren kumulativen Strahlendosis im Skelett nach Inkorporation von Ra-226 /EVANS, R.D. (1974)/

Was das Osteosarkomrisiko nach Inkorporation von knochensuchenden Betastrahlern betrifft, so wurde ebenfalls von Mays eine Analyse der Dosis-Effekt-Beziehung nach Sr-90-Inkorporation bei Versuchstieren durchgeführt (Mäuse, Ratten, Hunde und Schweine) /MAYS, C.W., LLOYD, R.D. (1972)/. Im deutlichen Gegensatz zu den Verhältnissen nach Inkorporation von Alphastrahlern bei Versuchstieren wichen die Dosis-Effekt-Beziehungen in allen Fällen eindeutig im niedrigen Dosisbereich von der Linearität ab und waren sigmoid (Beispiel s. Abb. 6.15). Daten von Menschen für Osteosarkomentstehung nach Sr-90 gibt es nicht. Unter Berücksichtigung der tierexperimentell ermittelten, etwa 10fach geringeren biologischen Wirksamkeit von Sr-90, verglichen mit Ra-226 ⁺), und ausgehend von den oben erwähnten Risikoanalysen für die Ra-226-Fälle beim Menschen (lineare Extrapolation) kommen Mays und Mitarbeiter auf einen Wert für das Osteosarkomrisiko nach

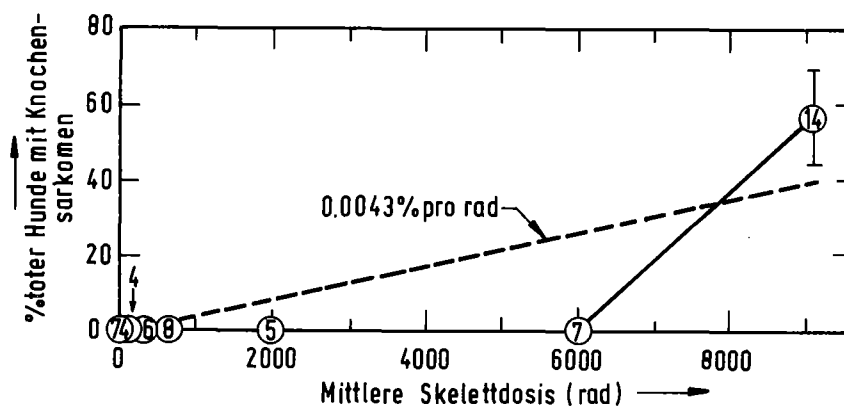


Abbildung 6.15: Häufigkeit von Osteosarkomen in Beagle-Hunden in Abhängigkeit von der mittleren kumulativen Strahlendosis im Skelett nach Inkorporation von Sr-90 /MAYS, C.W., LLOYD, R.D. (1972)/

+) Dieser Faktor entspricht auch vielen anderen Ergebnissen über die relative biologische Wirksamkeit von Alphastrahlern.

Sr-90-Inkorporation beim Menschen von 0,5 Fällen/ 10^6 /rem. Auch dieser Wert kann als obere Grenze des Risikos angesehen werden, denn sowohl die Ra-226-Daten beim Menschen als vor allem auch die tierexperimentellen Ergebnisse mit Sr-90 berechtigen durchaus zur Annahme eines Schwellenwertes. Bei Anwendung des auch von Evans /EVANS, R.D. (1974)/ favorisierten "quadratisch-exponentiellen" Modells für die menschlichen Ra-226-Fälle gelangen Mays und Mitarbeiter zu Werten für das Osteosarkomrisiko durch inkorporiertes Sr-90, die um mehrere Größenordnungen unter dem soeben zitierten oberen Grenzwert liegen.

6.4.4 Lebertumoren

Die Schätzungen für das Risiko nach einer Strahlenbelastung der Leber sind heute noch wesentlich ungenauer als jene für Leukämie und Osteosarkome. Die Leber ist jedoch Hauptablagerungsorgan für Lanthaniden und wichtige Aktiniden ⁺). Mäuse und Ratten kommen aus den in Abschn. 6.3.4 erwähnten Gründen für entsprechende Toxizitätsuntersuchungen nicht in Betracht. Beim Chinesischen Hamster entstanden jedoch nach Injektion von Ce-144 nur Lebertumoren und nach Pu-239 Leber- und Skelettumoren in etwa derselben Häufigkeit /BENJAMIN, S.A., et al. (1976)/. Auch beim Hund traten nach Inkorporation dieser beiden Nuklide u.a. Lebertumoren auf /TAYLOR, G.N., et al. (1972), McCLELLAN, R.O., et al. (1976)/. Es ist derzeit wohl verfrüht, die vorhandenen Risikoschätzungen für die Leber /MAYS, C.W., et al. (1976), DOLPHIN, G.W. (1976)/ eingehender zu diskutieren. Die Annahme liegt aber nahe, daß diese Werte zumindest für den Bereich höherer Strahlendosen in der gleichen Größenordnung liegen müssen wie die Schätzungen für das Skelett. Bemerkenswerterweise entstanden nach Inkorporation von ThO₂ (Th-232) (Thorotrast) beim Menschen neben Leukämien hauptsächlich Lebertumoren. Versucht man, hieraus Werte für das Risiko nach Bestrahlung der

+) siehe Abschnitt 6.3.2

Leber zu berechnen, so erhält man den Risikoschätzungen im Skelett vergleichbare Zahlen ($10/10^6/\text{rem}$) /MAYS, C.W. (1976)/. Wegen einer möglichen zusätzlichen chemischen Toxizität des ThO_2 (Th-232) sind aber diese Werte vorläufig noch mit Zurückhaltung zu betrachten.

6.4.5 Lungencarcinome

Ausgangspunkt für Schätzungen des Carcinomrisikos nach Bestrahlung der Lunge sind tierexperimentelle Daten nach Inhalation von Transuranen sowie u.a. die Fälle von Lungenkrebs bei Bergarbeitern, Thorotrast-Patienten und Atombombenüberlebenden gewesen. Von Bair und Mitarbeitern wurden tierexperimentelle Daten nach Inhalation von Transuranlementen bei Ratten zusammenfassend ausgewertet /BAIR, W.J., THOMAS, J.M. (1976)/. Die Problematik von Risikoschätzungen wird erneut verdeutlicht, wenn die in Abb. 6.16 zugrunde liegenden Daten betrachtet werden. Bei Annahme einer linearen Dosis-Effekt-Beziehung ohne Schwellenwert erhielten die Autoren einen Schätzwert für die Häufigkeit strahleninduzierter Lungencarcinome von 80 bzw. 160 Fällen/ $10^6/\text{rem}$ für lösliche bzw. unlösliche Transurane, wobei diese Werte ohne Korrektur für die Häufigkeit bei Kontrolltieren erhalten wurden. Im BEIR-Report werden ebenfalls, ausgehend von linearen Dosis-Effekt-Beziehungen (z.B. Abb. 6.17), die Fälle von Lungencarcinomen nach Strahlenexposition beim Menschen analysiert. Die dort erhaltenen Schätzwerte für das Risiko liegen im Mittel bei 30 zusätzlichen Lungencarcinomfällen/ $10^6/\text{rem}$ /BAIR, W.J., THOMAS, J.M. (1976)/. Auf die möglichen Ursachen für die Unterschiede zwischen den Schätzungen nach Tierversuchen oder den menschlichen Fällen soll hier nicht eingegangen werden (vgl. /BAIR, W.J., THOMAS, J.M. (1976)/). Es erscheint jedoch sinnvoll, zumindest für Transurane derzeit als obere Grenze des Risikos einen Wert zwischen 80 und $160/10^6/\text{rem}$ anzunehmen.

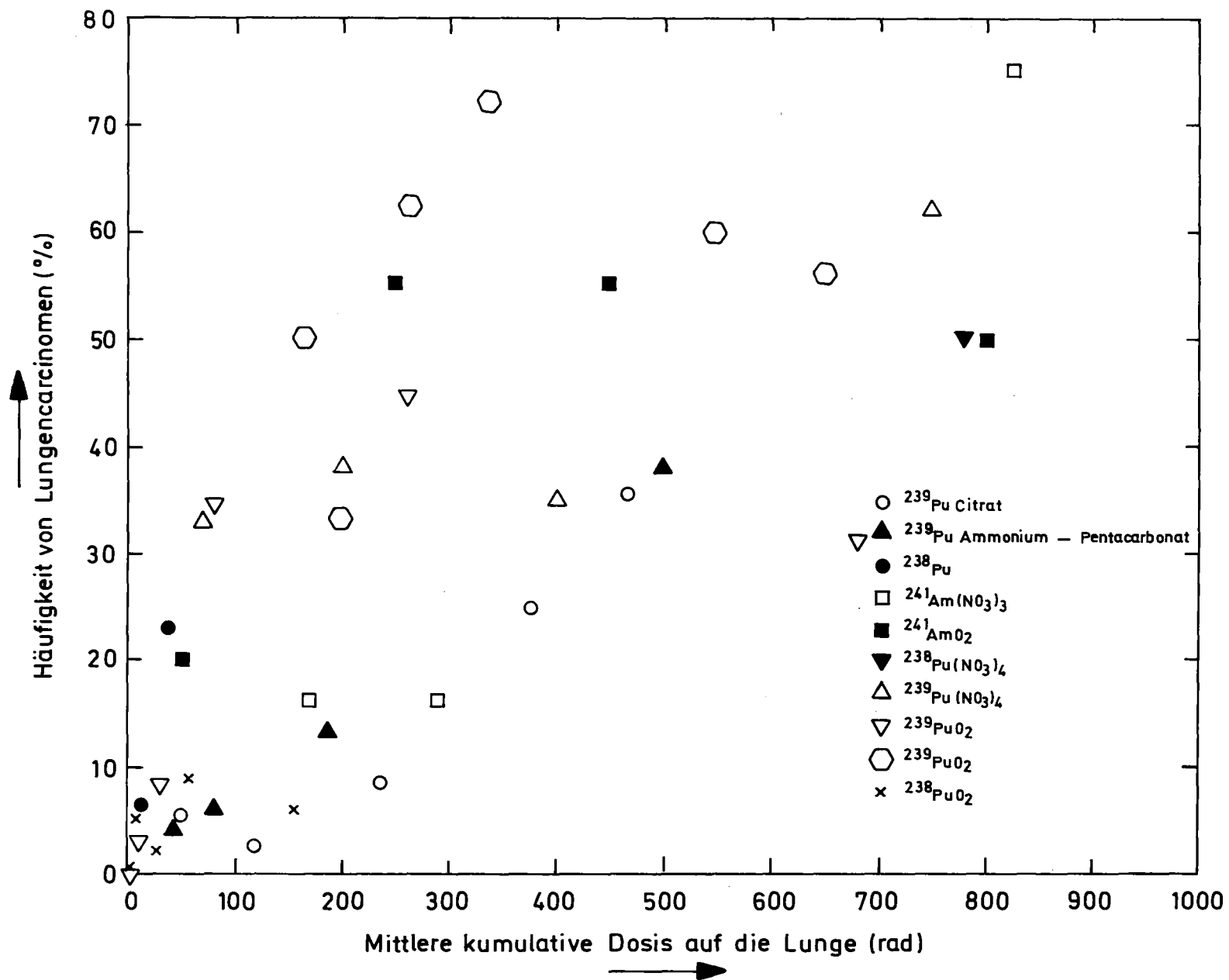


Abbildung 6.16: Häufigkeit von Lungencarcinomen bei Ratten in Abhängigkeit von der mittleren kumulativen Strahlendosis nach Inhalation von Transuranen /BAIR, W.J., THOMAS, J.M. (1976)/

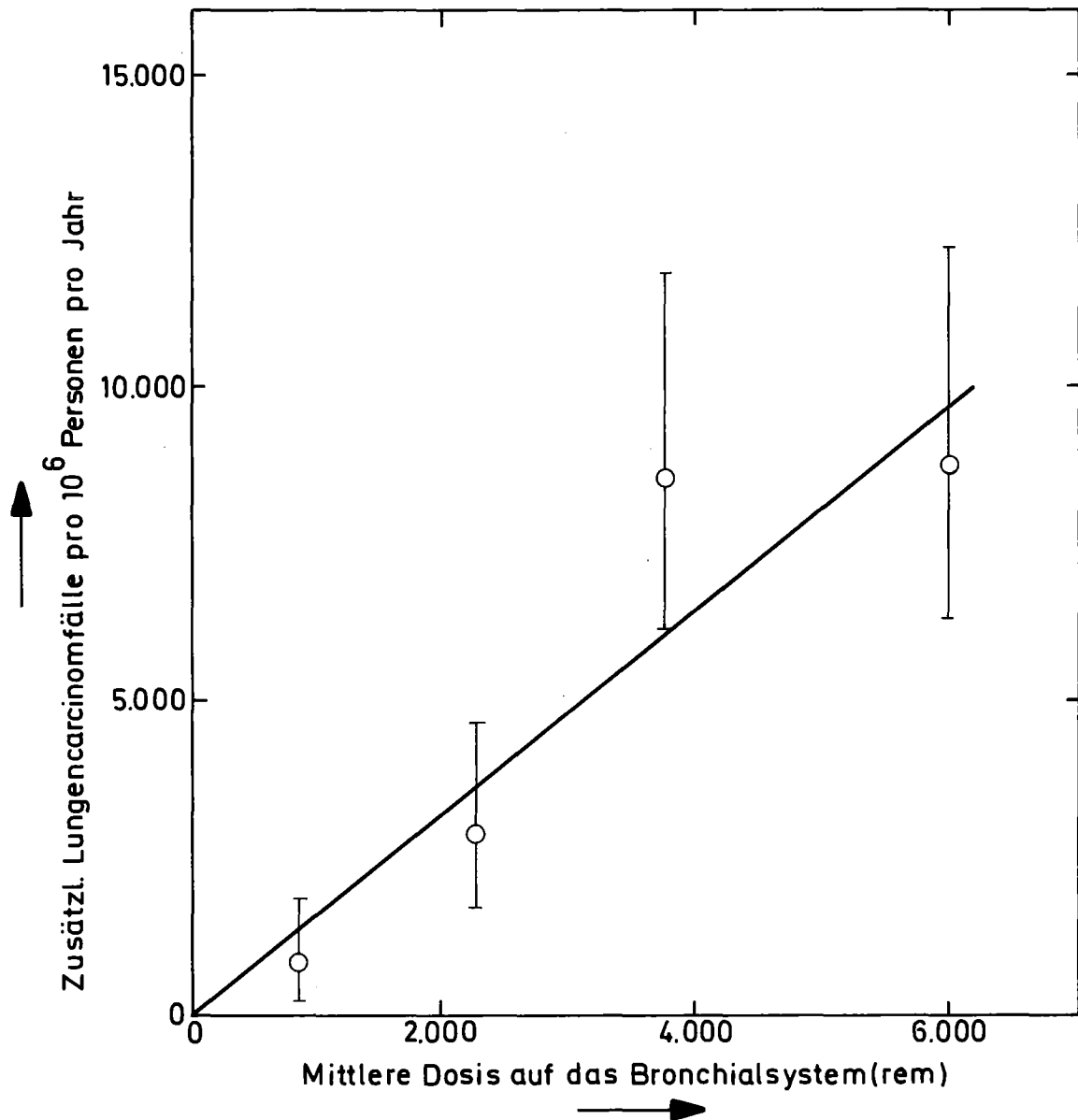


Abbildung 6.17: Häufigkeit von Lungencarcinomen bei Menschen (Bergarbeiter in Flußspatminen) in Abhängigkeit von der mittleren kumulativen Strahlendosis im Bronchialsystem /BEIR (1974)/

Anhaltspunkte für eine mögliche "praktische Schwellendosis" könnten sich aus den Versuchen mit PuO_2 -239-Inhalationen bei Hunden ergeben /BAIR, W.J., et al. (1973)/, bei denen zwischen der Latenzzeit für die Lungencarcinome und der PuO_2 -239-Dosis in der Lunge eine im doppellogarithmischen Maßstab lineare Beziehung gefunden wurde (Abb. 6.18). Hiernach sollten unterhalb einer Pu-239-Konzentration von etwa 1 nCi/g Lunge (initiale Dosis) keine lebensverkürzenden Wirkungen des Pu-239 mehr nachweisbar sein. Zum Vergleich sei erwähnt, daß eine solche Pu-239-Konzentration noch mehr als das Tausendfache jener Strahlendosis auf die Lunge abgeben würde, wie sie für die Bevölkerung nach der Strahlenschutzverordnung zulässig ist. Die Ergebnisse weiterer Versuche an Hunden mit noch kleineren Pu-239-Dosen werden zusätzliche Aufschlüsse über diesen wichtigen Punkt bringen.

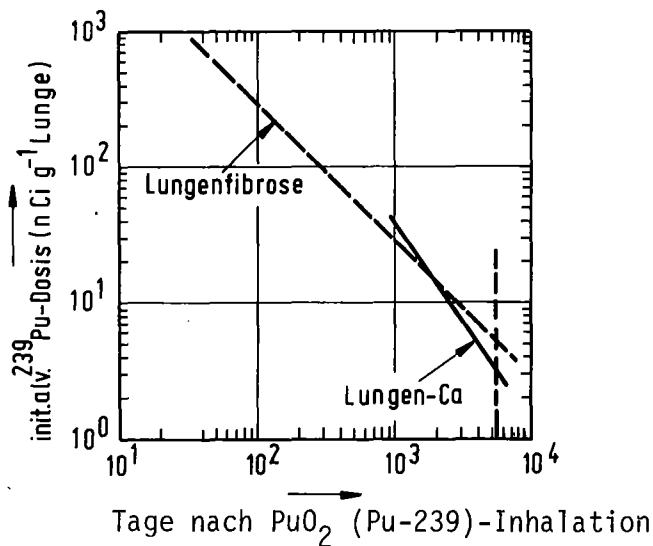


Abbildung 6.18: Einfluß der inhalierten PuO_2 -239-Menge auf die Überlebenszeit und Todesursache beim Hund; die gestrichelte Senkrechte entspricht der Überlebenszeit unbehandelter Tiere (nach /BAIR, W.J., et al.(1973)/)

6.4.6 Gesamttumorrisiko nach Ganzkörperbestrahlung

Nach einer Ganzkörperbestrahlung entstehen nach entsprechend hoher Dosisbelastung zunächst Leukämien, später aber in zunehmender Häufigkeit auch Tumoren der Lunge, Schilddrüse und Brustdrüse. Weitere Grundlagen für die Schätzung des Risikos für Schilddrüsen- und Brustdrüsentumoren stellen Fälle nach Aufnahme von I-131 bzw. Teilkörperbestrahlung der entsprechenden Körperregionen dar. Zusammenfassende Literatur zu letzteren beiden Tumorarten, die hier nicht berücksichtigt werden konnte, ist vorhanden (z.B. /BEIR (1974), UNSCEAR⁺) (1972) und (1977)/). Das Gesamtrisiko für Tumortodesfälle einschließlich Leukämie nach einer Ganzkörperbestrahlung wird auf 100 Fälle/10⁶/rem geschätzt /ICRP (1977), MAYS, C.W., et al. (1973), UNSCEAR⁺) (1977)/. Auch bei diesem Wert ist darauf hinzuweisen, daß er erstens unter Annahme einer linearen Dosiseffektbeziehung und zweitens ausgehend von Bestrahlung mit hoher Dosisrate errechnet wurde. Überlegungen hinsichtlich des tatsächlichen Risikos, die die geringere Wirksamkeit einer Strahlendosis bei kleiner Dosisrate und die Möglichkeit, daß die Dosis-effektbeziehung linear-quadratisch oder quadratisch ist, berücksichtigen, führten für Beta- oder Gammastrahlung zu wesentlich niedrigeren Schätzwerten /MAYS, C.W., et al. (1973)/.

6.4.7 Mögliche Folgen einer Strahlenbelastung der Bevölkerung

Trotz der jeweils zitierten Hinweise auf ein vermindertes Tumorrisiko im Bereich kleinster Strahlendosen sei abschließend zum Problem der biologischen Risikoschätzungen darauf verwiesen, daß für Strahlenschutzüberlegungen nach Meinung aller zuständigen Gremien und Fachleute derzeit mehr Gründe für als gegen die Richtigkeit der Annahme einer linearen Dosiswirkungsbeziehung sprechen; hiervon wird im folgenden ausgegangen. Die praktische Bedeutung der in den vorangehenden Abschnitten genannten Zahlen wird verständlicher, wenn man sie zur Anzahl der spontan auftretenden Tumortodesfälle in Bezug setzt, die bei ca. 20 % der Gesamtsterblichkeit liegt (also 200 000/10⁶); dies ist in Abb. 6.19 am Beispiel des Gesamttumorrisikos (einschließlich Leukämie) nach Ganzkörperbestrahlung (100/10⁶/rem)

+) s.a. UN

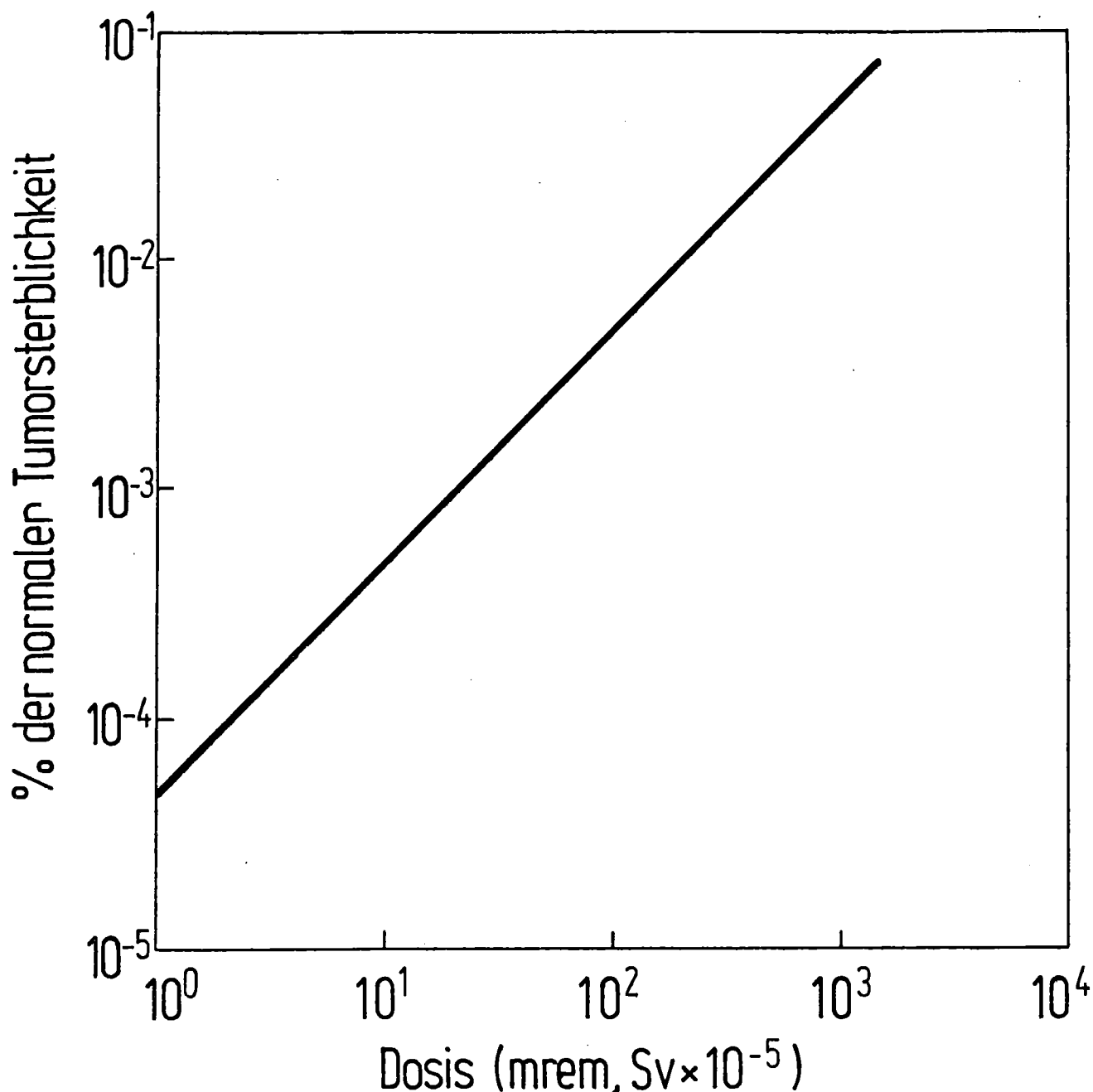


Abbildung 6.19: Maximaler Anteil strahleninduzierter Tumortodesfälle an der Gesamttumorsterblichkeit (Ganzkörperbestrahlung, lineare Extrapolation nach /ICRP (1977)/)

geschehen. Bei einer zusätzlichen Ganzkörper-Strahlenbelastung von 1 mrem/a, d.h. 30 mrem pro Generation (die gegenwärtige mittlere Strahlenbelastung der Bevölkerung durch kerntechnische Anlagen liegt unter diesem Wert), wäre nach allgemein anerkanntem Stand strahlenbiologischen Wissens eine Zunahme der Sterblichkeit an Tumoren um maximal 10^{-3} % zu erwarten; das entspräche 200 002 statt 200 000 Fällen/ 10^6 Todesfälle; dem steht gegenüber, daß z.B. in den

letzten 15 Jahren aus unbekanntem Gründen die Tumorsterblichkeit (bezogen auf 10^6 analysierte Todesfälle insgesamt) um 20 000 Fälle zugenommen hat. Ähnliche Überlegungen lassen sich mittels der in Abschn. 6.4.3 und 6.4.5 genannten Werte auch für Lungen- und Skelettumoren anstellen; sie führen z. B. zu dem Schluß, daß sich bei einer Organbelastung von 1 mrem/a ihre Anzahl um weniger als 5 zusätzliche Fälle pro 10^6 Todesfälle erhöhen wird. Bei einer Zahl von 34 000 bzw. 2000 spontan vorkommenden Todesfällen an Lungen- bzw. Knochentumoren pro 10^6 (Todesfälle insgesamt) entspräche dies weniger als 10^{-2} % der Spontanrate.

In Tab. 6.14 sind alle hier erwähnten Risikoschätzungen noch einmal zusammenfassend aufgeführt. Die zum Teil sehr kleinen Schätzwerte könnten dem realen Risiko (vor allem bei Beta- und Gammastrahlung) eher entsprechen als die unter Annahme einer linearen Dosis-Effekt-Beziehung (ohne Berücksichtigung des Einflusses der Dosisrate) erhaltenen.

Tabelle 6.14: Zusammenfassung der Risikoschätzungen

Radionuklid	Möglicher Spätschaden	Schätzungsgrundlage	Annahme für die Dosis-Effekt-Funktion	Schätzwert ^{a,b} (Fälle/10 ⁶ Pers./rem)	Quelle
³ H, ¹³⁷ Cs, ⁹⁰ Sr	Leukämie	Atombomben-Überlebende	linear, Dosis-rate unberücks.	20 - 60	1., 2., 3., 4., 5.
		Spondylitis-Patienten u.a.	"	25	1.
		Nagasaki-Überlebende	quadratisch, Dosisrate unber.	0,1 (pro rem ²)	1.
		"	quadratisch, Dosisrate berücks.	0,004 (pro rem ²)	1.
²³³ U, Transurane (oberfl. suchende Alphastrahler)	Osteosarkome	²²⁴ Ra-Fälle	linear	20	6.
²²⁶ Ra (volumen-suchende Alphastrahler)	"	²²⁶ Ra-Fälle	linear	5	6.
		"	quadrat.-exp.	z.B. 0,01 (pro 1rem)	7.
⁹⁰ Sr	"	Tiervers., Vergl. mit ²²⁶ Ra-Fällen	linear	1	8.
		"	quadrat.-exp.	z.B. 0,004 (pro 1rem)	8.
Lanthaniden, Transurane	Lebertumoren	Tierversuche, Thorotrast-Fälle	linear	wahrscheinlich Größenordn. wie bei Osteosarkomen (lineare Schätzung)	9.

Tabelle 6.14: Fortsetzung

Biol.unlösli. inhalierte Radionuklid- verbdg.	Lungencarcinome	Transuraninhalation b. Ratten	linear	80 - 160 ^c	10.
		Bergarb., Atombomben- Überlebende, Spondylitis-Pat.	linear	10 - 50	2.,3.
Äußere oder inne- re Ganzkörperbe- strahlung	Tumoren (einschl. Leu- kämie)	Atombombenüberlebende	linear	100 (Gesamtumorrisiko)	1.,2.,3.,5.

^a Die Dosis ist jeweils über das ganze Organ gemittelt

^b Tumorfälle pro 30 Jahre, berechnet aus den Tumorraten pro Jahr nach (2.,3.) oder übernommene Werte für das "Lebenszeitrisiko" nach (1.,3.,4.,5.,6.,7.,8.,9.,10.)

^c ohne Korrektur für die Tumorfrequenz bei Kontrollen

Literaturangabe:

- | | |
|-----------------------------------------|---------------------------------------|
| 1. /MAYS, C.W., u.a. (1973)/ | 6. /MAYS, C.W., u.a. (1976)/ |
| 2. /BEIR (1974)/ | 7. /EVANS, R.D. (1974)/ |
| 3. /UNSCEAR ⁺ (1972),(1977)/ | 8. /MAYS, C.W., LLOYD, R.D. (1972)/ |
| 4. /DOLPHIN, G.W., MARLEY, W.G. (1969)/ | 9. /MAYS, C.W. (1976)/ |
| 5. /IRCP (1977)/ | 10. /BAIR, W.J., THOMAS, J.M. (1976)/ |

+) s.a. UNITED NATIONS

6.5 Probleme bei der Beurteilung genetischer Strahlenschäden

6.5.1 Einleitung

Unter den Strahlenschäden, die eine Bevölkerung durch akute oder chronische Belastung mit ionisierenden Strahlen erhalten kann, verdient die Schädigung des Erbgutes (genetische Strahlenschäden) sicher besondere Beachtung. Diese Schäden sind weniger bei der betroffenen Generation zu beobachten, als vielmehr bei der ersten Folgegeneration oder auch bei späteren Generationen. Die Probleme der genetischen Strahlenschäden einer Bevölkerung wurden in zahlreichen Gremien diskutiert, und es gibt verschiedene zusammenfassende Übersichten darüber. Einige wichtige sind die Publikation 8 der ICRP /ICRP (1966, deutsch 1977)/, die Reactor Safety Study /USNRC (1975)/, der Bericht der Nuclear Energy Policy Study Group /NUCLEAR ENERGY POLICY STUDY GROUP (1977)/ oder die neueren Überlegungen von Sankaranarayanan /SANKARANARAYANAN, K. (1976b)/. Zahlreiche nationale und internationale Kommissionen behandeln laufend diese Fragen; mit fortschreitendem Erkenntnisstand ergeben sich zudem Änderungen in der Wertung der einzelnen Probleme.

In dieser Studie kann nur ein kurzer Abriß der wichtigsten Probleme genetischer Strahlenschäden gegeben werden. Der Leser sei zum eingehenden Studium auf die genannten Übersichten oder auf die unten angegebene Spezialliteratur verwiesen.

6.5.2 Art der genetischen Strahlenschäden in der Zelle

Die genetischen Eigenschaften einer Zelle sind in den Kettenmolekülen der Desoxyribonukleinsäure (DNS) gespeichert. Die spezifische Folge der einzelnen Bausteine der DNS (Nukleotide) bestimmt dabei den Informationsgehalt eines Gens; die einzelnen Gene für die verschiedenen Eigenschaften der Zelle sind ebenso linear auf der DNS angeordnet. Die DNS-Moleküle sind

im Zellkern in besonderen Strukturen, den Chromosomen, organisiert, die eine große Zahl von Genen enthalten. Während der Zellteilung werden die Chromosomen durch Kondensation sichtbar und können auf Schäden untersucht werden. Höhere Organismen enthalten den gesamten Genbestand und damit auch die einzelnen Chromosomen doppelt, einen vom Vater, einen von der Mutter (diploide Zellen).

Eine Erbänderung (Mutation), sei sie durch ionisierende Strahlung oder durch andere Agentien hervorgerufen, kann auf der Änderung der genetischen Information einzelner Gene im DNS-Molekül beruhen oder durch Änderung der Zahl oder Struktur der Chromosomen zustande kommen. So unterscheidet man Gen- oder Punktmutationen von den Chromosomenmutationen.

Gen- oder Punktmutationen

Die Wirkung einer Genmutation hängt davon ab, in welchem Chromosom der Zelle sie vorliegt - in den autosomalen Chromosomen (44 beim Menschen) oder in den Geschlechtschromosomen (XX bei der Frau, XY beim Mann) - und wie sich ein Ausfall oder eine Änderung seiner Funktion auswirkt. So ergeben sich folgende Typen von Genmutationen:

Autosomale dominante Mutation: Das Gen liegt auf einem autosomalen Chromosom, der Ausfall eines der beiden Gene führt bereits zur Störung (dominant).

Autosomal recessive Mutation: Das Gen liegt auf einem autosomalen Chromosom, beide Gene müssen gestört sein, um eine Erbänderung hervorzurufen (dies mit Einschränkung, s.u.). Eine recessive Mutation wird aber zu 50 % an die Nachkommen weitergegeben, das Kind ist dann heterozygot. Haben beide Eltern die gleiche recessive Mutation weitergegeben, so ist das Kind homozygot.

Geschlechtsgebundene Mutationen: Das mutierte Gen liegt auf einem Geschlechtschromosom; vor allem interessieren die auf dem X-Chromosom

(X - linked mutation). Eine Mutation auf dem X-Chromosom (X^m) ist nur am Mann nachweisbar (X^mY), er gibt die Mutation jedoch auf alle seine Töchter weiter (XX^m), die, obwohl selbst gesund, zu 50 % erkrankte Knaben gebären ((X^mY) oder $(XY = \text{gesund})$). Bekannte Beispiele dafür sind die Hämophilie (Bluterkrankheit) oder die Rotgrünblindheit.

Multifaktorielle Mutationen: Eine vererbare Eigenschaft kann durch das Zusammenspiel vieler Gene hervorgerufen werden (multifaktoriell). Mutationen in einem oder mehreren Genen führen zu einer Reihe konstitutioneller und degenerativer Erkrankungen (z.B. Asthma, Diabetes, Epilepsie) oder zu Mißbildungen bei der Geburt (z.B. Lippen-, Kiefer-, Gaumenspalte, Klumpfuß) (vgl. auch Lenz /LENZ, W. (1976)/). Allerdings sind diese Krankheiten nur zu einem Teil durch eine fehlerhafte Erbanlage bedingt. Äußere Umwelteinflüsse und/oder andere Krankheiten müssen hinzukommen. Eine Erhöhung der Mutationsrate durch äußere Einwirkungen wird somit nicht in vollem Ausmaß zu einem entsprechenden Anstieg der Häufigkeit dieser Krankheiten führen /SANKARANARAYANAN, K. (1976b)/.

Chromosomenaberrationen

Strukturelle Aberrationen: Ionisierende Strahlen und mutagene Gifte führen zu Veränderungen der Struktur von Chromosomen. In der Teilungsphase der Zellen (Mitose) lassen sich folgende Störungen beobachten: Brüche in einem oder beiden Chromosomenhälften (= Chromatidbrüche oder Chromosomenbrüche) wie auch Vereinigungen von zwei gebrochenen Chromatidstücken ⁺). Es entstehen dann Ringe und ein abgespaltenes Chromosomenstück, das bei der nächsten Teilung verloren geht. Sind zwei Chromosomen in Nachbarschaft betroffen, so kann es zu einem Austausch ihrer abgebrochenen Stücke kommen. Besitzt dann jedes der beiden Chromosomen nach Austausch der Fragmente noch

+) vgl. Abb. 6.19A

ein Zentromer, so können die weiteren Zellteilungen ungestört verlaufen, die Erbanlagen bleiben als Ganzes erhalten (reziproke Translokation). Vereinigen sich aber die beiden Hauptstücke mit dem Zentromer, so entstehen die sogenannten Dizentren und ein anzentrisches Fragment, das bei der nächsten Teilung verloren geht.

Bei der Reifeteilung (Meiose) können Chromosomensätze mit reziproken Translokationen entweder gleichmäßig (balanzierte Translokation) oder ungleichmäßig (unbalanzierte Translokation) verteilt werden. Bei letzteren Zellen ist dann eine bestimmte Gengruppe nur einmal statt doppelt vorhanden, eine andere aber dreifach ⁺).

Numerische Aberrationen (Aneuploide): Bei der Reifeteilung der Keimzellen können sich die beiden Chromosomen eines Paares zuweilen nicht trennen, sondern gelangen regelwidrig in dieselbe Keimzelle (Nondisjunction). Es entstehen dann Keimzellen mit 24 oder 22 Chromosomen und nach der Befruchtung Individuen mit einem dreifachen Satz eines bestimmten Chromosoms (Trisomie) oder auch nur mit einem Chromosom (Monosomie). Monosomie führt zum frühen Absterben des befruchteten Eies und wird als früher Abort meist nicht erkannt. Trisomie führt zu einer Reihe von schweren Krankheiten; am häufigsten (1:600) ist die Trisomie des Chromosoms 21, das die Ursache des Mongolismus (Down-Syndrom) ist ⁺). Aber auch numerische Aberrationen anderer Chromosomen, insbesondere der Geschlechtschromosomen, sind gut untersucht (z.B. Klinefelter-Syndrom = XXY-Zustand, Turner-Syndrom = XO-Zustand). Numerische Aberrationen werden auch als "Genommutationen" bezeichnet.

⁺) näheres siehe Lenz /LENZ, W. (1976)/

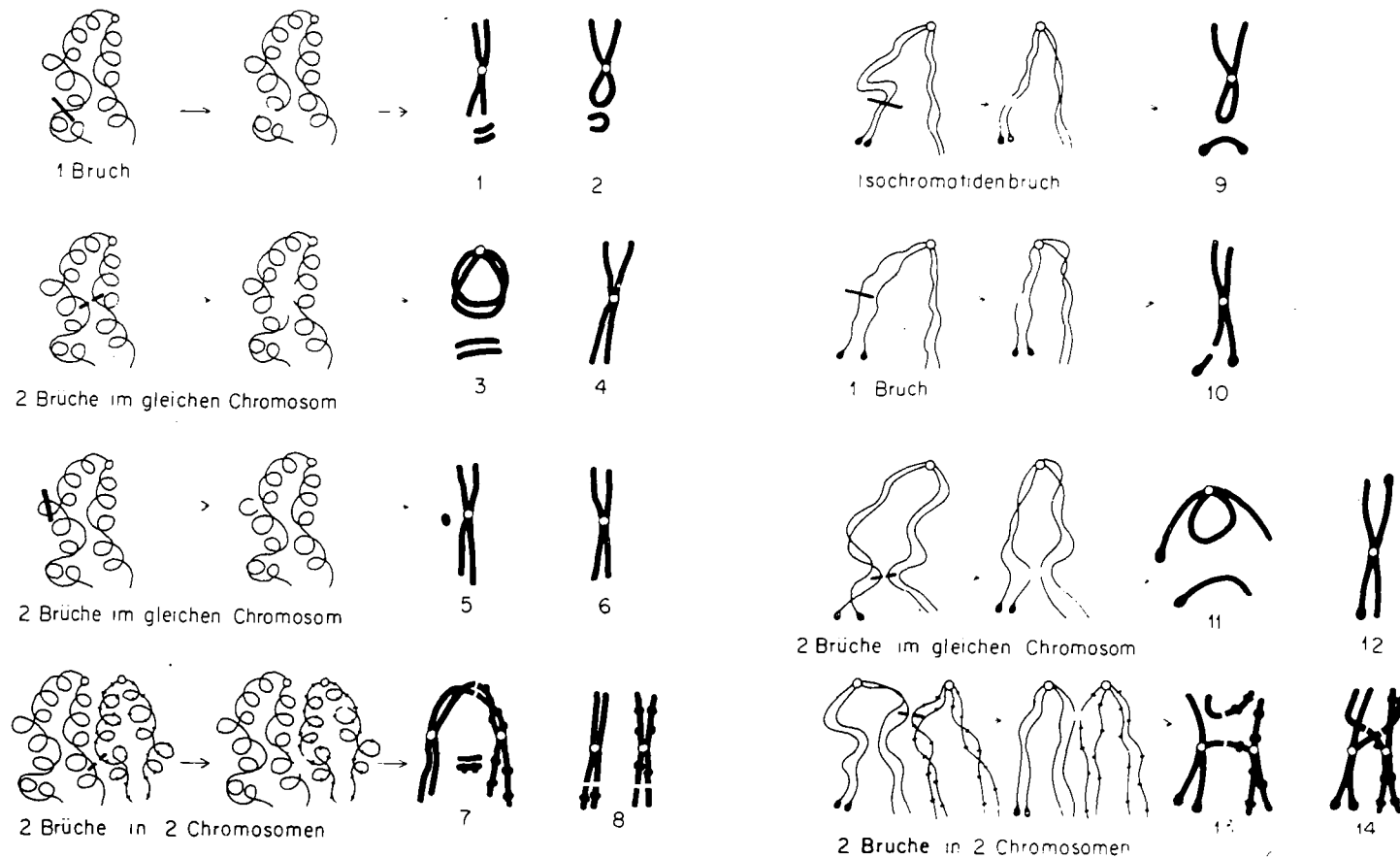


Abbildung 6.19A: Schema der Entstehung von Chromosomenaberrationen (nach /FRITZ-NIGGLI, H. (1959)/)

a) Folgen von ein und zwei Brüchen im gleichen oder in verschiedenen Chromosomen.
links: Im Interphasekern
rechts: Bei der Zellkernteilung

b) Folgen von ein und zwei Brüchen in Chromatiden im gleichen oder in verschiedenen Chromosomen.
links: Im Interphasekern
rechts: Bei der Zellkernteilung

6.5.3 Genetische Schäden in den Keimzellen des Menschen

Die im Ovar befindlichen Zellen, aus denen später die Eizellen hervorgehen, teilen sich nur bis zum 6. Fetalmonat. Bei der Geburt des Mädchens befinden sich alle Oocyten, die primären Oocyten, in einer bestimmten Vorphase der Reifungsteilung (Diktyotän) und verharren darin bis zur monatlichen Reifung bei der erwachsenen Frau. Dann beginnt erst die eigentliche Reifeteilung der Oocyten zur befruchtungsfähigen Eizelle. Das Diktyotän-Stadium der primären Oocyten ist somit das Stadium, in dem während des Lebens sich eine Strahlenbelastung im wesentlichen auswirkt und dessen Empfindlichkeit für Mutationen besonders untersucht werden muß. Ähnlich ist es beim Mann; auch hier liegen hauptsächlich die unreifen Zellen, die Spermatogonien, vor, während die weiteren Reifungsstadien (Spermatocyten und Spermien) in der Minderzahl sind. Auch hier sind besonders Mutationen in den Spermatogonien zu berücksichtigen.

Folgen genetischer Schäden beim Menschen

Genetische Schäden führen beim Menschen zu folgenden Erscheinungen ^{+) :}

Früher Abort: Die frühe Keimanlage ist nicht lebensfähig und geht während oder kurz nach der Eieinnistung (Implantation) verloren. Er ist bedingt durch Chromosomenmutationen oder durch letale Punktmutationen. Beim Menschen werden diese frühen Aborte meist nicht erkannt, im Tierversuch (Maus) kann man sie ermitteln und bezeichnet sie als "dominant letale Mutation". Erkannte Aborte vor der 28. Woche der Embryonalentwicklung: 15 % aller Schwangerschaften enden mit einem Abort, besonders häufig in der 7. - 12. Woche. Die Hälfte dieser Embryonen haben Mißbildungen, ein Viertel Chromosomenanomalien (Aneuploidie).

+) vgl. auch ICRP-Report /ICRP (1966)/

Totgeburt und Tod des Neugeborenen: Sie treten vermehrt bei Verwandtenehen auf; es kann vermutet werden, daß eine Totgeburt auf recessiven Letalmutationen beruht. Aus dem Vergleich ihrer Häufigkeit bei Verwandtenehen und bei Ehen zwischen Nichtverwandten kann ermittelt werden, daß jeder Mensch ein oder mehrere recessive Letalmutationen trägt.

Chromosomenanomalien bei Feten und Lebendgeborenen: Hier sind ebenfalls schwere Erbschäden zu beobachten (Trisomien, Aneuploidie der Geschlechtschromosomen). Die Betroffenen sind meist lebensfähig, zeigen aber oft schwere Krankheitsbilder und Entwicklungsstörungen. Sie bekommen auch meist keine Kinder und der Erbschaden wird somit nicht an Nachkommen weitergegeben.

Gen- oder Punktmutationen: Unter den lebensfähigen Kindern können dominante Mutationen die verschiedenartigsten Krankheiten erzeugen ⁺⁾ . Recessive Mutationen werden nicht erkannt, es sei denn, beide Eltern tragen die gleiche Mutation. Recessive Mutationen sind aber oft die Ursache von Enzymdefekten, d.h. die Träger haben einen stark erniedrigten Gehalt bestimmter Enzyme, was die Lebensfähigkeit des Individuums jedoch nicht zu beeinträchtigen braucht. Es wird aber vermutet, daß recessive Mutationen auch die Ursache einer Herabsetzung der allgemeinen Vitalität des Individuums sein können, z.B. eine verminderte Resistenz gegen Infektionen /TRAUT, H. (1976)/.

Spontane Mutationsraten beim Menschen

Um die Wirkung einer Strahlenbelastung auf die Häufigkeit von Erbkrankheiten des Menschen beurteilen zu können, bedarf es zunächst genauerer Kenntnisse über die Größe der spontanen Mutationsrate beim Menschen. Da immer wieder neue Krankheiten als Erbkrankheiten erkannt werden, gibt es nur wenige zuverlässige Aufstellungen über die tatsächliche Häufigkeit. Eine Zusammenstellung sehr unterschiedlicher, aber jeweils sehr sorgfältig

+) vgl. Lenz /LENZ, W. (1976)/

gesamelter Daten hat Sankaranarayanan /SANKARANARAYANAN, K. (1976b)/ (Tab. 6.15) gegeben, in der sich z.B. für die dominanten Mutationen sehr verschiedene Werte finden. Die zitierte Studie aus British Columbia /TRIMBLE, B.K., DOUGHTY, J.H. (1974)/ wird z. Zt. als eine der zuverlässigsten Untersuchungen angesehen, allerdings sind bestimmte Trisomien nicht aufgenommen worden.

Die Häufigkeit von Erbkrankheiten sagt noch nichts aus über die Häufigkeit ihrer Neumutation. Diese ist nur jener gleich, wenn die betroffenen Individuen keine Nachkommen haben. Sonst ist die relative Fortpflanzungsrate der erbkranken Personen zu berücksichtigen, aus der sich dann auch errechnen läßt, wann eine Mutation wieder aus einer Population eliminiert wird (genetischer Tod). Über diese Eliminierungsrate einzelner Erbkrankheiten gibt es nur wenig zuverlässige Informationen. Mit dem Fortschritt der Medizin, der zunehmend bessere Behandlungsmöglichkeiten für Erbkranken bringt, sinkt die Eliminierungsrate einer genetischen Störung; allerdings ist dank einer vermehrten Aufklärung der Bevölkerung die Fortpflanzung von Personen mit schwerem Erbleiden viel geringer geworden.

Kenntnisse über die Eliminierung von Erbkrankheiten sind aber von großer Bedeutung, wenn man beurteilen möchte, wie lange sich zusätzliche, etwa durch Strahlung erzeugte, Mutationen in der Bevölkerung halten würden, und welche Wirkung es auf die Dauer haben würde, wenn die spontane Mutationsrate sich in Zukunft um einen bestimmten Betrag erhöhen würde. Hier stellt sich dann wieder nach einigen Generationen ein Gleichgewicht von Neumutationen und eliminierten Mutationen ein. Diese Überlegungen sind in der Publikation 8 der ICRP ausführlich dargestellt, für die dominanten Mutationen wird hier mit Eliminierungsraten von 1, 2.5 oder 5 % pro Generation gerechnet.

Tabelle 6.15: Abschätzung der Häufigkeit genetischer Schäden des Menschen. pro 100 Lebendgeborene
(zusammengestellt von Sankaranarayanan, 1976b)

Art der genetischen Schäden	Stevenson (1959)	UNSCEAR +) (1962) (1966)	Trimble und Doughty, 1974 (British Columbia)	
			minimal	gemittelt
Dominante autosomale Mutationen	3.32 ^a	0.95	0.06	0.08
recessive autosomale Mutationen	0.21	0.21	0.09	0.11
Geschlechtsgebundene Mutationen	0.04	0.04	0.03	0.04
Chromosomenmutationen	-	0.42 ^b	0.16	0.20 ^c
Angeborene Mißbildungen	1.41	2.50	3.58	4.28
Andere multifaktorielle Mutationen	1.48	1.50	1.58	4.73
Unbekannte Erbschäden	-	-	0.60	2.70

a) beinhaltet leichte und schwere Anomalien

b) einschließlich Down-Syndrom (0.15), andere autosomale Trisomien (0.05), Klinefelter-Syndrom (0.17).
Turner-Syndrom (0.03) und "cri-du-chat-Syndrom" (0.02), aber ausschließlich XXX-Individuen (0.12)
und Individuen mit Translokationen (0.50)

c) die meisten mit Down-Syndrom

+) s.a. /UN (1972)/

6.5.4 Strahlenbedingte Mutationen

Dosiseffektbeziehungen für Mutationen

Bei der Untersuchung von Mutationsraten in verschiedenen biologischen Systemen kann man die Ergebnisse auf zweierlei Art darstellen: Die beobachtete Mutationsfrequenz pro Strahlendosis (z.B. in rad) und zum anderen die Dosis, die die natürliche Mutationsfrequenz verdoppelt, d.h. die Verdoppelungsdosis. Während die Mutationshäufigkeit pro Dosis bei hohen Dosen relativ genau bestimmt werden kann, weil die oft nicht genau bekannte spontane Mutationsrate nur einen geringen Fehler bewirkt, verlangt die Angabe der Verdoppelungsdosis zusätzlich die möglichst genaue Ermittlung der natürlichen Mutationsfrequenz, die beim Menschen - wie oben beschrieben - nur ungenau bekannt ist. Entsprechend ist auch die Verdoppelungsdosis nicht genau anzugeben. Dosiseffektbeziehungen für Mutationen lassen sich nun an Zellkulturen, an Versuchstieren sowie am Menschen untersuchen.

Mutationen und Chromosomenaberrationen in Zellkulturen: An Mikroorganismen wie auch an Kulturen von Säugetierzellen lassen sich mit relativ einfachen Verfahren Stoffwechselmutanten erkennen, wie z.B. ein Ausfall der Synthese einer Aminosäure oder der Gewinn einer Resistenz gegen ein Gift. Untersucht man die Häufigkeit solcher Mutationen bei verschiedenen Strahlendosen, so findet man im untersuchten Meßbereich meist lineare Dosiseffektkurven. Ein Beispiel zeigt Abb. 6.20 für die Induktion von Mutationen in Kulturen menschlicher Zellen, aus der sich eine Mutationsfrequenz von $3,1 \cdot 10^{-7}/\text{rad}$ errechnen läßt. Auch an anderen Organismen (Bakterien, Hefen, höhere Pflanzen) hat man die Form der Dosiseffektkurven für Mutationen sorgfältig untersucht und immer wieder lineare Dosiseffektkurven gefunden; es fanden sich keine Hinweise auf eine Schwellendosis, unter der keine Wirkung eintritt. So ließ sich z.B. die Linearität der Dosiseffektkurven für Mutationen an Pflanzen bis zu Dosen unter einem rad statistisch sichern /FABRIES, M., DELPOUX, M. (1978)/.

Die Häufigkeit der strahlenbedingten Punktmutationen bei verschiedenen Organismen ist sehr unterschiedlich, sie variiert im Bereich von 10^{-9} bis $3 \cdot 10^{-7}$ pro rad und locus. Eine ausführliche Diskussion darüber findet sich

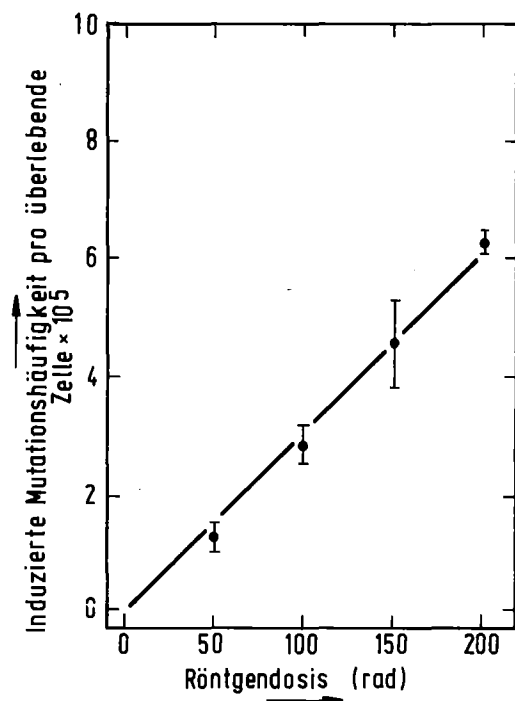


Abbildung 6.20: Häufigkeit der induzierten Mutationsrate in menschlichen diploiden Fibroblasten in Abhängigkeit von der Röntgendosis (Induktion der 6-Thioguanin-Resistenz). Mittelwerte von 3-7 Versuchen mit Standardabweichung (nach /COX, R., MASSON, W.K. (1976)/)

bei /SCHALET, A.P., SANKARANARAYANAN, K. (1976)/. Chromosomenaberrationen lassen sich ebenfalls in der Zellkultur gut untersuchen, meist werden hierbei Dizentren und Ringe ausgewertet, da sie im Mikroskop leicht erkannt werden können. Die Dosiseffektkurven für Chromosomenaberrationen weisen eine lineare wie auch eine quadratische Komponente auf; ein Beispiel zeigt die Abb. 6.21. Das bedeutet, daß bei kleinen Dosen immer noch die lineare Komponente des Strahleneffektes vorhanden ist; es gibt also auch hier keine Schwellendosis. Dieser lineare Anteil wird zudem bei fraktionierter Bestrahlung noch deutlicher (vgl. die Konstanten in den beiden Dosiseffektkurven der Abb. 6.21).

Mutationen am Versuchstier: Am besten untersucht ist hier die Maus. Ziel solcher Untersuchungen am bestrahlten Ganztier wird vor allem sein, die Mu-

tationsfrequenz in den Keimzellen zu bestimmen. Ausführliche Untersuchungen wurden vor allem mit dem Test auf dominante Letalmutationen durchgeführt, bei dem die Zahl der nicht überlebenden Embryos vor und kurz nach der Implantation im Mäuseweibchen bestimmt wird. Recessive Mutationen lassen sich mit der spezifischen Locus-Methode bestimmen, bei der allerdings sehr hohe Tierzahlen benötigt werden ⁺⁾ . Weiter wurden kürzlich Skelettmutationen /SELBY, P.B., SELBY, P. (1977)/ oder Mutationen an den die Fellfarbe determinierenden Embryonalzellen von Mäusen /FAHRIG, R. (1975)/ als Testsysteme von Punktmutationen eingeführt. Auch hier hat man lineare Dosis-effekt kurven gefunden. Eine Zusammenstellung verschiedener Mutationen in den Spermatogonien der Maus gibt die Tab. 6.16, in der auch die Berechnung der Verdopplungsdosis deutlich gemacht werden soll. Schließlich lassen sich am

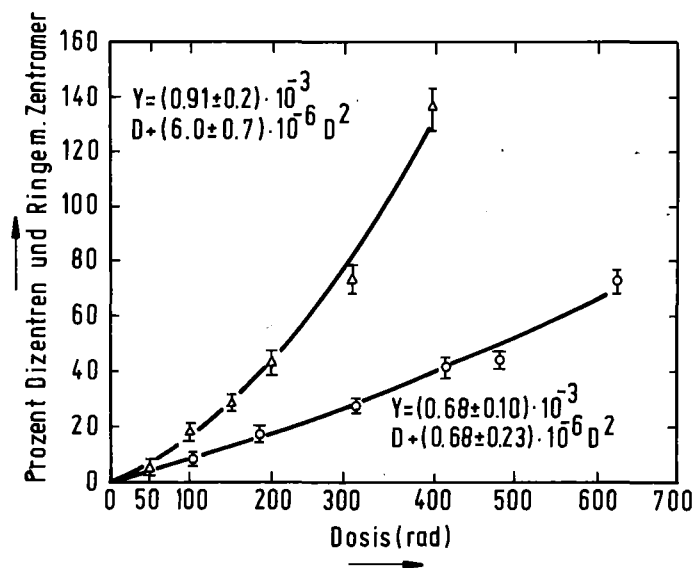


Abbildung 6.21: Auftreten von Dizentromen und Ringe an den Chromosomen menschlicher Lymphocyten nach Bestrahlung in vitro.

▲ Einmalige Bestrahlung innerhalb von 4 min, ○ kontinuierliche Bestrahlung über 24 Stunden. Mittelwerte mit Standardabweichung (nach /BREWEN, J.G., LUIPPOLD, H.E. (1971)/)

⁺⁾ vgl. Ehling /EHLING, U.H. (1976)/

Tabelle 6.16: Ermittlung der Verdoppelungsdosen einer akuten Röntgenbestrahlung bei verschiedenen genetischen Schäden in Mäusespermatogonien (zusammengestellt von Sankaranarayanan, 1976b)

Art des genetischen Schadens	Spontane Mutationsrate	Mutationsrate pro rad	Verdoppelungsdosis		
			Mittel	Minimum ^a	Maximum ^a
Recessive spezifische locus Mutationen	$7.86 \cdot 10^{-6}$ /locus	$2.45 \cdot 10^{-7}$ /locus	32	18	55
Autosomale recessive Letalmutationen	$29.0 \cdot 10^{-4}$ /Gamete	$0.9 \cdot 10^{-4}$ /Gamete	32	16	170
Dominant sichtbare Mutationen	$81.0 \cdot 10^{-7}$ /Gamete	$4.96 \cdot 10^{-7}$ /Gamete	16	4	104
Dominante Skelett-Veränderungen	$28.8 \cdot 10^{-5}$ /Gamete	$1.11 \cdot 10^{-5}$ /Gamete	26	3	445
Translokationen	$10.4 \cdot 10^{-4}$ /Gamete	$0.34 \cdot 10^{-4}$ /Gamete	31	8	138

a) Statistische Vertrauensgrenzen für 95 %

bestrahlten Tier auch Chromosomenaberrationen an den Blutzellen, z.B. Lymphocyten, oder auch in den Spermatogonien ermitteln. Die Strahlenempfindlichkeit für Chromosomenaberrationen und die Form der Dosiseffektkurven entsprechen etwa den an Zellkulturen gewonnenen Ergebnissen /CLEMINGER, J.F.P., SCOTT, D. (1973)/.

Mögliche Strahlenmutationen am Menschen: Es gibt keine ausreichenden Beweise für genetische Schäden an Kindern bestrahlter Eltern, die mit statistischer Sicherheit auf die Bestrahlung zurückzuführen sind. Von Kato /KATO, H. (1975)/ wurden die Ermittlungen der japanischen Kommission über die Atombombenopfer in Hiroshima und Nagasaki zusammengefaßt, in der das Schicksal von über 70 000 Nachkommen exponierter Eltern untersucht wurde. Geprüft wurde das Geburtsgewicht, Geschlechtsverhältnis, die Häufigkeit von Totgeburt, Mißbildungen und Tod im Säuglings- und Kindesalter. Im ganzen konnte bis zum 17. Lebensjahr der Kinder keine signifikante Beziehung zwischen der Elterndosis und den erwarteten genetischen Schäden nachgewiesen werden. Freilich ist die statistische Streuung der Daten erheblich; man hat deshalb innerhalb der Streuung der Daten die ungünstigste Dosiseffektkurve von genetischen Schäden berechnet und dann eine minimale genetische Verdoppelungsdosis von 46 rem für den Vater und 125 rem für die Mutter ermittelt. Dieser Unterschied ist jedoch nicht signifikant, ebensowenig wie ein signifikanter Effekt der Bestrahlung nachgewiesen wurde ^{+) .}

Besonderes Augenmerk hat man der Untersuchung des Geschlechtsverhältnisses der Kinder bestrahlter Eltern gewidmet, da auf diese Weise Letalmutationen im X-Chromosom erkannt werden könnten. Nach einer Strahlenbelastung würden dann weniger Knaben geboren. Zusätzlich zu den Untersuchungen in Japan gibt es Daten über Kinder bestrahlter Patienten /ICRP (1966)/. Bei den bestrahlten Müttern ergab sich jeweils eine leichte Verschiebung im Sinne des Erwartungswertes, nicht aber bei den bestrahlten Vätern. Untersuchungen in Japan in späteren Jahren (1954 - 1962) haben allerdings den früheren Trend von weniger Knabengeburt nicht bestätigen können /KATO, H. (1975)/.

^{+) vgl. Sankaranarayanan /SANKARANARAYANAN, K. (1976b)/}

Aus den Tierversuchen wäre zu erwarten, daß bei strahlenexponierten Eltern die Zahl der Fehlgeburten und Aborte bis zur 28. Schwangerschaftswoche ansteigt. Entsprechende Daten fehlen jedoch. Andere Folgen, wie z.B. dominante Mutationen mit sichtbaren Folgen, dürften zu selten sein, um an der geringen Zahl der Nachkommen stark bestrahlter Personen beobachtet werden zu können.

Wirkung einer chronischen Strahlenbelastung

Mit Testsystemen für Mutationen am Ganztier lassen sich Erkenntnisse über die Wirkung einer fraktionierten Bestrahlung (mehrere Bestrahlungen in Abständen von Tagen oder Wochen) oder einer chronischen Bestrahlung (Dauerbestrahlung über Wochen und Monate) untersuchen. Den Einfluß der Dosisrate einer γ -Bestrahlung auf die Erzeugung von reziproken Translokationen in den Spermato gonien der Maus zeigt Abb. 6.22, aus der sich eine Abnahme des Strahleneffektes auf ein Zehntel ergibt. Für rezessive Punktmutationen

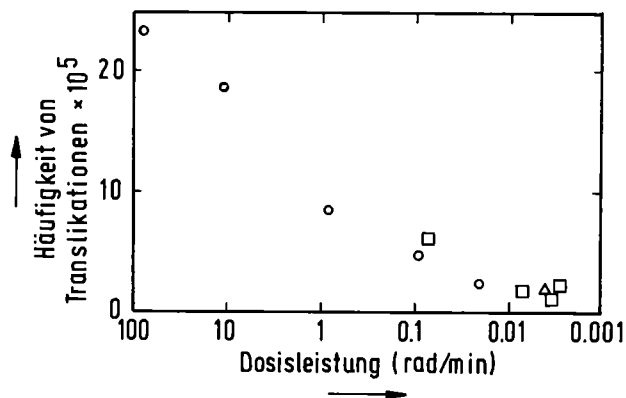


Abbildung 6.22: Abhängigkeit der Induktion von reziproken Translokationen in Spermato gonien der Maus (pro rad) von der Dosisrate einer Gamma-Bestrahlung. Annahme einer linearen Dosis-effektbeziehung für den Strahleneffekt (nach /SEARLE, A.G., et al. (1976)/)

(spezifischer Locus-Test) wurde allerdings eine viel geringere Abnahme der Mutationsfrequenz mit abnehmender Dosisrate gefunden ⁺⁾ .

Solche Untersuchungen am Tier sind wichtig, wenn man die genetische Wirkung inkorporierter Radionuklide untersuchen möchte. /SEARLE, A.G., et al. (1976)/ verglichen die Wirkung von inkorporiertem Pu-239 mit der einer chronischen γ -Bestrahlung anhand von dominanten Letalmutationen der Maus sowie anhand von Translokationen und Chromosomenfragmenten in Spermatozyten (nach Bestrahlung der Spermatogonien). Beide Testsysteme zeigten etwa die gleiche relative biologische Wirksamkeit (RBW) für Pu-239 (RBW = 24 und 22) gegenüber der chronischen γ -Bestrahlung. Das entspricht etwa dem bei Versuchen mit anderen biologischen Testsystemen für Strahlenschäden gefundenen Wert der relativen biologischen Wirkung von α -Strahlern.

6.5.5 Risikoabschätzung genetischer Strahlenschäden

Probleme bei der Extrapolation tierexperimenteller Daten auf den Menschen

Um die genetischen Risiken einer Strahlenbelastung des Menschen voraussagen zu können, müssen die tierexperimentellen Daten auf den Menschen übertragen werden. Es gibt nun eine empirische Beziehung zwischen der Mutationsrate einer Tierspezies und dem Gesamt-DNS-Gehalt seines Genoms. Sie wurde von Abrahamson et al. /ABRAHAMSON, S., et al. (1973)/ aufgestellt und von Schalet und Sankaranarayanan /SCHALET, A.P., SANKARANARAYANAN, K. (1976)/ kürzlich kritisch untersucht. Nach dieser Beziehung würde die strahlenbedingte Mutationsrate des Menschen ähnlich der der Maus sein; die an Versuchen mit Mäusen gefundenen Daten wären dann für den Menschen relevant.

Einige bei der Maus angewandte Testverfahren sind allerdings nicht ohne weiteres auf den Menschen übertragbar. So ist der häufig angewandte Test auf dominante Letalmutation bei der Maus nicht unbedingt mit einem Abort in der Schwangerschaft der Frau vergleichbar. Beim dominanten Letaltest wird

⁺⁾ vgl. /SANKARANARAYANAN, K. (1976b)/

ja die Zahl der Eizellen ermittelt, die vor oder bei der Implantation verloren gehen. Beim Menschen ist die Häufigkeit solcher "frühen" Aborte unbekannt und es besteht keine Möglichkeit, Veränderungen dieser Häufigkeit, etwa nach Strahleneinwirkung, festzustellen. Beim Menschen kommt es dagegen häufig (15 %) in einer späteren Phase der Embryonalentwicklung zum Abort, während Verluste des Mäuseembryos in der entsprechenden Entwicklungsphase selten sind.

In Bezug auf Genmutationen ist im allgemeinen der Mensch viel sorgfältiger untersucht als die Maus und es sind die zufallsmäßigen Abweichungen seiner Eigenschaften besser bekannt. Auch handelt es sich beim Menschen um eine durchmischte Population, während bei Mäusen im Versuch Inzuchtstämme verwendet werden.

Annahmen für eine Risikoberechnung: Um aus den tierexperimentellen Daten Abschätzungen möglicher genetischer Strahlenschäden beim Menschen vornehmen zu können, bedarf es einiger Annahmen, die hier von der ICRP /ICRP (1966)/ übernommen werden sollen:

Das Durchschnittsalter der Eltern bei der Geburt ihrer Kinder ist 30 Jahre. Die Mutationen entstehen in den Keimzellenstadien vor der Meiose (Spermatogonien und primäre Oocyten). Die strahlenbedingten Mutationen sind den "spontan" entstandenen Mutationen im Typus und der relativen Häufigkeit weitgehend ähnlich. Weiter muß angenommen werden, daß die Dosiswirkungsbeziehungen für die verschiedenen Mutationsarten, die bei der Maus gefunden wurden, auch für den Menschen gelten. Schließlich ist zu betonen, daß bei der Maus sichere Strahleneffekte für Translokationen und autosomale rezessive Mutationen nur in den Spermatogonien gefunden wurden, nicht in den primären Oocyten /SANKARANARAYANAN, K. (1976b)/. Es ist eine noch ungelöste Frage, ob die primären Oocyten der Frau tatsächlich so strahlenresistent sind, wie aus den tierexperimentellen Daten zu folgern ist ⁺). Weiter wird von einer linearen Dosiseffektkurve für Mutationen ausgegangen, auch wenn für einzelne genetische Schäden die Dosiseffektkurve einen linearen und quadratischen Term zeigt ⁺⁺). Verschiedentlich wird argumentiert, daß die

+) vgl. auch Traut /TRAUT, H. (1976)/

++) vgl. auch Upton /UPTON, A.C. (1977)/

Existenz von Reparaturleistungen der Zelle an den genetischen Strahlenschäden zur Unwirksamkeit von sehr kleinen Strahlendosen führt, d.h. es bestünde eine Schwellendosis für Mutationen. Experimentelle Daten geben, wie oben ausgeführt, jedoch keinen Hinweis dafür, auch theoretische Überlegungen sprechen dagegen (vgl. /UPTON, A.C. (1977)/), und endlich ist zu erwähnen, daß nach neueren biochemischen Erkenntnissen Mutationen nicht allein durch strahlenbedingte Schäden im DNS-Molekül entstehen, sondern auch durch fehlerhafte Reparatur an der DNS. Diese und andere Überlegungen führten dazu, daß die meisten Autoren bei Risikoberechnungen von einer linearen Dosiseffektkurve für die strahlenbedingten Mutationen ausgehen.

Mögliche Folgen einer Strahlenbelastung der Bevölkerung

Wie oben erwähnt, konnte an den Nachkommen der bestrahlten Personen in Hiroshima und Nagasaki kein strahlenbedingter genetischer Schaden nachgewiesen werden. Im Gegensatz zu den somatischen Strahlenwirkungen (Abschn. 6.3 und 6.4), bei denen direkte Beobachtungen am Menschen vorliegen, müssen die möglichen genetischen Strahlenschäden des Menschen allein aus Tierversuchen erschlossen werden. Diese genetischen Strahlenschäden des Menschen wurden in einer Reihe von Gremien ausführlich diskutiert; das Ergebnis ihrer Überlegungen ist in Tab. 6.17 zusammengestellt. Es ist hier nicht der Raum, diese Zahlen und ihre Variation im einzelnen zu begründen; eine ausführliche Darstellung darüber findet sich bei Sankaranarayanan /SANKARANARAYANAN, K. (1976b)/. Zusätzlich zu den oben aufgeführten Annahmen wurde bei dieser Risikoabschätzung bei allen Gremien davon ausgegangen, daß die Verdoppelungsdosis bei einer chronischen Strahlenbelastung 100 rad ist. Dem liegt die Überlegung zugrunde, daß die Verdoppelungsdosis bei akuter γ -Bestrahlung 30 rad beträgt ⁺⁾ und die Mutationsrate bei chronischer Bestrahlung im Durchschnitt nur ein Drittel der bei akuter Bestrahlung ausmacht.

In Tab. 6.17 wird nun die spontane Häufigkeit verschiedener Erbkrankheiten mit der Häufigkeit verglichen, die zusätzlich nach einer Strahlenbelastung

+) vgl. Tab. 6.16

Tabelle 6.17: Vergleich einiger Abschätzungen der genetischen Strahlenschädigung des Menschen bezogen auf 1 Mio Lebendgeborene^{f)}

Art der Mutationen	BEIR-Report (1972)		Reactor Safety Study (1975)		Sankaranarayanan (1976b)		
	Spontane Häufigkeit	Wirkung von 5 rem/Generation	Spontane Häufigkeit	Wirkung von 5 rem/Generation	Spontane Häufigkeit	Wirkung von 1 rem/Generation 1. Generation	Gleichgewicht
<u>Punktmutationen:</u>							
Autosomale dominante	10 000	50 - 500	10 000	100	}1000-10 000 ^{b)}	2 - 20	10 - 100
Geschlechtschromosom gebundene	400	0 - 15	400	3		gering	geringer Anstieg
Autosomale recessive	1 500	0	1 500	0		1 100	
Multifaktorielle Störungen ^{a)}	40 000	5 - 500	40 000	10 - 100	90 100	5 - 45 ^{c)}	45 - 450
<u>Chromosomenaberrationen:</u>							
Unbalanzierte Translokationen	1 000	60	1 000	60	}6 000	?	?
Aneuploidie	4 000	5	4 000	5			
Gesamte spontane Häufigkeit ^{d)}	57 000		57 000		98 000-107 000		
Gesamte Strahlenwirkung ^{d)}							
5 rem/Generation		120 - 1080		178 - 268			
1 rem/Generation ^{e)}		(24 - 216)		(36 - 54)		10 - 70	60 - 600

- a) Enthält auch eine unbekannte Zahl von strukturellen Chromosomenaberrationen
- b) Die Variation der spontanen Häufigkeit ist in Tabelle 6.15 beschrieben
- c) Die Variation ist bedingt durch den verschiedenen Anteil an Mutationen an den multifaktoriellen Störungen
- d) Abgerundete Werte
- e) Werte in Klammern: umgerechnet aus der Abschätzung für 5 rem/Generation
- f) Verdoppelungsdosis 100 rad

von 5 bzw. 1 rem/ Generation in der ersten Generation auftreten würde. Von Sankaranarayanan /SANKARANARAYANAN, K. (1976b)/ wurde zudem noch die Erhöhung der Mutationsrate nach Erreichen des Gleichgewichtes nach mehreren Generationen bei fortwährender Bestrahlung berechnet. Die Unsicherheiten in dieser Tabelle liegen einmal in der ungenügenden Kenntnis der Häufigkeit der autosomalen Punktmutationen und der der multifaktoriellen Störungen, die den größten Anteil der Erbkrankheiten stellen. Vor allem ist hier unbekannt, welche Bedeutung eine fehlerhafte Erbanlage (Mutation) am Zustandekommen der Krankheit hat und wie entscheidend andere Umwelteinflüsse sind ⁺⁾ .

Vergleicht man schließlich die strahlenbedingten möglichen Mutationen mit den spontanen, so wird deutlich, daß sie nur einen kleinen Bruchteil davon ausmachen. Vorerst besteht somit keine Möglichkeit, im Rahmen der zulässigen Maximaldosen die Existenz dieser genetischen Strahlenschäden zu erkennen, wenn sie auch auf Grund von Tierversuchen voraussehbar sind. Ferner sollte man auch berücksichtigen, daß die Bevölkerung der Bundesrepublik Deutschland bereits durch die medizinische Strahlenanwendung einer Belastung von mehr als 50 mrem/Jahr ausgesetzt ist, und das ungefähr seit einer Generation. Es ist deshalb wichtig, daß die künftige Forschung Wege findet, diese Abschätzungen des genetischen Strahlenrisikos noch sicherer zu machen, um seine Bedeutung für spätere Generationen beurteilen zu können.

+) vgl. /SANKARANARAYANAN, K. (1976b)/ in Tab. 6.17

Literatur zu Kapitel 6:

ABRAHAMSON, S., BENDER, M.A., CONGER, A.D., WOLFF, S.

Uniformity of Radiation-Induced Mutation Rates Among
Different Species
Nature 245 (1973), S. 460-462

ARNDT, D., OTT, R., GENSICKE, F., NAUMANN, M.

Examinations of Working Places and Workers Exposed to
Pm-147 in Dial Painting
in: IAEA (ed.), Diagnosis and Treatment of Incorporated Radio-
nuclides
Wien 1976, S. 579-597

AURAND, K.

Natürliche und künstliche radioaktive Stoffe in
der Biosphäre
in: K.H. Lindackers, K. Aurand, O. Hug, u.a. (Hrsg.)
"Kernenergie: Nutzen und Risiko"
Stuttgart 1970

AURAND, K., GANS, I., RÜHLE, H.

Vorkommen natürlicher Radionuklide im Wasser
in: K. Aurand, u.a. (Hrsg.)
"Die natürliche Strahlenbelastung des Menschen"
Stuttgart 1974

BAIR, W.J., BALLOU, J.E., PARK, J.F., SANDERS, C.L.

Plutonium in Soft Tissues with Emphasis on the Respiratory Tract
in: M.C. Hodge, J.N. Stannard, J.B. Hirsch (Hrsg.)
Handbuch der experimentellen Pharmakologie XXXVI, S. 503
Heidelberg 1973

BAIR, W.J., THOMPSON, R.C.

Plutonium: Biomedical Research
Science 183 (1974), S. 715

BAIR, W.J., THOMAS, J.M.

Prediction of the Health Effects of Inhaled Transuranium
Elements from Animal Data
in: IAEA (ed.), Transuranium Nuclides in the Environment, Symp. in
San Francisco (1975), S. 569
Wien 1976

BEIR-REPORT

The Effects on Populations of Exposure to Low Levels of Ionizing Radiation. Report of the Advisory Committee on the Biological Effects of Ionizing Radiations. Division of Medical Sciences. National Academy of Sciences, National Research Council

Washington, D.C., 1972 (reprinted 1974)

BENJAMIN, S.A., BROOKS, A.L., McClellan, R.O.

The Biological Effectiveness of Pu-239, Ce-144 and Sr-90 Citrate in Producing Chromosome Damage, Bone-Related Tumors, Liver Tumors and Life Shortening in the Chinese Hamster in: IAEA (ed.), Biological and Environmental Effects of Low-Level Radiation, Vol. II., S. 143, Wien 1976

BMI (Bundesministerium des Innern)

Umweltplanung, Materialien zum Umweltprogramm der Bundesregierung

Schriftenreihe des Bundesministeriums des Innern, Band 1
Stuttgart 1971

BMI (Bundesministerium des Innern)

Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung
Jahresbericht 1974

BMI (Bundesministeriums des Innern)

Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung
Jahresbericht 1975

BONKA, H.

Die natürliche Strahlenbelastung in der Bundesrepublik Deutschland

in: W. Feldt (Hrsg.), "Strahlenschutz und Umweltschutz"
Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz e.V.
Helgoland 1974 (1974a)

BONKA, H.

Die ortsabhängige mittlere natürliche Strahlenbelastung der Bevölkerung in der Bundesrepublik Deutschland
Atomkernenergie 23 (1974), S. 137-150 (1974b)

BONKA, H.

Strahlenbelastung in der Bundesrepublik Deutschland
Das Natürliche Risiko
Bild der Wissenschaft 6 (1975), S. 40

BREIT, A., HINZ, G.

Wertigkeit der Untersuchungen mit radioaktiven Stoffen und
Röntgenstrahlen und deren Aussagefähigkeit, insbesondere
in Bezug auf Strahlenexpositionen
in: H. Gremmel et al. (Hrsg.), Risiko der Gefährdung
durch die Strahlenexposition in der Medizin
Stuttgart 1976

BREWEN, J.G., LUIPPOLD, H.E.

Radiation-Induced Human Chromosome Aberrations:
in Vitro Dose Rate Studies
Mutation Res. 12 (1971), S. 305-314

BUNDESGESETZBLATT

Verordnung über den Schutz vor Schäden durch
ionisierende Strahlen
20.10.1976, Nr. 125, S. 2905

CLEMENGER, J.F.P., SCOTT, D.

A Comparison of Chromosome Aberration Yields in Rabbit
Blood Lymphocytes Irradiated in Vitro and in Vivo
Int. J. Radiat. Biol. 24 (1973), S. 487-496

COX, R., MASSON, W.K.

X-Ray Induced Mutation to 6-Thioguanine Resistance in
Cultured Human Diploid Fibroblasts
Mutation Res. 37 (1976), S. 125-136

DERTINGER, H., LÜCKE-HUHLE, C., SCHLAG, H., WEIBEZAHN, K.F.

Negative N-Mesonen: eine aussichtsreiche Strahlung für
die Krebstherapie
Kernforschungszentrum Karlsruhe, KFK-Nachrichten, 8. Jhg.
Heft 1
Karlsruhe 1976

DEUTSCHER BUNDESTAG

Bericht der Bundesregierung über "Umweltradioaktivität durch Strahlenbelastung im Jahre 1975"
 8. Wahlperiode, Drucksache 8/311 vom 22.4.1977
 abgedruckt in: Umwelt 56, 8.6.1977

DOLPHIN, G.W.

Review of Some Problems and Recent Research Work
 Associated with the Use of Chelating Agents for the
 Removal of Incorporated Radionuclides from Humans
 in: IAEA (ed.), Diagnosis and Treatment of Incorporated
 Radionuclides
 Wien 1976, S. 403

DOLPHIN, G.W., MARLEY, W.G.

Risk Evaluation in Relation to the Protection
 of the Public in the Event of Accidents at Nuclear
 Installations
 in: IAEA (ed.), Environmental Contamination by Radioactive
 Materials
 Wien 1969, S. 241

EHLING, U.H.

Mutagenicity Testing and Risk Estimation with Mammals
 Mutation Res. 41 (1976), S. 113-122

FABRIES, M., DELPOUX, M.

Genetic effects of low and very low chronic
 doses of gamma-irradiation on the a_1^+/a_1 a_2^+/a_2 system of tobacco
 Mutation Res. 49 (1978), S. 377-382

FACHVERBAND FÜR STRAHLENSCHUTZ

Die Strahlenbelastung der Bevölkerung durch medizinisch-
 diagnostische Verwendung ionisierender Strahlen
 7. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz
 Bern 1973, S. 263 ff

FAHRIG, R.

A Mammalian Spot Test: Induction of Genetic Alterations
 in Pigment Cells of Mouse Embryos with X-Rays and
 Chemical Mutagens
 Mol. Gen. Genetics 138 (1975), S. 309-314

FRIGERIO, N.A., STOWE, R.S.

Carcinogenic and Genetic Hazards from Background Radiation
in: IAEA, WHO (eds.), "Biological and Environmental Effects of
Low-Level Radiation"
Chicago 1975, Vol. II, S. 385

FRITZ-NIGGLI, H.

Strahlenbiologie - Grundlagen und Ergebnisse
Stuttgart 1959

FUCHS, G.

On the Problems of Radiation Hazard of Radium
Watch Dials
Radiol. Austriaca 12 (1961), S. 153

GEORGE, K.P., SUNDARAM, K., MUSTRY, K.B., AYENGAR, A.R.

Investigations on Human Populations Residing in High Background
Radiation Areas of Kerala and Adjoining Regions
in: IAEA, WHO (eds.), "Biological and Environmental Effects of
Low-Level Radiation"
Chicago 1975, Vol. II, S. 325

GRAUL, E.H., RÜTHER, W.

Kosmische Strahlung an biologischen Objekten getestet
Deutsches Ärzteblatt 70 (1973), S. 125-127

HALM, A.W.

Risk Benefit Discrepancies in Radiodiagnostic Medicine
4. International IRPA Congress
Paris 1977

HERBST, W., HÜBNER, G.

Untersuchungen über die durchdringende äußere Umgebungsstrahlung
Atomkernenergie 6 (1961), S. 75-81

HERMAN, M.

Background Radiation, Appendix I of the Report on
"Public Health Risks of Thermal Power Plants"
UCLA-ENG-7242
Los Angeles 1972

HOEFFKEN, W., HEUSS, K.

Gibt es wirklich ein Strahlenrisiko durch Mammographie?
Deutsches Ärzteblatt (Jan. 1977), Heft 3, S. 151

HOLTZMANN, R.B.

Comments on "Estimate of Natural Internal Radiation
Dose to Man"
Health Physics 32 (1977), S. 324-325

ICRP (International Commission on Radiological Protection)

ICRP Lung Model
Health Physics 12 (1966), S. 173

ICRP (International Commission on Radiological Protection)

The Metabolism of Compounds of Plutonium and Actinides
IRCP Publication 19, Oxford 1972

ICRP (International Commission on Radiological Protection)

The Evaluation of Risks from Radiation
ICRP Publication 8, Oxford 1966
Deutsche Übersetzung: Abschätzung der Strahlenrisiken
Stuttgart - New York 1977

ICRP (International Commission on Radiological Protection)

Recommendations of the International Commission on Radiological
Protection
ICRP Publication 26, Oxford 1977

JACOBI, W.

Beziehungen zwischen der Strahlendosis und dem somatischen
Strahlenrisiko.
Atomwirtschaft, Juni 1974, S. 278

KATO, H.

Early Genetic Surveys and Mortality
in: A Review of Thirty Years Study of Hiroshima and Nagasaki
Atomic Bomb Survivors
J. Radiat. Res. 16. Supplement (1975), S. 67-74

KAUL, A., OEFF, ROEDLER, H.D., VOGELANG

Die Strahlenbelastung von Patienten bei der nuklearmedizi-
nischen Anwendung offener radioaktiver Stoffe
Informationsdienst für Nuklearmedizin, Klinikum Steglitz
Berlin 1973

KAUL, A., ROEDLER, H.D.

Das Risiko der Gefährdung bei der Anwendung radioaktiver
Stoffe zu diagnostischen Zwecken
in: H. Gremmel u.a. (Hrsg.), "Risiko der Gefährdung durch die
Strahlenexposition in der Medizin"
Stuttgart 1976

KELLER, G., SCHMIER, H., SEELENTAG, W.

Externe Exposition durch terrestrische Strahlung in Gebäuden
in: K. Aurand u.a. (Hrsg.), "Die natürliche Strahlenbelastung
des Menschen"
Stuttgart 1974

KfK (Kernforschungszentrum Karlsruhe)

Bericht über die Tätigkeit der Institute und Abteilungen, hier:
Bericht über die Arbeiten des Laboratoriums für Isotopen-
technik im Jahre 1976, KfK-Bericht 2450, 1977

KOELZER, W.

Auswirkungen radioaktiver Emissionen von Kernkraftwerken
auf die Umgebung
DAtF-Sonderdruck S 8, 2. Auflage
Bonn 1975

KOSSEL, F.

Das Risiko der Gefährdung bei der Anwendung ionisierender
Strahlen und radioaktiver Stoffe für beruflich strahlen-
beschäftigte Personen
in: H. Gremmel u.a. (Hrsg.), "Risiko der Gefährdung durch die
Strahlenexposition in der Medizin"
Stuttgart 1976

LANGHAM, W., ANDERSON, E.C.

Entry of Radioactive Fallout into the Biosphere and Man
Bulletin of the Swiss Academy of Medical Sciences
Vol. 14 (1958), S. 434-478

LENZ, W.

Medizinische Genetik
Stuttgart 1976, (3. Auflage)

LINDELL, B.

Professional Responsibilities of the Health Physicist
in Relation to the Medical Profession
Health Physics 20 (1971) 5, S. 475

MANCUSO, T., SANDERS, B.S., BRODSKLY, A.

Study of the Lifetime Health and Mortality Experience
of Employees of AEC Contractors
Proceedings of the 6th Annual Health Physics Topical
Symposium, Vol. III
Richland, Wa. 1971

MANCUSO, T., STEWART, A., KNEALE, E.

Radiation Exposures of Hanford Workers Dying from Cancer and
Other Causes
Health Physics 33 (1977), S. 369

MAYS, C.W.

Estimated Risk from Pu-239 to Human Bone, Liver and Lung
in: IAEA (ed.), Biological and Environmental Effects of Low-Level
Radiation, Vol II,
Wien 1976, S. 373

MAYS, C.W., LLOYD, R.D.

Bone Sarcoma Risk from Sr-90
in: USAEC (ed.), Biomedical Implications of Radiostrontium Exposure
AEC Symp. Series 25 (1972), S. 352

MAYS, C.W., LLOYD, R.D., MARSHALL, J.H.

Malignancy Risk to Humans from Total Body- γ -Ray
Irradiation
Proc. III. Int. IRPA Congress, S. 417
Washington, D.C., 1973

MAYS, C.W., SPIESS, H., TAYLOR, G.N., LLOYD, R.D.

JEE, W.S.S., McFARLAND, S., TAYSUM, D.H., BRAMMER, T.W., POLLARD, T.A.
Estimated Risk to Human From Plutonium
in: W.S.S. Jee (Hrsg.), The Health Effects of Plutonium and Radium
Salt Lake City 1976, S. 343

McCLELLAN, R.O., BENJAMIN, S.S., BOECKER, B.B.

HAHN, F.F., HOBBS, C.H., JONES, R.K., LUNDGREN, D.L.

Influence of Variations in Dose Rates on Biological
Effects of Inhaled-Emitting Radionuclides
in: IAEA (ed.), Biological and Environmental Effects of Low-
Level Radiation, Vol. II,
Wien 1976, S. 143

MORGAN, K.Z.

Possible Consequences of Excessive Medical Exposure
in the United States
in: Fachverband für Strahlenschutz (Hrsg.)
"Die Strahlenbelastung der Bevölkerung durch medizinisch-
diagnostische Verwendung ionisierender Strahlen"
7. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz
Bern 1973

MUTH, H.

Bilanz der externen und internen natürlichen Strahlenexposition
in: K. Aurand u.a. (Hrsg.), "Die natürliche Strahlenbelastung
des Menschen"
Stuttgart 1974

NAS (National Academy of Sciences)

Radionuclides in Foods
Committee on Food Protection, Food and Nutrition Board
Washington, D.C., 1973

NCRP REPORT (National Council on Radiation Protection and Measurement)

National Background in the United States
No. 45, 1975

NEHER, H.W.

Cosmic Ray Particles that Changed from 1954 to 1958 to 1965
J. Geophys. Res. 72 (1967), S. 1527-1539

NUCLEAR ENERGY POLICY STUDY GROUP

Nuclear Power, Issues and Choices
Massachusetts 1977

PETERSON, K.R.

Tracking the debris cloud from a Chinese nuclear test
in: R.W. Selden, Energy and technology review
Cal. Univ. Livermore USA
Lawrence Livermore Lab., URCL52000-77-4, 1977

PETERSON, N., SAMUELS, L., LUCKS, H., ABRAHAMS, S.

An Epidemiological Approach to Low Level Radium-226 Exposure
Public Health Report 81 (1966), S. 805

RAGAN, H.A., HACKETT, P.L., McCLANAHAN, B.J., CLARKE, W.J.

Pathologic Effects of Chronic Sr-90 Ingestion in
Miniature Swine
in: L.T. Harmison (ed.), Research Animals in Medicine
DHEW Publ. No. (NIH) 72-333. GPO
Washington, D.C., 1974, S. 919

RAHM, G.

Berufsbedingte Strahlenschäden in Nordrhein-Westfalen in den
Jahren 1965-1967
Arbeitsmedizin - Sozialmedizin - Arbeitshygiene, 1 (1969), S.12-14

RAHM, G.

Strahlenunfälle in Nordrhein-Westfalen in den Jahren 1953-1959
in: H. Braun u.a. (Hrsg.)
"Der Strahlenunfall und seine Behandlung"
Stuttgart 1971

RENFER, H.R., HENGELHAUPT, M.

Strahlenpegel und Tumorfrequenz in der Schweiz
in: Fachverband für Strahlenschutz (Hrsg.)
"Die Strahlenbelastung der Bevölkerung durch medizinisch-
diagnostische Verwendung ionisierender Strahlen"
7. Jahrestagung des Fachverbandes Strahlenschutz
Bern 1973

ROWLAND, R.E., FAILLA, P.M., KEANE, A.T.

Tumor Incidence for the Radium Patients
Radiological Physics Division, Annual Report
Argonne National Laboratory, ANL 7860 (1971)

SANKARANARAYANAN, K.

Evaluation and Re-Evaluation of Genetic Radiation Hazards
in Man. II. The Arm Number Hypothesis and the Induction of
Reciprocal Translocations in Man
Mutation Res. 35 (1976), S. 371-386 (1976a)

SANKARANARAYANAN, K.

Evaluation and Re-Evaluation of Genetic Radiation Hazards
in Man. III. Other Relevant Data and Risk Assessment
Mutation Res. 35 (1976), S. 387-414 (1976b)

SATTLER, E.L., STAHLHOFEN, W.

Vorkommen natürlicher Radionuklide in Nahrungs- und Genußmitteln
in: K. Aurand u.a. (Hrsg.), "Die natürliche Strahlenbelastung
des Menschen"
Stuttgart 1974

SCHAEFER, H.J.

Das Höhenprofil der kosmischen Strahlung
in: K. Aurand u.a. (Hrsg.), "Die natürliche Strahlenbelastung
des Menschen"
Stuttgart 1974

SCHALET, A.P., SANKARANARAYANAN, K.

Evaluation and Re-Evaluation of Genetic Radiation Hazards
in Man. I. Interspecific Comparison of Estimates of Mutation Rates
Mutation Res. 35 (1976), S. 341-370

SCHINZ, H., u.a. (Hrsg.)

Strahlenbiologie, Strahlentherapie, Nuklearmedizin und
Krebsforschung 1952-1958
Stuttgart 1959

SEARLE, A.G., BEECHEY, C.V., GREEN, D., HUMPHREYS, E.R.

Cytogenetic Effects of Protracted Exposures to Alpha-Particles
from Plutonium-239 and to Gamma-Rays from Cobalt-60 Compared
in Male Mice
Mutation Res. 41 (1976), S. 297-310

SEELENTAG, W., SCHMIER, H.

Die natürliche und künstliche Strahlenbelastung des Menschen
Der Radiologe, 6 (1966) 8, S. 303-310

SEIDEL, A.

Verhalten und Wirkung von Transuranelementen im Säugetierorganismus
Chemiker-Zeitung 99 (1975), S. 370

SEIDEL, A.

Verhalten kerntechnischer Schadstoffe im Organismus
Chemiker-Zeitung 101 (1977), S. 248

SELBY, P.B., SELBY, P.

Gamma-Ray-Induced Dominant Mutations that Cause Skeletal Abnormalities in Mice. I. Plan, Summary of Results and Discussion
Mutation Res. 43 (1977), S. 357-375

SPIERS, F.W., ZANELLI, G.D., DARLEY, P.J., WHITWELL, J.R.

Beta-Particle Dose Rates in Human and Animal Bone
in: US AEC (ed.), Biomedical Implications of Radiostrontium Exposures
AEC Sympos. Series 25 (1972), S. 130, Techn. Inf. Centr., Oak Ridge

SPITTEL, K.

Strahlengefährdung beim Tragen von Uhrenzifferblättern mit promethiumhaltiger Leuchtfarbe
Arbeitsschutz 1, Januar 1974, S. 10

STEVENSON, A.G.

The Load of Hereditary Defects in Human Populations
Rad. Res. Suppl. 1 (1959), S. 306-325

TAYLOR, G.N., JEE, W.S.S., WILLIAMS, J.L., SHABESTARI, L.

Hepatic Changes induced by Pu-239
in: B.S. Stover, W.S.S. Jee (eds.), Radiobiology of Plutonium
Salt Lake City 1972, S. 105

TRAUT, H.

Genetische Fragen des Strahlenschutzes
Atomkernenergie 28 (1976), S. 23-27

TRAUT, H.

Molecular Aspects of Mutagenesis Due to Ionizing Radiation
in: J. Hüttermann, R. Teoule, W. Köhnlein (eds.)
" Effects of Ionizing Radiation on DNA"
(Physical, Chemical and Biological Aspects)
Berlin - Heidelberg - New York 1977

TRIMBLE, B.K., DOUGHTY, J.H.

The Amount of Hereditary Disease in Human Populations
Ann. Hum. Genet. 38 (1974), S. 199-223

UN (UNITED NATIONS)

Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects
of Atomic Radiations (UNSCEAR)
13th Session, Suppl. No. 17, A/3838
New York 1958

UN (UNITED NATIONS)

Report of the United Nations Scientific Committee on the
Effects of Atomic Radiations (UNSCEAR), Official Records
17th Session, Suppl. No. 16, A/5216
New York 1962

UN (UNITED NATIONS)

Report of the United Nations Scientific Committee on the
Effects of Atomic Radiations (UNSCEAR), Official Records
21st Session, Suppl. No. 14, A/6314
New York 1966

UN (UNITED NATIONS)

Report of the United Nations Scientific Committee on the
Effects of Atomic Radiations (UNSCEAR), Official Records
27th Session, Suppl. No. 25, A/8725
New York 1972

UN (UNITED NATIONS)

United Nations Scientific Committee on the Effects
of Atomic Radiations (UNSCEAR), Official Records, 32th Session,
Suppl. No. 40, A/32/40
New York 1977

UPTON, A.C.

Radiobiological Effects of Low Doses. Implications for Radiological
Protection
Radiat. Res. 71 (1977), S. 51

USNRC (United States Nuclear Regulatory Commission)

Reactor Safety Study

An Assessment of Accident Risks in U.S. Commercial
Nuclear Power Plants (Wash 1400)

Washington, D.C., 1975

7. Abwärme aus energieerzeugenden Anlagen

7.1 Definition von Abwärme

Jegliche infolge menschlicher Aktivität an die Umgebung abgeführte Wärme wird als Abwärme bezeichnet. Man unterscheidet zwischen primärer und sekundärer Abwärme. Bei der Umwandlung von Primärenergie in Sekundärenergie oder in Nutzenergie treten Verluste in Form von Wärme auf. Diese bezeichnet man als primäre Abwärme. Beispiele dafür sind die Kondensatorabwärme eines Wärmekraftwerks oder die Schornsteinabwärme eines Heizungskessels. Die Energie, die nach einer Nutzung in Form von Wärme an die Umgebung abgegeben wird, bezeichnet man als sekundäre Abwärme. Ein Beispiel dafür ist die Raumheizungswärme, die letztlich durch die Wände, Fenster usw. an die Umgebung verlorengeht. Primäre Abwärme tritt im wesentlichen im Umwandlungssektor auf, wo Primärenergie in Sekundärenergie umgewandelt wird (Kraftwerke, Raffinerien u.a.). Sekundäre Abwärme tritt in der Hauptsache im Endenergieverbrauch auf. Vernachlässigt man die in Produkten gebundenen Energien und bezieht man sich auf die oberen Heizwerte der fossilen Energieträger, so gilt die Gleichung:

gesamte eingesetzte Primärenergie = insgesamt emittierte Abwärme.

Abwärme wird in Form von Wärmestrahlung, Warmluft (fühlbare Wärme), Wasserdampf (latente Wärme) oder Warmwasser abgegeben. Warmes Abwasser stellt nur einen Zwischenschritt dar auf dem Weg der Abwärme vom energetischen Prozeß zur Atmosphäre. Letztendliche Abwärmesenke ist der Weltraum.

Abb. 7.1 zeigt die Abwärmebilanz der Bundesrepublik Deutschland für das Jahr 1985. Die Abwärme aus Wärmekraftwerken stellt darin nur etwa 23 % der gesamten Abwärme dar. Der Anteil der Kernkraftwerke beträgt 8 % /PRESSE- UND INFORMATIONSSAMT DER BUNDESREGIERUNG (1977)/. Die entsprechenden Zahlen für 1973 liegen bei 19 % und 1 % /VDEW (1975)/. Daß diesen 23 % der gesamten Abwärmeemission besondere Bedeutung zukommt, liegt an ihrer Konzentration. Kraftwerke geben ihre Abwärme punktuell z.B. in Form von Warmwasser durch ein Auslaßbauwerk oder in Form von Wasserdampf über einen Naßkühlturm ab. Die Emissionen in den Verbrauchersektoren sind dagegen flächenmäßig weit verteilt.

Tab. 7.1 zeigt im Vergleich die jährlichen Abwärmeemissionen verschiedener Emittenten und die entsprechenden Abwärmedichten.

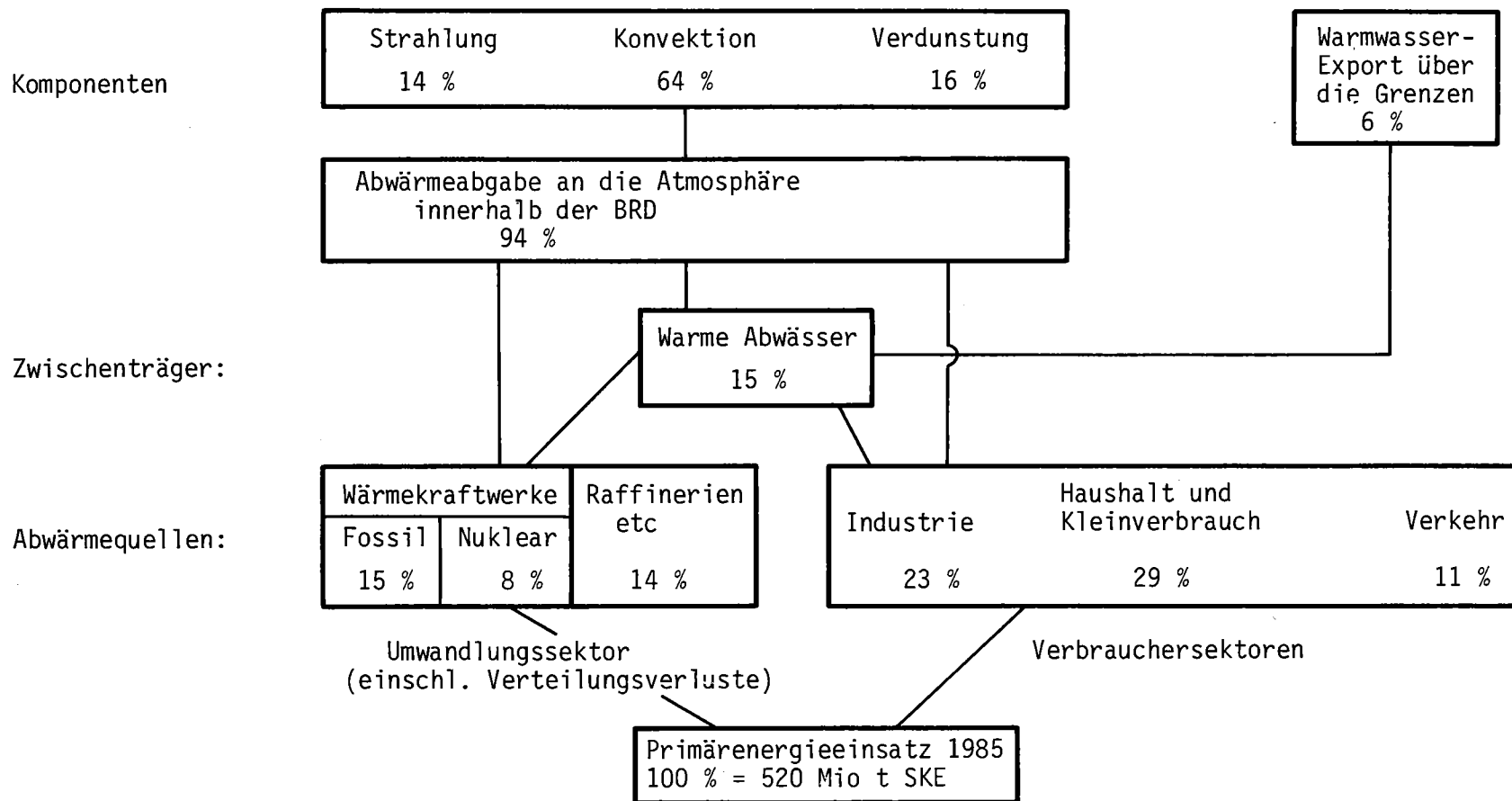


Abbildung 7.1: Abwärmebilanz der Bundesrepublik Deutschland 1985, basierend auf Energiedaten aus /PRESSE- UND INFORMATIONSAMT DER BUNDESREGIERUNG (1977)/. Für die fossilen Brennstoffe wurden die oberen Heizwerte verwendet.

Tabelle 7.1

Emittent	Jährliche Abwärmeabgabe /10 ³ t SKE/a/	Typische Fläche /m ² /	Typische Leistungsdichte /W/m ² /
Kühlturm eines KKW mit 1000 MW _e	1800	20 000	84 000
Raffinerie (Prozeßanlagen) mit Jahresdurchsatz von ca. 7 Mio t Rohöl/a	430	80 000	5 000
Zementfabrik mit Jahresproduktion 800 000 t Zement/a	48	80 000	600
Abschnitt des Oberrheins von 1 km Länge bei 1 K Erwärmung über die Gleichgewichtstemperatur	5	200 000	23
Autobahnabschnitt von 1 km Länge bei einer durchschnittl. täglichen Verkehrsmenge von ca. 25000 PKW und 7000 LKW	2,5	50 000	46
Stadtviertel im Zentrum einer Großstadt	32	1 000 000	30

7.2 Abwärme aus Wärmekraftwerken - Entstehung und Abfuhr

In Wärmekraftwerken wird Wärmeenergie, die aus der Verbrennung fossiler Brennstoffe oder aus Kernreaktionen stammt, zuerst in mechanische Energie und schließlich in Generatoren in elektrische Energie umgewandelt. Abwärme entsteht in erster Linie bei der Wandlung von Wärmeenergie in mechanische Energie.

Die Güte eines Energiewandlungsprozesses wird durch den Wirkungsgrad η beschrieben

$$\eta = \frac{\text{erzeugte Energie der Form 2}}{\text{eingesetzte Energie der Form 1}}$$

Der Wandlung von Wärmeenergie in mechanische Energie im Wärmekraftwerk liegt ein thermodynamischer Kreisprozeß zugrunde. Einem Wärmeträger wie z.B. Wasser wird Wärmeenergie auf der oberen Prozeßtemperatur T_o übertragen. Dem entstehenden Dampf wird ein Teil dieser Energie in der Turbine entzogen und in mechanische Energie umgewandelt. Der Rest muß über Wärmetauscher (Kondensatoren) auf dem unteren Temperaturniveau T_u als Abwärme an die Umgebung abgegeben werden. Der bei idealer Prozeßführung in einem Kreisprozeß maximal erreichbare Wirkungsgrad η_c ist aufgrund des zweiten Hauptsatzes der Thermodynamik gegeben durch

$$(7.1.) \quad \eta_c = 1 - \frac{T_u + 273}{T_o + 273} \quad (T_u \text{ und } T_o \text{ in } ^\circ\text{C})$$

Der im Dampfturbinenprozeß tatsächlich erreichbare thermische Wirkungsgrad ist um einen Faktor von rund 1,5 geringer.

Neben der Kondensationsabwärme existieren weitere Verluste, die den Gesamtwirkungsgrad η_G

$$\eta_G = \frac{\text{abgegebene elektrische Energie}}{\text{eingesetzte Brennstoffenergie}}$$

des Kraftwerks vermindern. Z.B. geht bei konventionellen Kraftwerken Wärme über den Kamin und die Schlacke verloren. Auch die Wandlung von mechanischer

in elektrische Energie hat einen Wirkungsgrad kleiner als 1. Abb 7.2 zeigt die Abwärmeströme eines LWR-Kernkraftwerks und eines ölbefeuerten Kraftwerkes. Für denselben Betrag an elektrischer Energie wird im LWR-Kernkraftwerk 1,6 mal soviel Abwärme an das Kondensatorkühlwasser abgegeben wie beim Fossil-Kraftwerk. In Tab. 7.2 sind die Gesamtwirkungsgrade verschiedener Kraftwerkstypen zusammengefaßt.

Aus Formel (7.1.) folgt, daß η_c umso größer ist, je höher die obere Prozeßtemperatur T_o und je tiefer die untere Prozeßtemperatur T_u ist. T_o kann aus materialtechnischen Gründen nicht beliebig erhöht werden. In konventionellen Kraftwerken erreicht man Temperaturen T_o von etwas über 500 °C. In LWR-Kernkraftwerken werden aus Sicherheitsgründen nur Temperaturen um die 300 °C realisiert. So erklärt sich deren vergleichsweise geringer Wirkungsgrad. Die untere Prozeßtemperatur ist nach unten beschränkt durch die Temperatur des Kondensatorkühlmittels. Diese hängt von der Art des Kühlsystems ab. Als Kühlsysteme können eingesetzt werden:

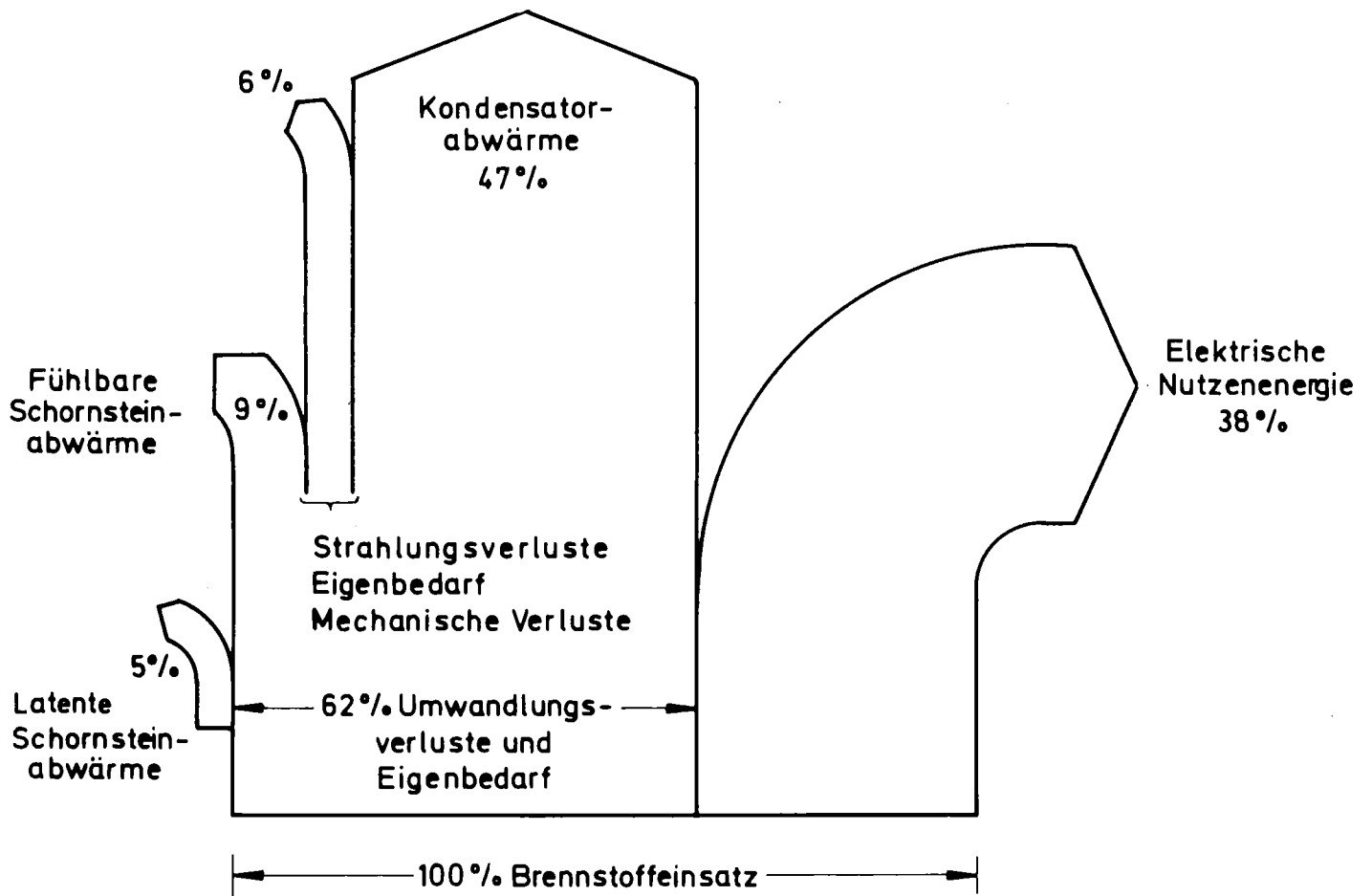
- Durchlaufkühlung
- Nasse Rückkühlung
- Hybridkühlung
- Trockene Rückkühlung im indirekten oder direkten Kondensationsverfahren.

Die Rückkühlanlagen können als Ventilator- oder Naturzugkühltürme ausgeführt sein.

Sowohl vom erreichten T_u als auch von den Kosten her ist die Frischwasserkühlung die günstigste Kühlart. Wirtschaftlichkeit und Effizienz der übrigen Kühlverfahren sinken in der Reihenfolge der Aufzählung.

Für ein 1000 MWe-LWR-Kernkraftwerk mit einer typischen Aufwärmespanne von 10 K im Kondensator werden bei Frischwasserkühlung ca. 50 m³/s an Kühlwasser benötigt. Der mittlere Abfluß des Neckar am Pegel Rockenau beträgt im Vergleich dazu 125 m³/s. Die durch das Kühlwasser abgeführte Wärmeleistung von rund 2000 MW (500 Mca/s) reicht aus, um den Neckar bei mittlerer

a) Energieflußdiagramm eines konventionellen Wärmekraftwerkes



b) Energieflußdiagramm eines LWR-Kernkraftwerkes

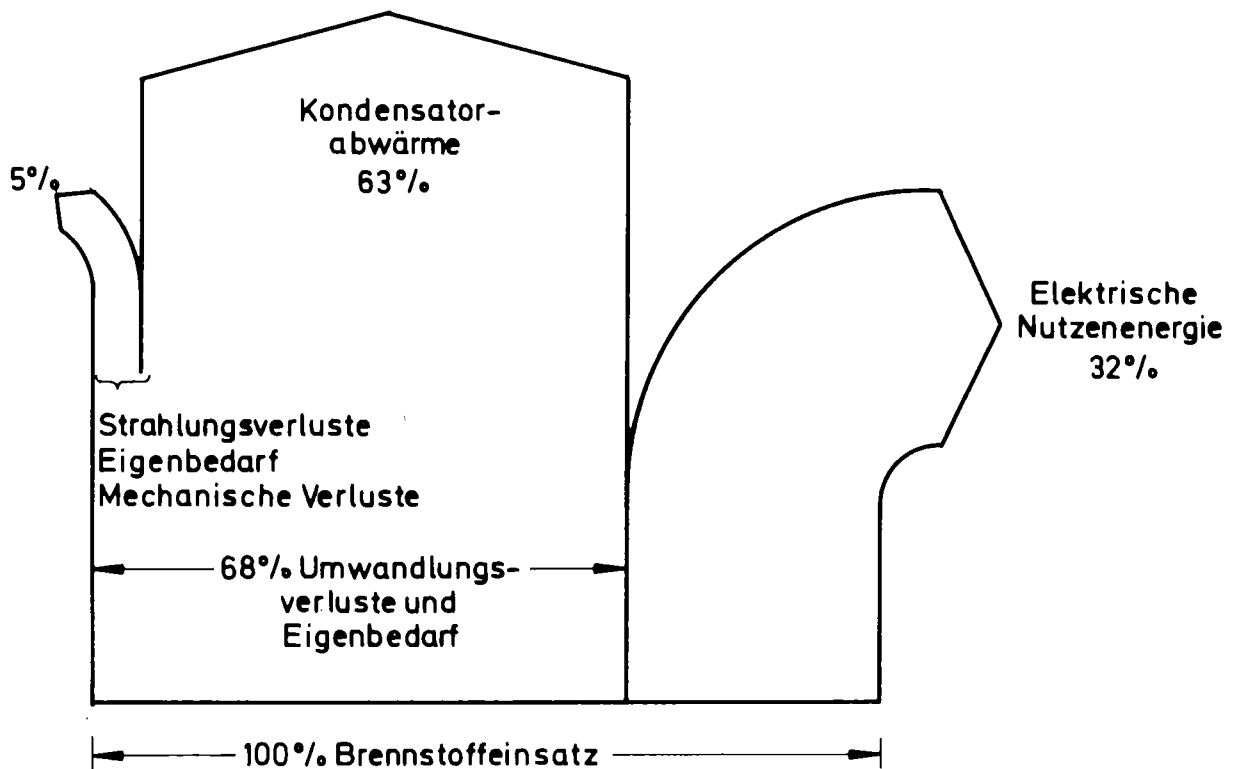


Abbildung 7.2: Energieflußdiagramme

Tabelle 7.2: Charakteristische Wirkungsgrade verschiedener Kraftwerkstypen

Kraftwerkstyp	Kühlung	Gesamtwirkungsgrad in %
ölgefeuertes Kraftwerk	Flußwasser	40
LWR-Kernkraftwerk	Flußwasser	33
HTR-Kernkraftwerk	Trockenkühlturm	40
SBR-Kernkraftwerk	Flußwasser	40
Mittel über alle Wärmekraftwerke der BRD 1973	50 % Frischwasser 50 % Naßkühlung	34

Wasserführung um 4 K zu erwärmen. Naßkühltürme können als Ablaufkühlung oder als Kreislaufkühlung eingesetzt werden. Im ersten Fall wird das Kühlwasser nach einmaligem Durchlaufen des Kühlturms an den Vorfluter abgegeben, im zweiten Fall wird es nach der Kühlung an den Kondensator zurückgeleitet. Im Kreislaufbetrieb betragen die Verdunstungsverluste bei einem 1000 MWe-LWR-Kernkraftwerk ca. $0,8 \text{ m}^3/\text{s}$. Sie müssen durch Zusatzwasser ergänzt werden. Um die Konzentration korrosionsfördernder Salze im Kühlkreislauf nicht auf ein unerwünschtes Maß ansteigen zu lassen, wird kontinuierlich abgeschlämmt. Die Abschlämmwassermenge macht etwa 3 % der umlaufenden Wassermenge aus.

Hybridkühltürme kombinieren Naß- und Trockenkühlung, um Verdunstungsverluste und Schwadenbildung zu verringern. Hybridkühlanlagen der erforderlichen Größe befinden sich noch in der Entwicklung. Dasselbe gilt für Trockenkühltürme. Der derzeit größte Trockenkühlturm der Bundesrepublik Deutschland wurde

in Seilnetzbauweise in Schmehausen erstellt. Er soll 600 MW Abwärme abführen.

Rückkühlanlagen im Kreislaufbetrieb vermindern den Gesamtwirkungsgrad eines Kraftwerkes gegenüber der Frischwasserkühlung in zweierlei Weise. Einerseits wird der elektrische Eigenbedarf durch Pumpen und Ventilatoren erhöht, zum anderen steigt die untere Prozeßtemperatur T_u , was den thermischen Wirkungsgrad vermindert. Bei reiner Naßkühlung sinkt die Nettoerzeugung um etwa 5 % gegenüber Frischwasserkühlung. (Für den Vergleich ist optimale Auslegung auf das jeweilige Kühlsystem vorausgesetzt.) Die theoretische Grenztemperatur, die ein Naßkühlturm bestenfalls erreichen kann, ist die Feuchtkugelttemperatur der Umgebungsluft, während die Kühlgrenze des Trockenkühlturms bei der höher liegenden Lufttemperatur liegt. Deshalb vermindert sich beim Trockenverfahren die Nettoleistung gegenüber der Naßkühlung um weitere 5 %.

Trockenkühltürme eignen sich aus technischen und wirtschaftlichen Gründen besser für Kernkraftwerke mit Hochtemperaturreaktor als für LWR-Kernkraftwerke.

7.3 Umwelteinflüsse

Abwärme aus Wärmekraftwerken wird entweder an ein Gewässer oder direkt an die Atmosphäre abgegeben.

7.3.1 Umwelteinflüsse durch Abwärmeabgabe an ein Gewässer

Die Temperatur eines Gewässers muß immer in Zusammenhang mit seinen übrigen Eigenschaften wie Fließgeschwindigkeit, Tiefe, Verschmutzungsgrad, Algenpopulation u.ä. gesehen werden.

Temperaturerhöhung beschleunigt im allgemeinen die chemischen und biologischen Vorgänge im Gewässer. Insbesondere kann bei verschmutzten Gewässern der Sauerstoffhaushalt beeinträchtigt werden. Die Sauerstoffsättigungskonzentration nimmt mit steigender Temperatur ab. Gleichzeitig nimmt die Rate des mikrobiellen Abbaus organischer Substanzen zu, was eine erhöhte Sauerstoffzehrung bedeutet. Sinkt der Sauerstoffgehalt unter 3 mg/l, so kann es zu Fischsterben und zum sogenannten Umkippen eines Flusses kommen, d.h. aerobe Bakterien werden durch anaerobe Bakterien ersetzt, deren Stoffwechselprodukte Geruchsbelästigung verursachen und bei der Trinkwasserbereitung aus dem Uferfiltrat nur schwer beseitigt werden können. Ähnliches gilt für die Algenpopulation, wo in warmen Gewässern bei entsprechendem Nahrungsangebot Kieselalgen durch Grünalgen und die unerwünschten Blaualgen ersetzt werden. Schließlich sei noch erwähnt, daß mit der Temperatur im allgemeinen die Toxizität wassergetragener Giftstoffe steigt /BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE (1976)/.

Andererseits kann eine leichte Erwärmung in der kalten Jahreszeit durchaus die Wasserqualität vom Standpunkt der Trinkwassergewinnung verbessern /KNÖPP, H. (1977)/.

Genauso differenziert muß der Einfluß der Temperaturerhöhung auf Fische betrachtet werden. Abgesehen von den Salmoniden sind bei ausreichendem Nahrungs- und Sauerstoffangebot und Temperaturen unter 28 °C im allgemeinen keine negativen Auswirkungen auf unsere Süßwasserfische festzustellen. Allerdings können zu hohe Wintertemperaturen die Winterruhe der Fische stören und wegen der dann beschränkten Nahrungsproduktion zum Verhungern führen. Bei Winter- und Frühjahrslaichern kann eine Störung des natürlichen Jahresgangs der Wassertemperatur zu verfrühter Eiablage und Schlüpfen der Brut führen zu einer Zeit, da die notwendigen Glieder der Nahrungskette noch nicht vorhanden sind /KRENKEL, P., PARKER, F. (1969)/.

Es darf schließlich nicht vergessen werden, daß die künstliche Erwärmung von Gewässern zusätzliche Verdunstungsverluste verursacht. Sie reichen dazu

aus, den Abfluß bei Niedrigwasser um einen Betrag im Bereich einiger Prozent der Wasserführung zu verringern +)

7.3.2 Umwelteinflüsse durch Wärmeabgabe an die Atmosphäre

Naßkühltürme belasten in erster Linie die Atmosphäre, durch Abschlämmwasser und Verdunstungsverluste aber auch die Gewässer. Sie geben im Mittel 70 % ihres Wärmeausstoßes in Form von latenter Wärme, d.h. Wasserdampf, ab und verursachen dabei Verdunstungsverluste, die um 60 % höher liegen als bei der Frischwasserkühlung /HOBSCHMANN, W., NESTER, K. (1973)/.

Ein Teil des abgegebenen Wasserdampfes kondensiert schon an der Turmmündung und bildet zusammen mit ausgeworfenen Tröpfchen einen sichtbaren Nebel- schwaden. Die Länge des Schwadens hängt von der Art des Kühlturms, von den Ausbreitungsbedingungen, der Temperatur und den Sättigungsverhältnissen der Umgebungsluft ab. In der Bundesrepublik Deutschland kann man im Jahresmit- tel mit einer sichtbaren Schwadenlänge von 1000 m rechnen. Die Schwankungs- breite ist allerdings sehr groß und reicht von 10 m bis 30 km /ABWÄRMEKOM- MISSION (1976)/.

Die folgenden Aussagen beziehen sich auf große Naßkühltürme einer Leistung von 2000 MWth. Unmittelbare Auswirkung des Schwadens ist eine Beschattung des Erdbodens, die in der unmittelbaren Umgebung des Kühlturms (1 km Um- kreis) im Jahresmittel 3-10 min/d ausmacht /ABWÄRMEKOMMISSION (1976)/. Bei Bodenberührung des sichtbaren Schwadens, die allerdings nur bei niedrigen Zellenkühlern (ventilatorgetriebene Verdunstungskühler kleiner Einheiten- gröÙe) in nennenswertem Maße auftritt, kann Sichtbehinderung bzw. Glatt- eisbildung bei Frost auftreten. Die mittleren Veränderungen von Lufttem-

+) Rhein: 0,7 % von MNQ, Neckar: 7,5 % von MNQ (MNQ = Langjähriges Mittel der jährlichen Abflußminima) /BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE (1976)/.

peratur und relativer Luftfeuchte in Bodennähe liegen bei 0,1 K und 1 % im Jahresmittel, die mittlere Erhöhung des Niederschlags in der Umgebung des Kühlturms liegt bei etwa 1 % /HÜBSCHMANN, W., NESTER, K: (1973)/.

Zum Kühlturmtyp läßt sich sagen, daß die angeführten Auswirkungen bei Naturzugkühltürmen geringer sind als bei Ventilatorkühltürmen. Am schlechtesten schneiden im Hinblick auf die Immission Batterien von Zellenkühlern ab.

Bei der Abschätzung der Auswirkungen von großen Trockenkühltürmen ist man bei den heute benötigten Größenordnungen auf Modellrechnungen angewiesen, da noch keine praktischen Erfahrungen vorliegen. Trockenkühltürme müssen größer sein als Naßkühltürme gleicher Leistung und bilden daher eine größere optische Beeinträchtigung der Landschaft als diese. Da die Ansaugmenge des Trockenkühlturms etwa viermal so groß ist wie beim Naßkühlturm, ist bei ersterem eher eine Beeinflussung der Lokalströmung der Luft zu erwarten als bei letzterem. Die gesamte Wärmeabfuhr beim Trockenkühlturm erfolgt als fühlbare Wärme, d.h. als Warmluft. Deshalb erreicht der Trockenkühlturm einen höheren thermischen Auftrieb als der Naßkühlturm. Er ist damit in größerem Maße als der Naßkühlturm in der Lage, Bodeninversionen und auch Höheninversionen geringer Mächtigkeit zu durchstoßen. Allerdings reichen die anfallenden Leistungen beim Einzelkühlturm nicht aus, um bei austauscharmen Wetterlagen eine Ventilation bedeutsamen Ausmaßes zu verursachen.

Die Auswirkungen einzelner großer Naßkühltürme sind im allgemeinen auf einen Umkreis von 5 km Radius beschränkt. Bei Gebäudehöhen von rund 150 m und Standorten in der Ebene können sie keine meßbare Klimaveränderung bewirken /FORTAK, H. (1975)/.

In der Umgebung zweier Kühltürme mit einer Leistung von je 2500 MWth bei einem Abstand von 10 km sind an Standorten beispielsweise im Alpenvorland mit Sicherheit keine meßbaren Klimaveränderungen zu erwarten. Dagegen beeinflusst die betragsmäßig gleiche Abwärmeleistung von 5000 MWth einer Großstadt wie München durch die bodennahe Emission und flächenmäßige Ausdehnung

von 300 km² ohne Zweifel das Klima der Stadt /SCHAEFER, H. (1971)/. Abb. 7.3 zeigt Kühlturmeinleitungen im Vergleich mit anderen anthropogenen Wärmeemissionen sowie natürlichen Phänomenen in Abhängigkeit von flächenmäßiger Ausdehnung und Wärmeabgabe. Wärmeemissionen, die in den Bereich oberhalb des schraffierten Streifens fallen, dürften mit nicht kalkulierbaren, unerwünschten meteorologischen Effekten verbunden sein. Aus dieser Sicht ist von großen Kraftwerksballungen abzuraten.

7.4 Potential verschiedener Kühlarten

Wegen der in 7.3 aufgeführten Umweltbeeinträchtigungen muß die Abwärmeabgabe an die Umgebung beschränkt werden.

Für die künstliche Erwärmung von Gewässern wurden Grenzwerte sowohl für die Absoluttemperatur als auch für die Aufwärmespanne empfohlen. Sie sind in Tab. 7.3 zusammengestellt.

Das auf der Basis dieser Grenzwerte bestimmte Kühlvermögen der deutschen Gewässer ist aus Tab. 7.4 ersichtlich. Tab. 7.5 zeigt dazu die 1973 bzw. 1985 anfallenden Abwärmeleistungen aus Wärmekraftwerken und industriellen Kühlprozessen. Der Vergleich macht deutlich, daß das Kühlvermögen unserer Binnengewässer schon vor 1985 ausgeschöpft sein wird. Die Kühlmöglichkeiten in küstennahen Seegebieten dürfen nicht überbewertet werden, da Kraftwerke an verbraucherfernen Standorten und überdies bis zu 5 km von der Deichlinie entfernt an Tiefwasserrinnen gebaut werden müßten /BUNDESANSTALT FÜR GEWASSERKUNDE (1976)/.

Der begrenzende Faktor für den Einsatz der nassen Rückkühlung ist im großen Rahmen gesehen der erhöhte Wasserverlust durch Verdunstung. Die Verdunstungsverluste betragen 0,35 m³/s pro GW Abwärme beim Naßkühlturm und 0,2 m³/s je eingeleitetem GW Abwärme bei Frischwasserkühlung. Nimmt man an, daß 1985 das Kühlvermögen der deutschen Binnengewässer voll ausgeschöpft sein wird und für alle darüber hinausgehenden Wärmeableitungen Naßkühltürme

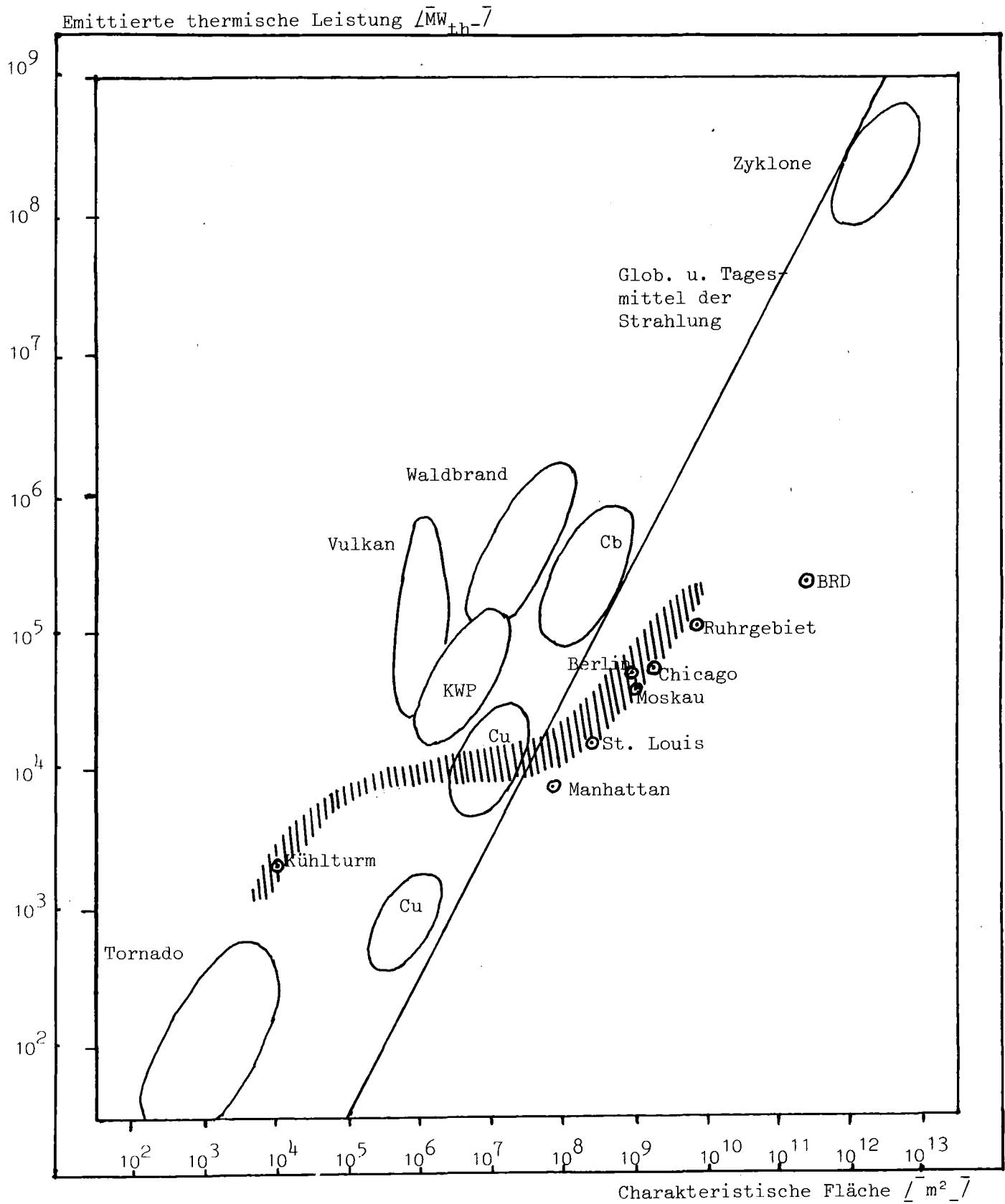


Abbildung 7.3: Energieflußdiagramm natürlicher und anthropogener Wärmequellen nach /FORTAK, H. (1977)/.

KWP = Kraftwerkparke
 Cu bei $10^7 m^2$ = Cumulus humilis
 Cu bei $10^8 - 10^9 m^2$ = Cumulus congestus
 Cb = Cumulonimbus

Tabelle 7.3: Temperaturgrenzwerte /BUNDESTAGSDRUCKSACHE (1972), ARBEITSGEMEINSCHAFT DER LÄNDER (1977)/

	TF_{\max}	ΔTF_{\max}	TE_{\max}	ΔTE_{\max}	ΔTKO_{\max}
Durchlaufkühlung	28 °C	3 K (in Ausnahmefällen 5 K)	30 °C	10 K	-
Ablaufkühlung und Interner Mischbetrieb ⁺)	"	"	30 °C	10 K	15 K
Kreislaufkühlung ⁺⁺⁾)	"	"	33 °C	15 K	-

TF_{\max} maximale Flußtemperatur am Auslaß bei Annahme vollständiger Durchmischung

ΔTF_{\max} maximale Aufwärmung des Flußes gegenüber der natürlichen Temperatur bei Annahme vollständiger Durchmischung

TE_{\max} maximale Wiedereinleitungstemperatur in Rückleitungskanal zum Fluß

ΔTE_{\max} maximale Aufwärmespanne in Rückleitungskanal zum Fluß bezogen auf Temperatur im Entnahmebauwerk

ΔTKO_{\max} maximale Aufwärmespanne im Kondensator bezogen auf Temperatur im Entnahmebauwerk

+) Mischbetrieb zwischen Ablaufkühlung und Kreislaufkühlung

++) Maximal 10 % der gesamten umlaufenden Kühlwassermenge dürfen als Abschlämmwasser in den Fluß zurückgegeben werden.

Tabelle 7.4: Kühlvermögen der Gewässer der Bundesrepublik Deutschland in GW aus /BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE (1976)/.

Sommer:	2 MNQ ⁺)	0,7 MNQ	NQ ⁺⁺) schwachwindig
an die Atmosphäre	40,4	32,3	17,0
über Grenzen	32,2	11,3	6,9
ins Meer	2,7	1,0	0,6
Summe: aus Süßwasser	75,3	44,6	24,5
aus salinen Ästuaren	25,0	25,0	18,0
Gesamt	103,0	69,6	42,5
Winter:	2 MNQ	0,7 MNQ	NQ schwachwindig
an die Atmosphäre	26,3	21,0	11,0
über Grenzen	25,6	9,0	6,6
ins Meer	3,7	1,3	0,8
Summe: aus Süßwasser	55,6	31,3	18,4
aus salinen Ästuaren	17,5	17,5	11,3
Gesamt	73,1	48,8	29,7

+) MNQ langjähriges Mittel der jährlichen Abflußminima

++) NQ Abflußminimum im Beobachtungszeitraum

eingesetzt werden, so gelangen zu diesem Zeitpunkt in der Bundesrepublik Deutschland 55 GW Abwärme in Oberflächengewässer und 50 GW Abwärme über Naßkühltürme an die Atmosphäre. Daraus ergibt sich ein Verdunstungsverlust von insgesamt $29 \text{ m}^3/\text{s}$. Dies sind 2,7 % von MNQ der Bundesrepublik Deutschland. Da die Wasserführung der Flüsse schon ohne diese Verluste für Wasserwirtschaft und Schifffahrt zeitweise zu gering ist, muß in den 80er Jahren zu Hybrid- und Trockenkühlung übergegangen werden.

Lokal kann in Abhängigkeit von den orographischen und meteorologischen Gegebenheiten die Immission eines Naßkühlturms die begrenzende Rolle für dessen Anwendung spielen.

Tabelle 7.5: Jahresmittel der Abwärmeleistungen der Bundesrepublik Deutschland in GW (1973 nach /BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSER-KUNDE (1976)/, 1985 auf der Basis /PRESSE-UND INFORMATIONSMITTEL-AMT DER BUNDESREGIERUNG (1977)/)

	1973:	1985:
Kernkraftwerke	3,5	38
Fossil-Kraftwerke	42,1	53
Industrie-Abwärme in Flüsse	10,0	13,5
Gesamt-Abwärme	55,6	104,5

Abschätzungen wie in Tab. 7.3 können lediglich Anhaltspunkte für eine gesamtwirtschaftliche Planung sein. Lokal werden Grenzen schon wesentlich früher erreicht.

Will man für das einzelne Gewässer bzw. Flußsystem das Einsatzpotential von Durchlaufkühlung und nasser Rückkühlung bestimmen, so ist ein höherer Modellaufwand erforderlich. Denn in Abhängigkeit von der zeitlichen Veränderung von Abfluß und Wetter ändert sich das durch die Belastungsgrenzen definierte Wärmeabfuhrvermögen eines Flusses in einem weiten Bereich. Feste Einleiter können nur in dem Maße zugelassen werden, wie das minimale Wärmeabfuhrvermögen nicht übertroffen wird. Alle weiteren Einleiter müssen variable Einleiter sein, d.h. über alternative Kühleinrichtungen verfügen oder thermisch vom Gewässer getrennt sein. Der Zubau von variablen Einleitern lohnt sich, solange die Einsatzhäufigkeit der Frischwasserkühlung groß genug ist, um ihre zusätzlichen Investitionskosten gegenüber reiner Kreislaufkühlung durch die höhere Stromerzeugung wettzumachen. Wie gut ein Fluß als Kühlwasserressource innerhalb der Belastungsgrenzen genutzt wird, hängt bei fest vorgegebenen Standorten vom Einsatzplan für die alternativen Kühleinrichtungen ab. Man spricht von Kühlregie /KINZELBACH, W. (1976)/.

Anders als bei Frischwasser- und Naßkühlverfahren ist beim Trockenkühlturm in der nahen Zukunft noch keine Grenze der Einsatzfähigkeit abzusehen.

Wo einmal die prinzipielle Grenze für jegliche Wärmeeinleitung an die Atmosphäre liegt, ist heute noch unbekannt. Im globalen Maßstab wird angenommen, daß die Abwärmeleistung nicht größer werden sollte als 1 % der weltweiten Globalstrahlung am Boden. Letztere beträgt rund 50 000 TW. Ihr stehen heutzutage rund 8 TW anthropogener Abwärme gegenüber /FLOHN, H. (1975)/. Das heißt, im globalen Rahmen liegt zwischen der 1 %-Grenze und der heutigen Belastung noch ein Faktor 60. Regional wird die 1 % Marke schon weit überschritten, wie aus Abb. 7.3 zu entnehmen ist. In der Schweiz wie auch in der Bundesrepublik Deutschland sind Studien über die regionale Beeinflussung des Klimas durch Abwärme in Bearbeitung /KfK (1977), EIDGENÖSSISCHE KOMMISSION (1976)/. Fernziel dieser Arbeiten ist die Bestimmung von Grenzwerten für Wärmeeinleitungen an die Atmosphäre in einer Region.

7.5 Möglichkeiten der Abwärmereduktion

Zur Reduktion der Abwärme aus Wärmekraftwerken gibt es grundsätzlich drei Möglichkeiten:

- die Erhöhung des Wirkungsgrads der Stromerzeugung
- die Abwärmenutzung z.B. durch Wärme-Kraft-Kopplung
- die Einschränkung des Stromverbrauchs und damit der Stromerzeugung durch Sparmaßnahmen.

Mit Wirkungsgraden bis zu 42 % sind die modernen fossilgefeuerten Dampfkraftwerke an einem Endpunkt der Entwicklung angelangt. Bei den Kernkraftwerken ist durch fortgeschrittene Reaktortypen wie SBR und HTR der Anschluß an die besten konventionellen Wirkungsgrade möglich. Mit Gasturbinenanlagen, die dem Dampfkraftprozeß vorgeschaltet sind und z.B. mit gasgekühlten Hochtemperaturreaktoren betrieben werden können, kann eine Steigerung des Wirkungsgrades über 45 % erreicht werden. In der ferneren Zukunft sind durch Kombination von Dampfkraft- und Gasturbinenprozeß mit Vorschaltprozessen auf sehr hohem Temperaturniveau (z.B. MHD-Prozeß) Wirkungsgrade von über 50 % zu erwarten /POHL, F. (1971)/.

Voraussetzung zur Realisierung dieser Vorstellungen ist die Lösung der Materialprobleme der Hochtemperaturtechnik. Nimmt man an, daß langfristig eine Steigerung des durchschnittlichen Wirkungsgrads bei der Stromerzeugung von 35 % heutzutage auf 45 % bis zum Jahr 2000 möglich ist, so bedeutet das bei einer jährlichen Wachstumsrate der Stromerzeugung von 6 % keine dauerhafte Entlastung der Umwelt, sondern lediglich einen Zeitgewinn von etwa 7 Jahren.

Das Problem bei der Nutzung der Kondensatorabwärme von reinen Kondensationskraftwerken großer Blockleistung ist, daß kein Verbraucher existiert, der Wärme auf niedrigem Temperaturniveau (25 - 40 °C) in den anfallenden Mengen das ganze Jahr über und 24 Stunden am Tag benötigt. Direkte Nutzung der niedertemperaturigen Kondensatorabwärme in der Pflanzen- und Tierzucht

vermindert die Abwärmemenge am Standort nicht und führt im Vergleich zu Kühltürmen zu höheren Immissionen aufgrund der geringeren Einleitungshöhe.

Eine echte Abwärmereduktion kann durch die sogenannte Kraft-Wärmekopplung bewerkstelligt werden. Dabei wird der Wirkungsgrad der Stromerzeugung verringert mit dem Ziel, die Abwärme auf ein höheres und damit nutzbares Temperaturniveau zu heben. Dies geschieht entweder durch Anzapfung des Turbinendampfes oder direkt durch Erhöhung der Kondensationstemperatur. Zwar wird die Stromerzeugung dadurch verringert, aber der Gesamtwirkungsgrad des kombinierten Heiz-Kraftwerks steigt, da praktisch die gesamte Abwärme nun zu Heizzwecken in Fernwärmenetzen verwendet werden kann.

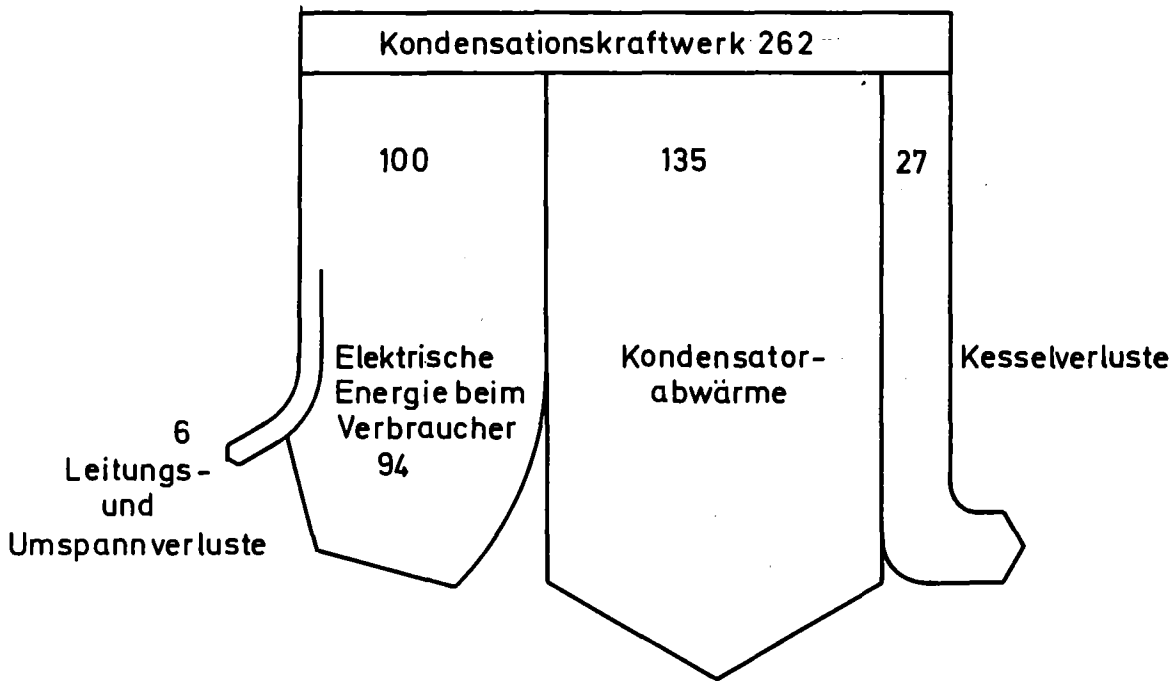
Abb. 7.4 vergleicht die Wärmeflüsse und Wirkungsgrade eines 100 MWe Kondensationskraftwerks und eines Koppelkraftwerks mit derselben elektrischen Leistung. Die offensichtlichen Vorzüge der Kraft-Wärmekopplung im Wirkungsgradvergleich werden auf zweierlei Weise gemindert:

- In der heizungsfreien Zeit muß bei gleichem Strombedarf die Abwärme doch über Kühleinrichtungen ungenutzt abgegeben werden. Eine Reduzierung der Abwärmemenge ist dann nur in dem Maße möglich, wie Bedarf an Warmwasser besteht.
- Ob ein Fernwärmeprojekt unter wirtschaftlichen Bedingungen durchgeführt werden kann, wird unter anderem von der Höhe und Dichte des Wärmebedarfs sowie der Entfernung der Wärmeverbraucher vom Erzeugerstandort bestimmt. Heutzutage bilden ein Lastdichteminimum von 35 MW/km² und ein Maximalabstand von 25 km die Grenze der Realisierbarkeit von Fernwärmeprojekten /KFA (1974)/.

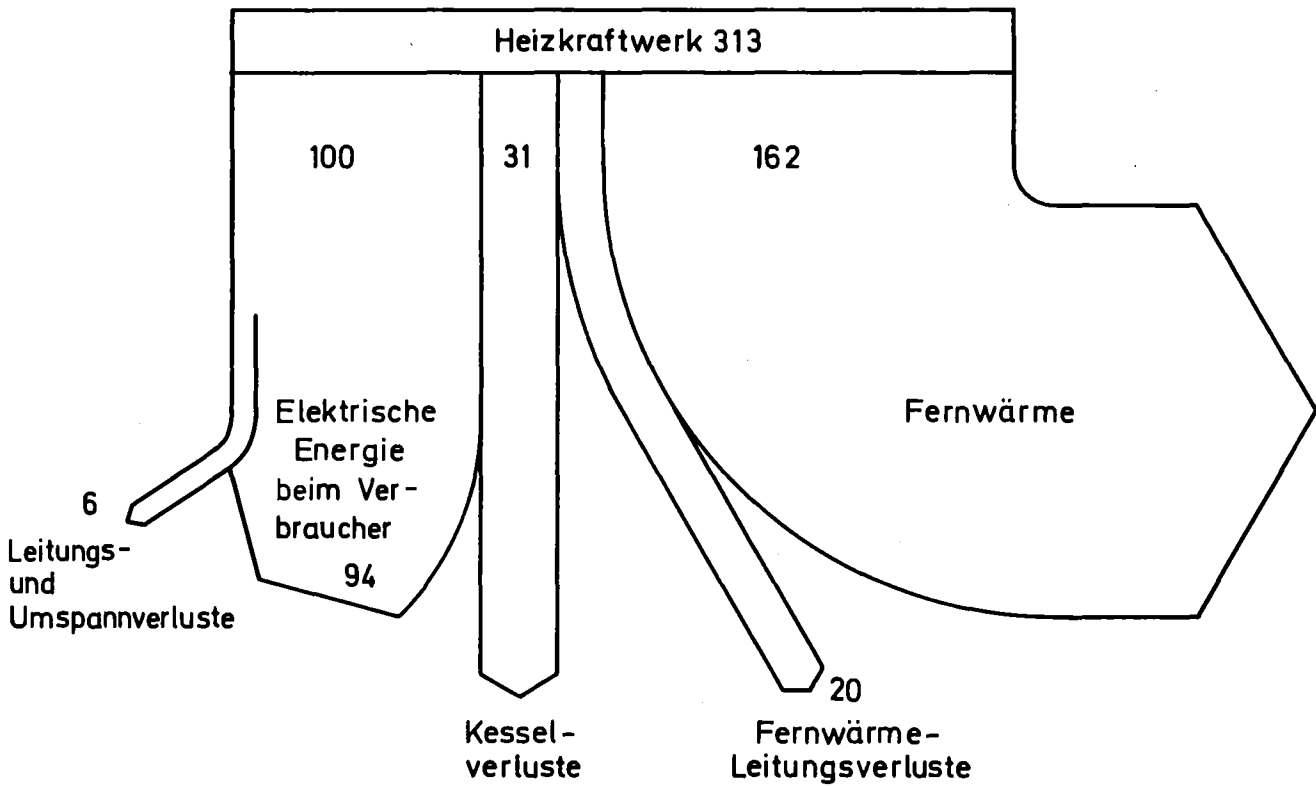
Nach einer Fernwärmestudie des BMFT werden 1990 neben dem bereits heute fernwärmeversorgten Potential 73 % des gesamten Leistungsbedarfs für Raumheizung, Warmwasserbereitung und Prozeßwärme im Niedertemperaturbereich bis 200 °C technisch geeignetes Potential für eine Fernwärmeversorgung sein. Davon läßt sich ein Bruchteil von 19 bis 24 % unter wirtschaftlichen Bedingungen realisieren /WINKENS, P., MÖLTER, F.J., NEUFFER, H. (1976)/.

Insbesondere bei Kernkraftwerken ist kurzfristig nicht mit einer Abwärminderung durch Kraft-Wärme-Kopplung zu rechnen. Für eine wirtschaftlich sinnvolle Lösung des Mengen- und Verteilungsproblems müßten Kernkraftwerke bei der heutigen Blockgröße von mehr als 3000 MWth in der Nähe von Ballungsgebieten angesiedelt sein.

Die Entscheidung über die Wirtschaftlichkeit in /WINKENS, P., MÖLTER, F.J., NEUFFER, H. (1976)/ wurde im Vergleich zu den Kosten einer Erdgasversorgung getroffen. Falls in die Wirtschaftlichkeitsrechnung gesamtwirtschaftliche Kriterien wie Devisenersparnis, Immissionsreduktion und Schaffung von Arbeitsplätzen einbezogen werden, steigt der realisierbare Anteil am fernwärmegeeigneten Potential mit Sicherheit an. Weiterhin können in der Zukunft Erhöhungen der Brennstoffpreise und neuartige Verteilungssysteme eine wesentlich günstigere Ausgangsposition schaffen.



Gesamtwirkungsgrad: 36%



Gesamtwirkungsgrad: 84%

Abbildung 7.4: Gegenüberstellung Kondensationskraftwerk - Heizkraftwerk (alle Zahlenangaben in MW) /JACOBS, K.G., KLEIN, H. (1977)/

Literatur zu Kapitel 7:

ABWÄRMEKOMMISSION

Stellungnahme der Abwärmekommission
in: Geschäftsstelle der Abwärmekommission im Umweltbundesamt (Hrsg.)
Allgemeine Abwärmeprobleme bei Wärmekraftwerken
Berlin 1976

ARBEITSGEMEINSCHAFT DER LÄNDER

Arbeitsgemeinschaft der Länder zur Reinhaltung des Rheins
Studie über die Reglementierung der Einleitung von Abwärme
in ein fließendes Oberflächengewässer
Düsseldorf 1977

BUNDEANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE

Untersuchungen über den Einfluß von Warmwassereinleitungen
auf die Gewässer, Teil 3: Chemisch-biologische Auswirkungen
Bericht der Bundesanstalt für Gewässerkunde T2/011-Wasser
8/69/6917, 1976

BUNDESTAGSDRUCKSACHE VI/3052

Bonn 1972

EIDGENÖSSISCHE KOMMISSION METEOROLOGIE
DES SCHWEIZERISCHEN GEBIETES HOCHRHEIN/OBERRHEIN

Projekt Climod, Zwischenbericht über die Möglichkeiten
regionaler Klimaveränderungen durch menschliche Einwirkungen
Bern 1976

FLOHN, H.

Regieanweisungen eines Wissenschaftlers
Bild der Wissenschaft, 13 (1975) 11, S. 83-88

FORTAK, H.

Dreidimensionale Vermessung von Kühlturmfahnen
KFA Jülich, JÜL-1250 (Teile 3 und 4), 1975

FORTAK, H.

Über die thermische Belastung der Atmosphäre, insbesondere durch Kraftwerk-Parks
in: Minister für Arbeit, Gesundheit und Soziales des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.)
Ableitung von Kühlturmwärme aus Kraftwerken
Düsseldorf 1977

HÜBSCHMANN, W., NESTER, K.

Meteorologische Auswirkungen der Abwärme aus Kühltürmen
Deutsches Atomforum, DAfF-Sonderdruck
Bonn 1973, S. 11

JACOBS, K.G., KLEIN, H.

Fernwärmeversorgung mit Wärme-Kraft-Kopplung
in: H. Matthöfer (Hrsg.), Forschung aktuell - Fernwärme
Bonn 1977, S. 31-105

KFA (KERNFORSCHUNGSANLAGE JÜLICH)

Programmstudie "Sekundärenergiesysteme"
Kurzfassung, JÜL-1148-Se, 1974

KfK (KERNFORSCHUNGSZENTRUM KARLSRUHE)

Laboratorium für Aerosolphysik und Filtertechnik I
Das Abwärmeprojekt Oberrheingebiet, Aufgaben und Ziele
Karlsruhe 1977

KINZELBACH, W.

Kühlregie am Oberrhein
BWK, 28 (1976) 10, S. 393-394

KNÖPP, H.

Wirkung der Abwärmeeinleitung auf Gewässer
in: Energie und Umwelt, Envitec-Kongressberichtsband
Düsseldorf 1977, S. 92-95

KRENKEL, P., PARKER, F.

Biological Aspects of Thermal Pollution
Nashville, Tenn. 1969

POHL, F.

Aussichten zur wirtschaftlichen Stromerzeugung
mit MHD-Generatoren
BWK, 23 (1971) 7

PRESSE- UND INFORMATIONSAMT DER BUNDESREGIERUNG

Grundlinien und Eckwerte für die Fortschreibung des
Energieprogramms
Bulletin Nr. 30
Bonn 1977

SCHAEFER, H.

Energie und Umwelt
BWK, 23 (1971) 8, S. 383-388

VDEW (VEREINIGUNG DEUTSCHER ELEKTRIZITÄTSWERKE)

Energiebilanz der Bundesrepublik Deutschland 1973
Arbeitskreis Energiebilanzen
Frankfurt 1975

WINKENS, P., MÖLTER, F.J., NEUFFER, H.

Die wirtschaftlichen und technischen Ausbaumöglichkeiten
der Fernwärmeversorgung in der Bundesrepublik Deutschland
Fernwärme International, 5 (1976) 5, S. 134-152

8. Zum Problem der mittel- und langfristigen Sicherheit bei der Endlagerung der radioaktiven Abfälle

Die Frage nach der Sicherheit stellt sich für Endlagersysteme, ebenso wie für die übrigen kerntechnischen Anlagen, in zweifacher Weise: Zum einen müssen realisierbare Endlagerkonzepte gefunden werden, die aufgrund ihrer prinzipiellen Beschaffenheit ein hohes Maß an Sicherheit erwarten lassen. Zum anderen müssen Methoden entwickelt werden, die für konkrete Endlagersysteme den detaillierten Nachweis erbringen, daß die Sicherheit tatsächlich gewährleistet ist bzw. verbleibende Restrisiken hinreichend klein sind. Beide Fragen sollen im folgenden angesprochen werden, wobei zunächst die Verfahren der Sicherheitsanalyse und die endlagerspezifischen Einflußgrößen, welche die Sicherheit maßgeblich bestimmen, behandelt werden. Dabei werden nur die Fragen einer möglichen Freisetzung von Radionukliden in die Biosphäre, nicht jedoch betriebliche Sicherheitsprobleme berücksichtigt.

Anschließend werden die im Rahmen des Entsorgungskonzeptes der Bundesrepublik Deutschland vorgesehenen Endlagerverfahren diskutiert, der Stand der Entwicklung der F+E-Aufgaben grob dargestellt, sowie eine Einschätzung der notwendigen Arbeiten und der Perspektiven für die konkrete Verwirklichung eines Endlagerkonzeptes versucht, jeweils in Hinblick auf die sich abzeichnenden Probleme bezüglich Sicherheit und Sicherheitsnachweis.

Da in der Bundesrepublik Deutschland bis heute nahezu ausschließlich die Errichtung von Endlagern in geologischen Formationen ins Auge gefaßt wird, beschränken sich auch die allgemeinen Ausführungen in Kapitel 8.1, soweit sie endlagerspezifisch sind, auf diese Konzeption.

Eine grundsätzlich noch denkbare Alternative zum gegenwärtigen Entsorgungskonzept, der Verzicht auf die Wiederaufarbeitung und die Endlagerung der abgebrannten Brennelemente, wird von den bisherigen F+E-Arbeiten nicht berücksichtigt. Im folgenden wird darauf nur bei den Darstellungen und Vergleichen des Gefahrenpotentials der endzulagernden Abfälle eingegangen.

8.1 Gefahrenpotential und Sicherheitsrisiko bei der Beseitigung des radioaktiven Abfalls

Sicherheitsbetrachtungen für die Endlagerung radioaktiver Abfälle werden seit geraumer Zeit mit verschiedenartigen Ansätzen durchgeführt. Die wissenschaftliche Relevanz und Aussagekraft der angewandten Verfahren ist dabei sehr unterschiedlich: Das Spektrum reicht von pauschalen Hinweisen auf die geologische Vorgeschichte der betrachteten Formationen bis zu Versuchen einer probabilistischen Risikoanalyse für gesamte Endlager-systeme. Entsprechend unterschiedlich ist der jeweilige Stand der Realisierung, sowohl hinsichtlich der Methoden als auch der Verfügbarkeit der benötigten Parameter und Gesetzmäßigkeiten, die das Systemverhalten bestimmen.

Die bisher verfolgten quantitativen Ansätze lassen sich einordnen unter Gefahrenpotentialabschätzungen einerseits und probabilistische Risikoanalyse andererseits, sowie eine Reihe von Ansätzen, die Vermischungen beider Betrachtungsweisen darstellen.

Eine GaU-Diskussion, wie sie bei der Frage nach der Reaktorsicherheit teilweise geführt wurde, hat sich für die Endlagerung bisher nicht ergeben.

8.1.1 Das Gefahrenpotential als Hinweis auf die an Endlagerkonzepte zu stellenden Anforderungen

Die verschiedenen Konzepte der Gefahrenpotentialabschätzung, die bisher auf die Endlagerproblematik angewandt wurden, sind sich letztlich sehr ähnlich und lassen sich auf einen einfachen Nenner bringen: Für die betrachtete Abfallmenge wird unter Bezugnahme auf die MZK-Werte ⁺⁾ der im Abfall enthaltenen Radionuklide für Trinkwasser ein Maß für die Toxizität ermittelt, das dann auf verschiedene Weise mit der entsprechenden Toxizität von natürlich vorhandenen Uranerzlagern verglichen wird. Gegen dieses Vorgehen ist nichts einzuwenden, solange das Ergebnis richtig verstanden wird, nämlich als Vergleich von Mengen toxischer Stoffe oder der spezifischen Toxizität von Stoffen unter der Voraussetzung, daß der einzige Pfad, auf dem sie in den menschlichen Körper gelangen können, das Trinkwasser ist. Unerlaubt ist es jedoch, diese Ergebnisse bereits als Risikovergleich anzusehen, denn die Gefahrenpotentialkonzepte berücksichtigen in keiner Weise die vielen Mechanismen, die den Transport der Radionuklide aus der geologischen Formation zum Menschen bestimmen, d.h. die Wahrscheinlichkeit, daß überhaupt eine radiologische Belastung auftreten kann.

Vielfach werden Gefahrenpotentialabschätzungen noch mit "Korrekturen" versehen, die einige dieser Einflüsse berücksichtigen sollen (Barrieren, Verdünnungsvorgänge, usw.), in der Absicht, ein geringeres Risiko nachzuweisen. Dies ist jedoch eine fragwürdige Anleihe bei der Risikoanalyse, die ja die Berücksichtigung aller Mechanismen und Einflußgrößen verlangt.

Die ermittelten Gefahrenpotentiale der Abfälle sollten daher nur als ein Hinweis auf die an das Endlager zu stellenden Anforderungen betrachtet werden. Je größer das Gefahrenpotential, desto größer muß das Rückhaltevermögen des Endlagers für die maßgeblich zum Gefahrenpotential beitragenden Radioisotope sein.

+) Werte für die maximal zulässige Konzentration in Wasser und Nahrung

8.1.1.1 Gefahrenmaß (Hazard Measure) des anfallenden Abfalls

Als Gefahrenmaß HM (Hazard Measure) für eine Abfallmenge, die verschiedene Radionuklide mit den Aktivitäten Q_i enthält, wird auf einfache Weise definiert:

$$HM = \sum_i \frac{Q_i}{MZK_{W,i}} \quad [m^3] ,$$

wobei $MZK_{W,i}$ die maximal zulässige Konzentration des Nuklids i im Trinkwasser bedeutet.

HM ist also die Summe der Wassermengen, die nötig sind, um jedes einzelne Nuklid auf die maximal zulässige Trinkwasserkonzentration zu verdünnen.

Auf der Basis dieser Definition läßt sich zum Beispiel die Entwicklung des Gefahrenmaßes der im Brennstoffzyklus beteiligten bzw. entstehenden Radionuklide verfolgen. Die Abbildungen 8.1 bis 8.3 zeigen das Gefahrenmaß HM der zur Endlagerung gelangenden Abfälle pro 1000 MWe·a für verschiedene Reaktortypen^{+) und verschiedene Brennstoffzyklen als Funktion der Zeit. Alle Ergebnisse wurden mit dem Programm ORIGEN /BELL, M.J. (1973)/ erhalten. Die zugrundeliegenden MZK Werte entsprechen der Bibliothek dieses Programmes. In Abb. 8.1 wird ein geschlossener Brennstoffkreislauf für alle drei Reaktortypen angenommen. Es wurde davon ausgegangen, daß bei der Wiederaufarbeitung der Brennelemente von LWR und SBR jeweils 1% Plutonium- und 1% Uran-Anteil in den Abfallstrom gelangen. Beim HTR wurde vorausgesetzt, daß darüber hinaus noch 1% des Thorium-Anteils in den Abfall gelangen. Dies gilt, falls Thorex- und Purex-Wiederaufarbeitungsprozeß (wie in Teil II der Studie beschrieben) sich kombinieren lassen und die Ausbeute von wertvollem Spaltmaterial dabei 99% beträgt.}

^{+) Spezifikationen siehe Kapitel 2}

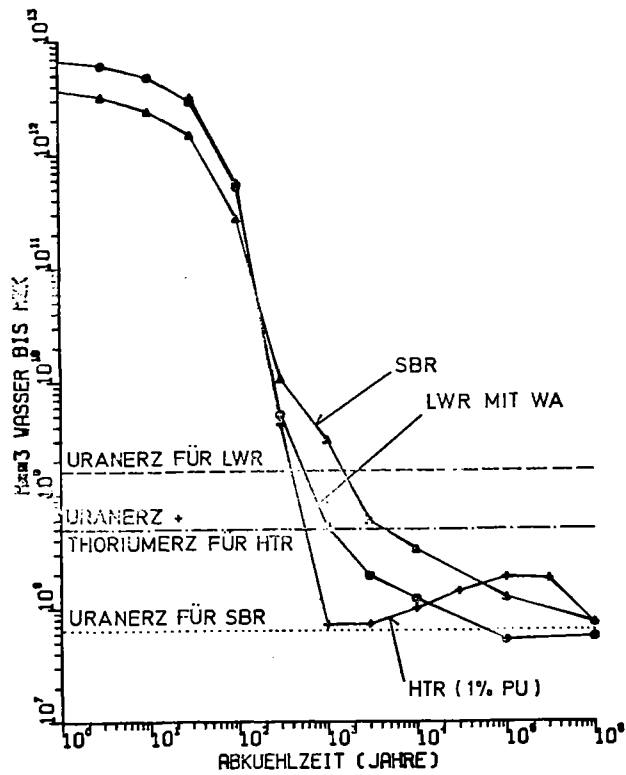


Abbildung 8.1:

Gefahrenmaß (Ingestion Hazard Measure) für HAW pro GWe-a sowie für das jeweils aufgewandte Uran- bzw. Thoriumerz. Weitere Erläuterungen im Text.

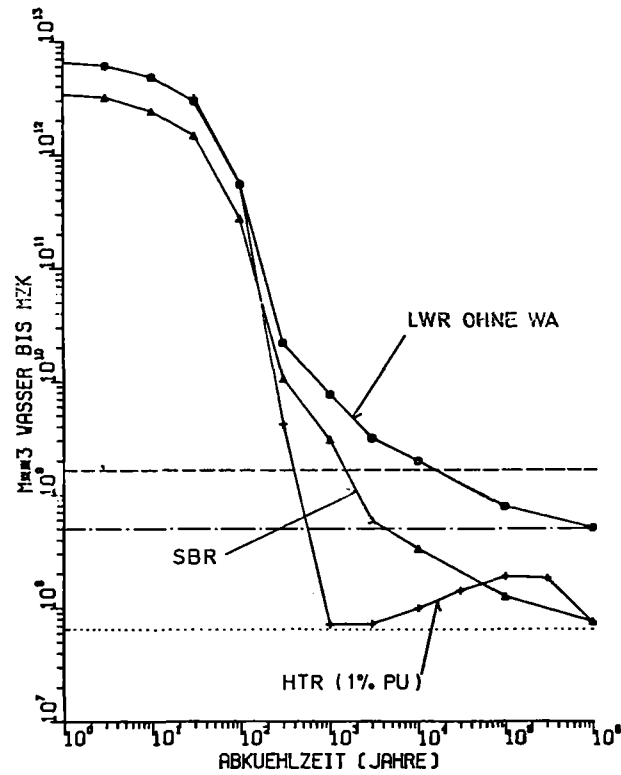
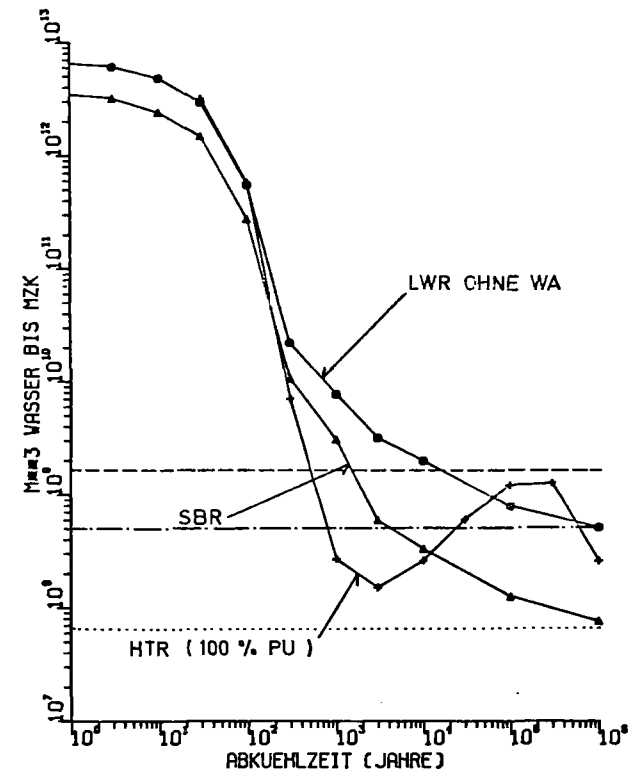


Abbildung 8.2:

Abbildung 8.3:



Die Abbildung 8.2 zeigt im Unterschied zu Abb. 8.1 den Fall, daß die LWR-Brennelemente nicht wieder aufgearbeitet und unmittelbar endgelagert werden. In Abb. 8.3 wird zusätzlich für den HTR die Wiederaufarbeitung mit dem reinen Thorex-Prozeß und somit die vollständige Endlagerung des im eigenen Brennstoffzyklus nicht benötigten Plutonium-Anteils angenommen.

Die Abbildungen 8.1 - 8.3 zeigen, daß das so definierte Gefahrenmaß im Verlauf des Brennstoffzyklus zur Zeit der Entnahme des Brennstoffs aus dem Reaktor die höchsten Werte erreicht. Im Verlauf der ersten 500 Jahre wird es durch die beim Zerfall neugebildeten Nuklide der Spaltprodukte bestimmt. Nach etwa 400 Jahren sinkt es auf Werte unter oder nahe dem Gefahrenmaß des eingesetzten Uran- bzw. Thoriumerzes ab. Eine Ausnahme macht der SBR, hier ist die Menge und damit das Gefahrenmaß des pro GWe·a eingesetzten Uranerzes auf Grund der gegenüber den LWR besseren Nutzung des Urans - bis ca. Faktor 60 - wesentlich geringer. Für LWR ohne Wiederaufarbeitung und SBR gilt: Das Gefahrenmaß fällt wegen des hohen Gehalts an Plutonium und Americium im Abfall ab 500 Jahre nach dem Entladen relativ langsam ab. Beim HTR, der hier (wie in Kapitel 2 beschrieben) in einen Brennstoffzyklus mit Uran-233 Rezyklierung betrieben wird, ist das Nuklidpaar Uran-233/ Uran-234 über seine Tochternuklidpaare Thorium-229/Thorium-230 und Radium-225/Radium-226 verantwortlich für das Ansteigen des Gefahrenmaßes nach 1000 Jahren Abkühlzeit. Gelangt nicht nur 1% Plutonium in den Abfallstrom, wie in Abb. 8.1 und 8.2 angenommen, sondern das gesamte Plutonium, vorwiegend Plutonium-238, so steigt das Gefahrenmaß durch den Zerfall über Uran-234, Thorium-230 und Radium-226 (zumeist α -Strahler) deutlich an; Abb. 8.3 zeigt dieses Verhalten. Besonders deutlich wird beim Vergleich von Abb. 8.1 und 8.2 der Einfluß der Wiederaufarbeitung beim LWR. Wird nicht wiederaufgearbeitet, so fällt das Gefahrenmaß erst nach 20 000 Jahren (gegenüber etwa 400 Jahren mit Wiederaufarbeitung) auf Werte unter dem Gefahrenmaß des eingesetzten Uranerzes.

Eine andere naheliegende Anwendungsmöglichkeit für das Gefahrenmaß ist der Vergleich des von den kerntechnischen Anlagen erzeugten radioaktiven Abfalls mit den von der übrigen Industrie produzierten toxischen Materialien

und Abfällen, soweit deren chemische Toxizität durch entsprechende MZK-Werte beschrieben wird. Derartige Berechnungen sind bisher nicht bekannt. Es sind allerdings ähnliche Untersuchungen durchgeführt worden, die anstelle der MZK-Werte die Mengen der jeweiligen Substanzen, die der letalen Dosis entsprechen, heranziehen /COHEN, B.L. (1977)/.

8.1.1.2 Gefahrenindex (Hazard Index) und relativer Toxizitätsindex

Aus dem Mengenbegriff des Gefahrenmaßes (HM) leitet sich der sogenannte Gefahrenindex HI (Hazard Index) als Maß für die spezifische Toxizität der Abfälle ab:

$$HI = \frac{HM}{V} \quad V = \text{Volumen der Abfälle}$$

Dieser Gefahrenindex kann für den Vergleich der jeweiligen Abfälle mit der entsprechend definierten spezifischen Toxizität anderer Materialien, zum Beispiel von natürlich vorkommenden Mineralerzen in der Erdkruste, herangezogen werden /TONNESSEN, K.A., COHEN, B.L. (1977)/.

Für den speziellen Fall des Vergleichs mit natürlich vorkommendem Uranerz wird ein sogenannter relativer Toxizitätsindex (RTI) definiert als Verhältnis zwischen dem Gefahrenmaß des Abfalls und dem entsprechenden Wert von Uranerz, bezogen auf gleiche Masse. (Manche Autoren beziehen auf gleiches Volumen.)

In den Abbildungen 8.4 bis 8.6 ist der Verlauf des relativen Toxizitätsindex RTI (definiert für ein Uranerz mit 0,2 w/o U) für hochaktive Abfälle in Form von Glasblöcken (mit 460 g Spaltprodukttoxide/l Glas) als Funktion der Zeit nach Entladen aus dem Reaktor für die verschiedene Reaktortypen dargestellt. Dabei werden wieder die in Abschn. 8.1.1.1) für die Abb. 8.1 bis 8.3 gemachten Annahmen vorausgesetzt.

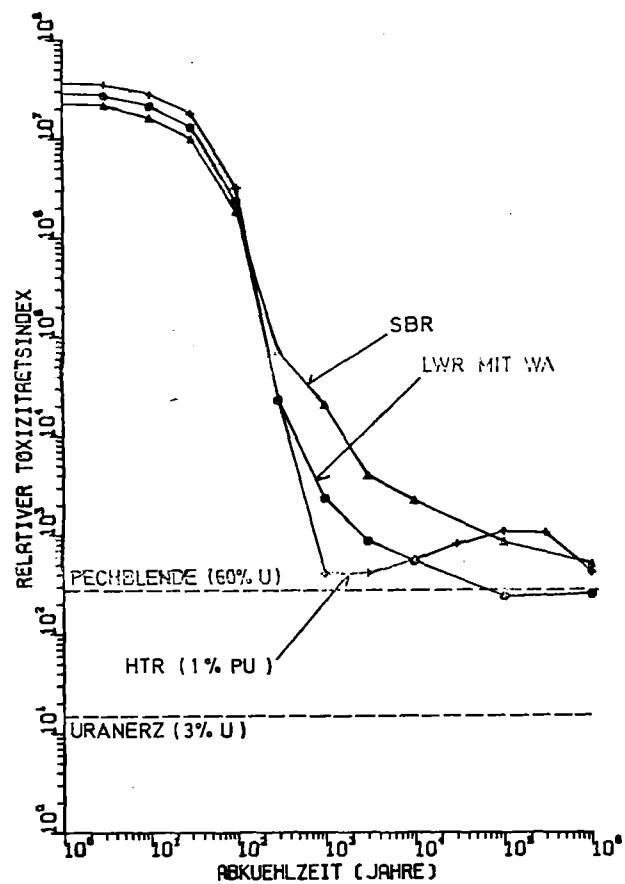


Abbildung 8.4:

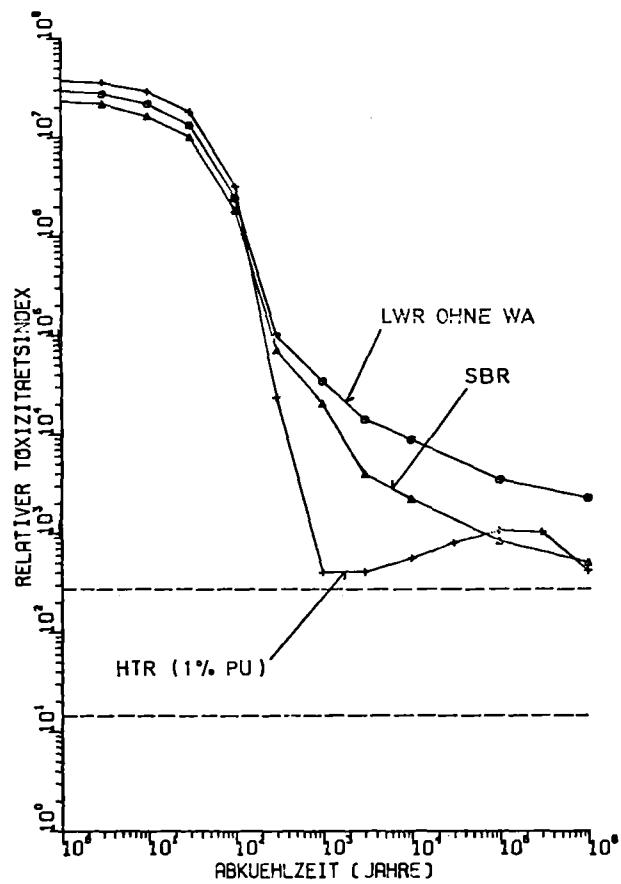


Abbildung 8.5:

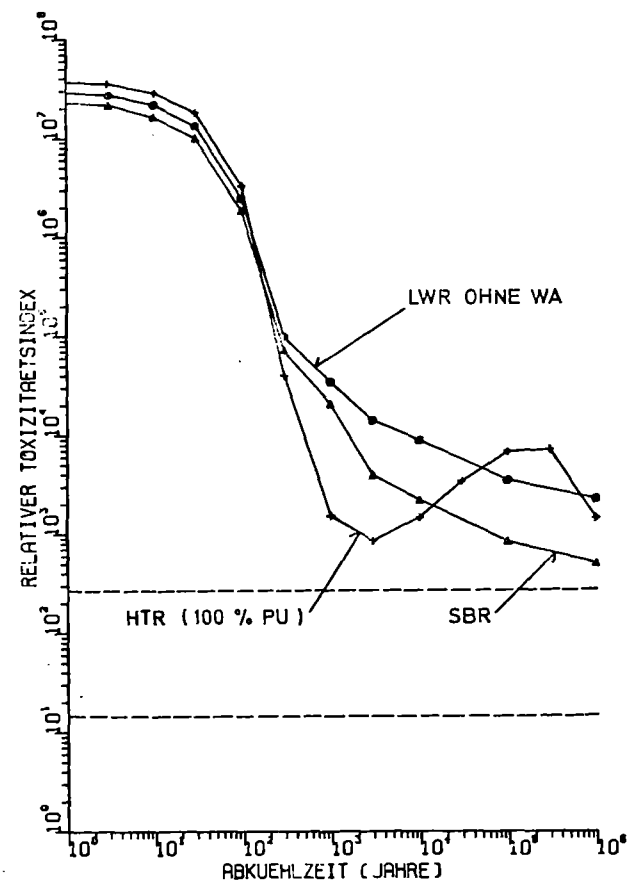


Abbildung 8.6:

Relativer Toxizitätsindex (bezogen auf Uranerz mit 0,2% Urangehalt) von HAW.
 Weitere Erläuterungen im Text.

Ausgehend von derartigen Ergebnissen wurde verschiedentlich für konkrete Endlagerverhältnisse (im Salzstock) eine "Korrektur" vorgenommen, die zu den unter 8.1.1 erwähnten fragwürdigen Anleihen bei der Risikoanalyse gehört: Es wird angenommen, daß die im Abfall enthaltenen Radionuklide mindestens mit der Menge Salz, die zwischen den Lagerbohrungen liegt⁺), homogen vermischt werden, bevor sie ins Grundwasser gelangen können. Es wird folglich ein RTI für dieses Gemisch aus Abfall und Salz berechnet. Da jedoch keineswegs bewiesen ist, daß eine derartige Homogenisierung im Falle eines Wassereintruchs tatsächlich stattfinden würde, kann diese Betrachtungsweise nicht ohne weiteres akzeptiert werden. Ein realistischer Vergleich zwischen HAW-Endlager und Uranerzlager kann nur mit Hilfe risikoanalytischer Betrachtungen angestellt werden, die alle wesentlichen Faktoren in gleicher Weise berücksichtigen.

Ebenfalls in alle drei Abbildungen eingezeichnet sind die RTI-Werte für Pechblende (60 % w/o U) und Uranerz mit 3 w/o Urangehalt.

8.1.1.3 Möglichkeiten zur Reduzierung des Gefahrenpotentials

Das Gefahrenmaß der zu erwartenden radioaktiven Abfälle wird langfristig (d.h. nach etwa 400 Jahren) überwiegend durch die Menge der enthaltenen Aktiniden bestimmt. Die Möglichkeit der Verringerung dieses "Millionen-Jahr-Problems" durch chemische Abtrennung der entscheidenden Aktiniden und ihre definitive Beseitigung durch Kernumwandlung oder -spaltung mittels Rückführung in Reaktoren oder durch Beförderung in den Weltraum wurde vielfach untersucht. Der Stand der Diskussion ist etwa folgender /HAUG, H.O (1975)/:

- Es erscheint prinzipiell machbar, einen Teil der Aktiniden zusätzlich abzutrennen und durch Kernumwandlung zu beseitigen, um damit das langfristige Gefahrenmaß wesentlich zu senken. Die Beförderung in den Weltraum wird als unrealistisch angesehen.

⁺) siehe Abschn. 8.2.1.3

- Die Probleme und der Aufwand eines geeigneten Aufarbeitungs- und Abtrennungssystems lassen sich jedoch zur Zeit kaum einschätzen. Insbesondere ist ungeklärt, inwieweit der Gewinn an langfristiger Sicherheit nicht durch neu entstehende Risiken während dieser aufwendigen Maßnahmen aufgehoben wird (oder durch den Anfall zusätzlicher Mengen an LAW und MAW).
- Die zusätzliche Aktinidenabtrennung wird als nicht notwendig betrachtet, da das Gefahrenmaß bzw. die relative Toxizität der Abfälle langfristig nicht allzu weit über den entsprechenden Werten von natürlichen Uranerzlagerstätten liegen. Im Sinne einer Risikoanalyse wird das Rückhaltevermögen eines geologischen Endlagers auch langfristig als groß gegenüber den (oberflächennahen) Uranerzlagern eingeschätzt. Vergleiche der radioaktiven Abfälle mit anderen weit verbreiteten giftigen Substanzen werden ebenfalls als Begründung angeführt /COHEN, B.L. (1977)/.

Als Beispiel zeigt die Tab. 8.1 für die langfristig ins Gewicht fallenden Aktiniden die Abtrennfaktoren, die im Falle verschiedener Reaktortypen erreicht werden müßten, damit nach 1000 Jahren der Gefahrenindex der Abfälle unter 5 % des Wertes von Pechblende bleibt /CLAIBORNE, H.C. (1975)/.

Tabelle 8-1: Erforderliche Aktinidenabtrennung (Jod zu 99,9 % abgetrennt)

	L W R	L W R _{rez}	S B R	H T R
Th				99,5
Pa				95
U	99,9	99,9	99,9	99,99
Np	95	95	70	95
Pu	99,95	99,99	99,99	99,9
Am und Cm	99	99,9	99,9	95
Reduktion des Hazard Index	110	400	240	270

Neben der Aktinidenabtrennung wurde auch die Möglichkeit der Umwandlung langlebiger Spaltprodukte in stabile oder kurzlebige Isotope mit Hilfe spezieller Reaktoren untersucht /CLAIBORNE, H.C. (1972), SCHNEIDER, K.J.

PLATT, A.M. (1974), WOLKENHAUER, W.C. et al. (1973)/. Dabei zeigte sich, daß dies mit den gegenwärtig bzw. in absehbarer Zeit verfügbaren Reaktoren nicht praktikabel ist.

Neuerdings wird untersucht, ob es machbar und vorteilhaft wäre, den abgebrannten Brennstoff einschließlich aller nichtflüchtigen Spaltprodukte mehrfach zu rezyklieren, mit dem Ziel, einen Aufschub der Endlagerung und gleichzeitig eine teilweise Umwandlung der langlebigen Spaltprodukte zu erreichen /BARLEON, L. (1977)/. Eine abschließende Einschätzung dieser Möglichkeit steht noch aus.

In jedem Fall wäre die Reduzierung der langlebigen Spaltprodukte im Abfall, insbesondere von Sr-90 und Cs-137, äußerst attraktiv, da diese den entscheidenden Anteil sowohl zum mittelfristigen Gefahrenpotential wie auch zur Wärmefreisetzung der Abfälle ⁺⁾ beitragen.

8.1.2 Einflußgrößen des Sicherheitsrisikos bei der Endlagerung und Probleme der Risikoanalyse

Geologische Endlagersysteme nützen in hohem Maße natürliche Gegebenheiten zur Erreichung des Ziels, nämlich des sicheren Einschlusses der Abfälle über lange Zeiträume, aus. Diese Gegebenheiten sind sehr komplex und schwer zu erfassen. Besondere Probleme stellen sich für die Berücksichtigung der Wechselwirkung zwischen den natürlichen Gegebenheiten und den technischen Eingriffen und Wirkungen, die von der Erschließung und dem Betrieb der geologischen Formation als Endlager ausgehen. Hier liegen nur sehr beschränkt verwertbare Erfahrungen vor. Insbesondere die langfristigen Aspekte sind für experimentelle Untersuchungen nicht zugänglich. Hierin liegen auch die maßgeblichen Probleme für die Anwendung der probabilistischen Risikoanalyse für geologische Endlagersysteme.

⁺⁾ siehe Abschn. 8.1.2.3

8.1.2.1 Menge und Beschaffenheit der Abfälle

Die von den Abfällen vorgegebenen Einflußgrößen des Sicherheitsrisikos lassen sich in nukleare und chemisch/physikalische unterteilen.

Aus dem Nuklidinventar ergeben sich Aktivitäten, Strahlungsarten, Wärmeentwicklungen und Toxizitäten sowie deren zeitliche Entwicklung als Folge des Zerfalls der Radionuklide.

Zu den chemisch/physikalischen Eigenschaften gehören die chemischen Bindungen der Nuklide, die Art ihrer Fixierung in geeigneten Matrixmaterialien, die Verpackung und die verschiedenen physikalischen oder chemisch/physikalischen Kenngrößen wie mechanische Festigkeit, Temperaturbeständigkeit, Wärmeleitfähigkeit, Beständigkeit gegen Sedimentation, Phasenumwandlungen und Auslaugung sowie gegen radioaktive Strahlung. Fixierung und Verpackung der Abfälle stellen die erste Barriere gegen die Freisetzung von Radionukliden dar.

8.1.2.2 Beschaffenheit des Endlagersystems

Hierunter fallen alle Eigenschaften des Endlagersystems, die für die Integrität der geologischen Barrieren von Bedeutung sind bzw. den Transport von Radionukliden zum Menschen beeinflussen:

- Die geologischen und hydrogeologischen Verhältnisse der geologischen Einheiten (Lagerformation und Deckgebirgsschichten) sowie die Beschaffenheit der Biosphäre in der Umgebung des Endlagerstandorts.
- Die gebirgsmechanischen Eigenschaften der Lagerformation sowie das Verhalten bei Wasserzutritt, insbesondere im Zusammenhang mit den bergbaulichen Eingriffen zur Errichtung des Endlagers.

- Die Durchlässigkeit bzw. die Rückhalteeigenschaften des Deckgebirges für die Radionuklide (Verhalten hinsichtlich Migration, Adsorption, Ionenaustausch).

8.1.2.3 Wechselwirkung zwischen verschiedenen Einflußgrößen

Die gegenseitige Beeinflussung von Abfällen und Endlagersystem kann ursprüngliche Einflußgrößen wesentlich verändern. Vor allem durch die Wärmefreisetzung der (hochaktiven) Abfälle werden derartige Wechselwirkungen ausgelöst:

- Gebirgsbewegungen und Änderungen der Gesteinseigenschaften können die Integrität der Lagerformation beeinträchtigen;
- Wasserfreisetzung aus dem Lagermedium kann zur Korrosion von Abfallbehältern und zur Auslaugung der Abfälle führen;
- konvergierende Lagerhohlräume können zu mechanischen Belastungen der Abfälle führen;
- im Falle von Wasserzutritt können durch verstärkte Konvektions- und Lösungsvorgänge zusätzliche Transportmechanismen wirksam werden.

Neben der Wärmeentwicklung können auch andere Strahlenwirkungen eine Rolle spielen, zum Beispiel die Bildung von Radiolysegasen oder die Speicherung und plötzliche Freisetzung der Strahlungsenergie in Form von Wärme im Lagermedium.

8.1.2.4 Problematik der Anwendung der probabilistischen Risikoanalyse

Die Durchführung von Risikoanalysen erfordert die quantitative Berücksichtigung der wichtigsten Einflußgrößen. Alle Ereignisse, die zur Freisetzung

von Radionukliden führen oder indirekt beitragen können, müssen nach Ausmaß, Eintrittswahrscheinlichkeit (als Funktion der Zeit) und möglichen Verknüpfungen erfaßt werden.

Aufgrund der besonderen Gegebenheiten bei geologischen Endlagersystemen ist es hier äußerst schwierig, diese Systemeigenschaften auch nur annähernd vollständig zu ermitteln und zu berücksichtigen. Besonders problematisch ist u.a. die Erfassung der Zeitabhängigkeit bestimmter Eintrittswahrscheinlichkeiten über lange Zeiträume hinweg. Der Aussagewert von vorläufigen Risikoanalysen, die diese Schwierigkeiten mit groben Näherungsannahmen und Vernachlässigungen umgehen, ist sehr schwer einzuschätzen.

Aufgrund bisheriger Einschätzungen kann gesagt werden, daß das Schadensmaß aller "denkbaren" Störfälle bei einem optimal ausgelegten Endlager so gering ausfällt, daß sich auch bei Annahme der Eintrittswahrscheinlichkeit 1 ein annehmbar kleines Risiko ergibt. Sollten detailliertere Untersuchungen dies bestätigen, so könnte auf die problematische Schätzung von Eintrittswahrscheinlichkeiten verzichtet werden. Dieses Vorgehen setzt jedoch voraus, daß eine klare Eingrenzung der "denkbaren" Störfälle möglich sein wird.

8.2 Die Endlagerung im deutschen Entsorgungskonzept

Das deutsche Entsorgungskonzept sieht eine Endlagerung der bei der Wiederaufarbeitung abgebrannter Brennelemente anfallenden Abfälle unmittelbar am gemeinsamen Standort von Brennelementlager, Wiederaufarbeitungsanlage, Brennelementfertigung und Abfallbehandlung vor, so daß kein zusätzlicher Transport der Abfälle erforderlich ist. Als geologische Formation soll ein Salzstock geeigneter Mächtigkeit und Zusammensetzung dienen. Lediglich für gewisse Sonderabfälle ist an anderweitige Beseitigungsarten gedacht.

Dieses Konzept stellt spezielle Anforderungen an den Standort des Entsorgungszentrums. Er muß übertage den durch die Wiederaufarbeitungsanlage und die anderen Anlagen vorgegebenen Randbedingungen genügen und gleichzeitig die für das Endlager erforderlichen geologischen und hydrogeologischen Eigenschaften des geologischen Untergrundes aufweisen.

8.2.1 Endlagerkonzepte

Die Endlagerung der Abfälle soll für die drei Abfallarten LAW, MAW und HAW gesondert vorgenommen werden. Die dafür jeweils vorgesehenen Einlagerungskonzepte sind in sehr unterschiedlichem Maße praktisch erprobt bzw. demonstriert. Während für LAW weitgehende praktische Erfahrungen vorliegen, ist dies für MAW nur sehr begrenzt der Fall (es sind andere als die bisher erprobten Verfahren vorgesehen). Für die HAW-Endlagerung liegen bisher keine praktischen Erfahrungen vor.

8.2.1.1 LAW (Low Active Waste)

Die Einlagerung der schwachaktiven Abfälle soll entsprechend den in der Schachanlage Asse II seit Jahren erfolgreich erprobten Verfahren /KÜHN, K. (1976)/ vorgenommen werden. Die Abfälle werden nach geeigneter Vorbehandlung in fester Form in Metallfässer verpackt und in großen bergmännisch erstellten Kammern ungeordnet gelagert. Die Hohlräume zwischen den Fässern werden mit Salzkornklein verfüllt. Abfallfässer mit relativ hoher spezifischer γ -Aktivität werden mit zusätzlichen Betonabschirmungen zur Reduzierung der Dosisleistung versehen.

8.2.1.2 MAW (Medium Active Waste)

Die bisher in der Asse erprobte Technik, die Einlagerung von in Bitumen oder Beton fixierten und in Metallfässern verpackten mittelaktiven Abfällen

in einer speziellen abgeschlossenen Lagerkammer, ist für die bei der Wiederaufarbeitungsanlage anfallenden Abfallmengen (ca. 4200 m³/a) nicht anwendbar. Dasselbe gilt auch, wenn auch aus anderen Gründen, für die zur Zeit in der Asse vorbereitete Versuchseinlagerung von MAW-Abfallwässern in einer Kaverne /KÜHN, K. (1976)/.

Für das Entsorgungszentrum ist eine MAW-Endlagertechnik vorgeschlagen worden, bei der die Abfallfässer zusätzlich mit einer "verlorenen" Betonabschirmung versehen und in großen, während des Einlagerungsbetriebs begehbaren Lagerkammern gestapelt werden. Für Brennelementhülsen ist ebenfalls an eine Lagerung in diesen Kammern gedacht, wobei eine Fixierung und Verpackung in 2 m³-Betonblöcken vorgeschlagen worden ist. Diese Konzepte sind jedoch nicht praktisch erprobt.

Dasselbe gilt für das Konzept der in-situ-Verfestigung von mit hydraulischen Bindemitteln versehenen Abfällen, die in große Hohlräume (Kavernen) im Salz behälterlos eingebracht werden /KÜHN, K. (1976)/. Zu diesem Verfahren sind noch viele Fragen ungeklärt. Es wird daher zur Zeit nur als eventuell mögliche Alternativlösung angesehen.

8.2.1.3 HAW (High Active Waste)

Hier ist die Stapelung zylindrischer hochaktiver Glasblöcke in tiefe vertikale Bohrlöcher, die von parallel zueinander angelegten Fahrstrecken aus gebohrt werden, geplant. Die von den hochaktiven Abfällen freigesetzte Wärme soll durch Wärmeleitung durch das Salzgestein abgeführt werden. Die Abstände der Lagerbohrungen voneinander sind so zu wählen, daß die auftretenden Temperaturerhöhungen hinreichend klein bleiben. Nach der Einlagerung werden die Fahrstrecken wieder mit Salz verfüllt, so daß im HAW-Einlagerungsfeld nach Verschließen des gesamten Endlagers möglichst keine Hohlräume mehr vorhanden sind.

8.2.1.4 Alternativlösungen und Konzepte für andere Abfallarten

Für die Endlagerung tritiumhaltiger Abwässer ist ein Konzept der Einpressung in poröse Schichten des tiefen geologischen Untergrundes (Aquiferspeicher) vorgesehen. Die praktische Erprobung dieses Verfahrens anhand einer Versuchseinpressung in eine erschöpfte Erdöllinse ist vorbereitet.

Die Beseitigung des Kryptons (ca. 16 Mio Ci/a) soll durch eine längerfristig überwachte übertägige Zwischenlagerung in speziellen Druckflaschen (ca. 40/a) bis zum weitgehenden Abklingen der Aktivität (Halbwertszeit des Kr-85 10,76 Jahre) gelöst werden.

Die Endlagerung von radioaktiven Abfällen durch Versenken im Meer oder Einbringen in das Polareis sowie die Endlagerung abgebrannter Brennelemente im Falle eines generellen Verzichts auf die Wiederaufarbeitung sind nicht Bestandteil des bisherigen Entsorgungskonzepts und werden zur Zeit nur am Rande verfolgt.

8.2.2 Stand der F+E-Arbeiten im Hinblick auf die Sicherheit

Die in der Bundesrepublik Deutschland durchgeführten Arbeiten waren bisher stark auf die Probleme der Versuchseinlagerungen in der Schachtanlage Asse II konzentriert. Die dort gewonnenen Erkenntnisse über die sichere Lagerung von radioaktiven Abfällen in Salzstöcken sind nur begrenzt verwertbar, da die sehr speziellen geologischen und bergbaulichen Gegebenheiten von Asse II wesentlich von den Erfordernissen abweichen, die an ein Endlager - insbesondere für hochaktive Abfälle - zu stellen sein werden.

In den USA wird ein breites experimentelles und analytisches F+E-Programm zur Beschaffung der Grundlagen, insbesondere für die HAW-Endlagerung, durchgeführt. Es war jedoch bisher auf die Verwendung von Schichtsalzlagern orientiert. Die unterschiedlichen geologischen Verhältnisse

sowie ein anderes Einlagerungskonzept verhindern weitgehend eine Verwendung der dort gewonnenen Erkenntnisse.

8.2.2.1 Experimente und Einlagerungsversuche

Seit der Vorbereitung und Inbetriebnahme der Schachtanlage Asse II als Versuchseinrichtung für die Endlagerung radioaktiver Abfälle wurden für den Salzstock der Asse und seine Umgebung umfangreiche geologische und geomechanische Untersuchungen sowie ein hydrogeologisches Forschungsprogramm durchgeführt. Für diese Untersuchungen mußten teilweise neue Meßverfahren entwickelt bzw. weiterentwickelt werden, da die aus dem herkömmlichen Salzbergbau bekannten Methoden den erhöhten Anforderungen nicht genügen.

Aufgrund der sehr komplexen Struktur der Salzformation und der Schachtanlage Asse II sind die eigentlichen Ergebnisse dieser Untersuchungen von geringem Aussagewert für die in einem Endlagersystem zu erwartenden Verhältnisse. Die Bedeutung dieser Untersuchungen für das geplante Endlager liegt in den gewonnenen Erfahrungen über Aufwand, Machbarkeit und Aussagekraft derartiger Untersuchungen.

Hinsichtlich der Beeinflussung der geomechanischen und hydrogeologischen Vorgänge durch die starke Wärmefreisetzung von hochaktiven Abfällen wurden in der Asse in kleinem Maßstab (Gesamtleistung, Versuchsdauer) Simulationsversuche zur Beobachtung lokaler thermischer und geomechanischer Effekte durchgeführt /GSF (1976)/.

Seit 1967 wurden in mehreren Abbaukammern der Schachtanlage Asse II umfangreiche Einlagerungsversuche mit schwachaktiven Abfallfässern (200 l und 400 l) durchgeführt. Seit 1972 werden in Bitumen und Zement fixierte und in 200 l-Fässern verpackte mittelaktive Abfälle in einer speziellen abgeschlos-

senen Kammer eingelagert ⁺⁾ . Die Einlagerungsversuche werden durch Kontroll- und Überwachungsmaßnahmen begleitet, die insbesondere das Verhalten der Abfälle im Kontakt mit dem Lagermedium Salz sowie Dosisleistungen und Kontaminationserscheinungen im gesamten Bereich der Schachtanlage erfassen.

Zur Ermittlung der Tragfähigkeit der Pfeiler des Grubengebäudes wurden festigkeitsmechanische Untersuchungen des Salzgesteins anhand von Druckversuchen an Prüfkörpern im Labor durchgeführt /GSF (1975)/.

Nicht speziell auf die Asse bezogen sind die durchgeführten Untersuchungen an verschiedenen "ersoffenen" Salzbergwerken /GSF (1975)/ sowie Modellexperimente, mit denen die beim Fluten von Salzbergwerken auftretenden Lösungs- und Transportvorgänge simuliert wurden /KFK-GSF (1974)/.

Zur Produktstabilität und Auslaugbarkeit verschiedener Abfallprodukte liegen Ergebnisse von Laboruntersuchungen vor.

8.2.2.2 Analytische und modelltheoretische Untersuchungen und "philosophische " Betrachtungen

Für das Grubengebäude Asse II wurde eine Studie zur Standsicherheit erstellt /GSF (1974)/. Die für die Genehmigung der Einlagerung radioaktiver Abfälle erforderliche Sicherheitsstudie für die gesamte Schachtanlage einschließlich der Einlagerungseinrichtungen liegt seit 1970 vor. Sie wird zur Zeit überarbeitet. Diese Sicherheitsstudie entspricht jedoch mit Sicherheit nicht den Anforderungen, die an einen Sicherheitsnachweis für das geplante Endlager zu stellen sein werden, bei dem die Aktivitätsmengen und damit das Gefahrenmaß der einzulagernden Abfälle um mehrere Größenordnungen höher liegen werden als bei Asse II.

⁺⁾ Bisher eingelagerte Abfallmengen: ca. 70 000 Fässer, ca. 15 000 m³, davon ca. 200 m³ MAW, Gesamtaktivität ca. 100 000 Ci.

Die Einlagerung von Abfällen in der Asse wird durch die seit 1971 vorliegenden und 1976 überarbeiteten Einlagerungsbedingungen geregelt. Sie basieren auf allgemeineren Sicherheitsbetrachtungen hinsichtlich Handhabung und Transport sowie hinsichtlich des mittel- und langfristigen Verhaltens der Abfälle und ihrer Verpackungen.

Nicht auf die Asse bezogene Untersuchungen wurden zu den Problemen der Radiolysegasbildung und der Temperaturentwicklung bei der Einlagerung mittelaktiver Abfälle durchgeführt /SMAILLOS, E., et al. (1976)/. Für das beim HAW-Endlager besonders gravierende Wärmeproblem liegen umfangreiche Modellrechnungen und Parameterstudien über die zu erwartenden orts- und zeitabhängigen Temperaturfelder vor /PLOUMEN, P., STRICKMANN, G. (1977)/.

Für ein hypothetisches Endlager für hochaktive Abfälle wurde ein erster Versuch einer probabilistischen Risikoanalyse durchgeführt. Die dabei zugrundegelegten Systemeigenschaften (Geologie entsprechend Asse) waren jedoch sehr stark vereinfachend. Außerdem wurden für die Eintrittswahrscheinlichkeiten für verschiedene wesentliche Fehlerereignisse Schätzwerte eingesetzt, die kaum durch theoretische Untersuchungen oder praktische Erfahrungswerte abgestützt waren. Den quantitativen Ergebnissen dieser Risikoanalyse ist daher keine praktische Bedeutung zuzumessen /PROSKE, R. (1977)/.

Über Gefahrenmaß und relative Toxizität der anfallenden radioaktiven Abfälle und ihren zeitlichen Verlauf wurden verschiedene Untersuchungen durchgeführt /McGRATH, P.E. (1974), HAUG, H.O. (1975)/. Ergebnisse und Aussagewert derartiger Untersuchungen wurden bereits in Abschnitt 8.1.1 diskutiert.

Anknüpfend an die Ergebnisse solcher Berechnungen und Vergleiche wurden verschiedentlich Betrachtungen bezüglich des langfristigen Gefahrenpotentials angestellt, die fast philosophischen Charakter haben. So wird zum Beispiel versucht, unter Zuhilfenahme von ethischen Kriterien sowie von Mutmaßungen über die Fähigkeiten und Verhaltensweisen zukünftiger Generationen Bewertungen verschiedener Konzepte zur Beseitigung der radioaktiven Abfälle abzuleiten /ROCHLIN, G.I. (1977)/.

Als Schlußfolgerung aus den Gefahrenpotentialbetrachtungen scheint sich jedoch inzwischen die Meinung durchzusetzen, daß das Hauptproblem für die sichere Endlagerung im mittelfristigen Zeitraum (d.h. bis etwa 1000 Jahre) zu erwarten ist.

8.2.3 Notwendige F+E-Arbeiten und Machbarkeit

Die Beschreibung und Vorhersage des Systemverhaltens eines konkreten Endlagers als Grundlage für eine Bestimmung des mittel- und langfristigen Sicherheitsrisikos erfordert noch eine Vielzahl von Untersuchungen und Entwicklungen, die eine beträchtliche Zeit in Anspruch nehmen werden. Dies betrifft sowohl grundlegende methodische Fragen als auch die konkreten Verhältnisse der ins Auge gefaßten geologischen Formation. Diese Feststellung besagt zunächst nichts über die Chance, daß die Untersuchungen zu einem positiven Ergebnis führen werden. Sie weist jedoch auf ein praktisches Problem hin, das sich aus dem vorgesehenen Entsorgungskonzept und seiner Terminplanung ergibt: Die tatsächliche Durchführbarkeit des Endlagerkonzepts an dem vorgesehenen Standort muß spätestens vor dem Baubeginn der Wiederaufarbeitungsanlage nachgewiesen sein.

8.2.3.1 Prinzipielle F+E-Probleme

Hinsichtlich der quantitativen Beurteilung des Sicherheitsrisikos des geplanten Endlagers sind folgende drei Aufgabenkomplexe bisher nicht oder nur in Ansätzen bewältigt:

- Die Erstellung von theoretischen, durch experimentelle Untersuchungen abgestützten Modellen für das Verhalten des geologischen Endlagersystems und der eingelagerten Abfallstoffe unter Normal- und Störfallbedingungen.

- Die Standorterkundung, die alle sicherheitsrelevanten Daten und Parameter, die in die theoretischen Modelle einfließen müssen, in ausreichender Detaillierung und Genauigkeit zu liefern hat.
- Die risikoanalytische Behandlung des Endlagersystems anhand der speziell aufbereiteten Ergebnisse von Modellstudien sowie anderweitiger Erfahrungswerte und Abschätzungen.

Der erste Aufgabenkomplex erfordert insbesondere die modellmäßige Erfassung von Vorgängen, die zu einem Wassereinbruch und dem dadurch ausgelösten Transport von Radionukliden in die Biosphäre führen können. Es sind dies zunächst gebirgsmechanische Vorgänge unter Einwirkung von Temperaturfeldern ⁺⁾ sowie von Störungen in Form von Gesteinsschichten ungünstiger Eigenschaften (z.B. Carnallit) oder aufgrund bergbaulicher Eingriffe.

Die dann im Zusammenhang mit dem Vordringen von Wasser stattfindenden Strömungs- und Lösungsvorgänge werden ebenfalls durch die Temperaturfelder beeinflusst und können weitere Gebirgsbewegungen auslösen.

Zuletzt sind die Vorgänge der Auslaugung der Abfälle und des Transports der Radionuklide an die Erdoberfläche durch strömendes Wasser oder Migration zu beschreiben sowie ihr Weg in den menschlichen Organismus über die verschiedenen Pfade ⁺⁺⁾.

⁺⁾ Die Wärmefreisetzung eines "typischen" Endlagers für hochaktive Abfälle - Kapazität entsprechend dem 20-jährigen Betrieb einer 1400-jährigen Wiederaufarbeitungsanlage, Zwischenlagerzeit der Abfälle 10 Jahre - führt bei einer Lagerfläche von 0,5 km² nach etwa 50 Jahren im Innern des Lagerfeldes zu Temperaturen von etwa 200 °C. Eine Verdopplung der Lagerfläche oder eine Verlängerung der Zwischenlagerzeit auf 30 Jahre würde etwa eine Halbierung der Temperaturerhöhungen bewirken.

⁺⁺⁾ Für die Ausbreitung der Nuklide in der Biosphäre können voraussichtlich die in anderem Zusammenhang bereits entwickelten Modelle herangezogen werden (siehe Kapitel 3.4).

Zur Bewältigung dieser Aufgabe sind u.a. in möglichst großem Maßstab Modellversuche durchzuführen, anhand deren Ergebnisse die Gültigkeit der theoretischen Modelle nachgewiesen werden kann.

Der zweite Aufgabenkomplex besteht aus den geologischen, hydrogeologischen, petrographischen und geomechanischen Erkundungen der ins Auge gefaßten Formation entsprechend den für die Asse II durchgeführten Untersuchungen, sowie aus der Aufbereitung der Ergebnisse für ihre Berücksichtigung in den theoretischen Modellen bzw. direkt in Risikoanalysen. Diese Untersuchungen können in der erforderlichen Ausführlichkeit erst nach dem Niederbringen eines Schachts und dem Auffahren mehrerer Erkundungsstrecken untertage erfolgen.

Der dritte Fragenkomplex erfordert die Ermittlung von Ereignissen und Ereignisketten, die zur Freisetzung von Radionukliden führen, und ihre Charakterisierung nach Ausmaß und Eintrittswahrscheinlichkeit in Abhängigkeit von der Zeit. Hierdurch wird letztlich die Genauigkeit und Aussagekraft der Risikoanalyse bestimmt. Die notwendigen Rechenoperationen zur Ermittlung des Gesamtrisikos stellen lediglich ein Problem bezüglich der Kapazität der Rechenanlage dar.

Voraussetzung für die Durchführung vollständiger Risikoanalysen ist jeweils das Vorliegen eines konkreten Endlagerkonzepts, in dem alle sicherheitsrelevanten Größen hinreichend detailliert beschrieben sind. Mit Hilfe der Ergebnisse von risikoanalytischen Betrachtungen können wiederum Korrekturen bzw. Optimierungen dieser Konzepte vorgenommen werden.

Aufgrund der Akzeptanzproblematik beim Risikobegriff werden eventuell äquivalente Risikoanalysen für ähnliche in der Natur (in geologischen Formationen) vorhandene Vorkommen toxischer Stoffe, zum Beispiel Schwermetallerze oder eben Uranerzlagerstätten, zu erstellen sein. Dies würde jedoch bedeuten, daß für diese Lagerstätten ähnlich detaillierte Systembeschreibungen erarbeitet werden müßten wie für das geplante Endlagersystem selbst.

8.2.3.2 Aufwand und Machbarkeit

Für alle drei unter 8.2.3.1 beschriebenen Aufgabenkomplexe gilt, daß bei der Beschreibung und Behandlung der tatsächlich vorhandenen Verhältnisse relativ grobe Vereinfachungen vorgenommen werden müssen, teils aus Gründen der Machbarkeit überhaupt, teils aus Gründen des Aufwandes und der begrenzten verfügbaren Zeit. Dies muß jedoch nicht im Widerspruch zu der erforderlichen Zuverlässigkeit stehen, wenn darauf geachtet wird, daß stets konservative Näherungsannahmen getroffen werden.

Für die angemessene Durchführung der genannten Aufgaben läßt sich (unter Berücksichtigung der absehbaren Entwicklung der hierfür bereitstehenden F+E-Kapazität) ein Zeitaufwand von mindestens 8 Jahren erwarten.

8.2.3.3 Terminierung innerhalb des Entsorgungskonzepts

Aufgrund der vorliegenden Terminvorstellungen der Bundesregierung für die Verwirklichung des Entsorgungskonzepts müssen die notwendigen F+E-Arbeiten zur Sicherheit der Endlagerung beschleunigt vorangetrieben werden. Zum vorgesehenen Baubeginn der Wiederaufarbeitungsanlage im Jahre 1981 müßte definitiv die Eignung des Standorts für die Errichtung der Endlager für schwach- und mittelaktive Abfälle nachgewiesen sein. Der entsprechende Nachweis für das HAW-Endlager kann mit Sicherheit erst nach Niederbringung eines Schachts und ausführlicher untertägiger Erkundung erbracht werden. Diese Untersuchungen werden mit großer Wahrscheinlichkeit nicht vor 1983 abgeschlossen sein. Dies bedeutet, daß das HAW-Endlager eventuell nicht am Standort der Wiederaufarbeitungsanlage errichtet werden kann, falls die Erkundungen ungünstige Resultate erbringen sollten.

Ein prinzipielles Problem ist hierin nicht zu sehen, da ein Transport der hochaktiven (verglasten) Abfälle zu einem nicht allzuweit entfernten Endlager als durchaus praktikabel angesehen wird.

Literatur zu Kapitel 8

BARLEON, L.

Kernforschungszentrum Karlsruhe
persönliche Mitteilung (1977)

BELL, M.J.

"ORIGEN, The ORNL Isotope Generation and Depletion Code"
ORNL-4628 (1973)

CLAIBORNE, H.C.

"Neutron-induced Transmutation of High-Level Radioactive Waste"
ORNL-TM-3964 (1972)

CLAIBORNE, H.C.

"Effect of Actinide Removal on the Long-Term Hazard of
High-Level Waste"
ORNL-TM-4724 (1975)

COHEN, B.L.

"The Disposal of Radioactive Wastes from Fission Reactors"
Scientific American, Vol. 236 (1977), No. 6, S. 21-31

KFK-GSF (KERNFORSCHUNGSZENTRUM KARLSRUHE-GESELLSCHAFT FÜR
STRAHLEN- UND UMWELTFORSCHUNG)

Endlagerung radioaktiver Abfälle, Jahresbericht 1974
Kernforschungszentrum Karlsruhe, KFK 2236 /GSF-T 57, S. 29

GSF (GESELLSCHAFT FÜR STRAHLEN- UND UMWELTFORSCHUNG)

Jahresbericht 1975, Kurzfassung
Neuherberg (b. München), S. 201-207

GSF (GESELLSCHAFT FÜR STRAHLEN- UND UMWELTFORSCHUNG)

Jahresbericht 1976, Kurzfassung
Neuherberg (b. München), S. 206-212

GSF (GESELLSCHAFT FÜR STRAHLEN- UND UMWELTFORSCHUNG)

"Zur Standsicherheit des Salzbergwerkes Asse II als
Endlager für radioaktive Abfälle", GSF-Bericht T 51
Neuherberg (b. München) (1974)

HAUG, H.O.

"Anfall, Beseitigung und relative Toxizität langlebiger Spaltprodukte und Aktiniden in den radioaktiven Abfällen der Kernbrennstoffzyklen"

Kernforschungszentrum Karlsruhe, KFK 2022 (1975)

KÜHN, K.

"Zur Endlagerung radioaktiver Abfälle"

Atomwirtschaft, Juli 1976, S. 357-360

Mc GRATH, P.E.

"Radioactive Waste Management Potentials and Hazard from a Risk Point of View"

Kernforschungszentrum Karlsruhe, KFK 1992 (1974)

PLOUMEN, P., STRICKMANN, G.

"Berechnung der zeitlichen und räumlichen Temperaturverteilung bei der säkularen Lagerung hochradioaktiver Abfälle in Salzstöcken"

RWTH Aachen, Institut für Elektrische Anlagen und Energiewirtschaft (1977)

PROSKE, R.

"Beiträge zur Risikoanalyse eines hypothetischen Endlagers für hochaktive Abfälle"

Dissertation TU Clausthal-Zellerfeld, in Druck

ROCHLIN, G.I.

"Nuclear Waste Disposal: Two Social Criteria"

Science, Vol. 195 (1977), S. 23-31

SCHNEIDER, K.J., PLATT, A.M. (eds.)

"Advanced Waste Management Studies: High-Level Radioactive Waste Disposal Alternative"

BNWL-1900 (1974)

SMAILOS, E., DIEFENBACHER, W., KORTHAUS, E., COMPER, W.

"Radiolysis and Temperature Effects in Case of Underground Storage of Bitumen"

Kernforschungszentrum Karlsruhe, KFK 2329 (1976)

SMAILOS, E., DIEFENBACHER, W., COMPER, W.

"Die Bildung von Radiolysegasen aus spaltproduktthaltigen mittelaktiven Abfällen und ihre Berücksichtigung bei der Endlagerung in einer Prototypkaverne"
Reaktortagung 1976, Düsseldorf, Tagungsbericht S. 385-388

TONNESSEN, K.A., COHEN, J.J.

"Survey of Naturally Occurring Hazardous Materials in Deep Geologic Formations: A Perspective on the Relative Hazard of Deep Burial of Nuclear Wastes"
UCRL-52199 (1977)

WOLKENHAUER, W.C., LEONARD, B.R., GORE, B.F.

"Transmutation of High-Level Radioactive Waste with a Controlled Thermonuclear Reactor"
BNWL-1772 (1973)

Anhänge:

Anhang 1: Begriffserklärungen

Anhang 2: Methoden zur Berechnung der Strahlenbelastung

Anhang 3: Ausgangsdaten zur Berechnung der Strahlenbelastung

Anhang 4: Nuklidspezifische Einzelergebnisse für die Strahlenbelastung

Anhang 1: Begriffserklärungen

Curie

siehe Radioaktivität

Dopplerkoeffizient

Bei einem negativen (positiven) Dopplerkoeffizienten nimmt mit zunehmender Temperatur des Brennmateri als die Reaktivität (siehe auch Reaktivität) ab (zu).

Druckwasserreaktor

siehe Reaktortypen

Hochtemperaturreaktor

siehe Reaktortypen

Leichtwasserreaktor

siehe Reaktortypen

Multiplikationsfaktor

Der Multiplikationsfaktor k (effektiver Multiplikationsfaktor) beschreibt das Verhältnis der im Reaktor produzierten zu den absorbierten und durch Leckage verlorengegangenen Neutronen.

Neutronen - prompte, verzögerte

Neutronen, die unmittelbar bei der Kernspaltung freigesetzt werden, heißen prompte Neutronen. Neutronen, die erst kurze Zeit nach der Spaltung als Folge des Zerfalls von Zwischenprodukten freigesetzt werden, heißen verzögerte Neutronen. Der Anteil der verzögerten Neutronen an der Gesamtzahl der Neutronen (prompte und verzögerte) wird mit " β " bezeichnet.

rad

siehe Radioaktivität

Radioaktivität

- Curie

1 Curie ist die Aktivität von 1 g Radium

$$1 \text{ Ci} = 3,7 \cdot 10^{10} \text{ Zerfälle/sec}$$

$$1 \text{ Ci} = 10^3 \text{ mCi} = 10^6 \text{ } \mu\text{Ci} = 10^9 \text{ nCi} = 10^{12} \text{ pCi}$$

Ab 1.1.1978 gilt die Einheit 1/sec.

- rad

1 rad bezeichnet diejenige Strahlungsmenge beliebiger Art, die in einem beliebigen Stoff je g zur Absorption von 100 erg führt. Die so definierte Dosis wird auch als Energiedosis bezeichnet.

$$1 \text{ rad} = 10^{-2} \text{ J/kg}$$

- radiobiologische Wirksamkeit (RBW)

Die radiobiologische Wirksamkeit ist definiert als Verhältnis der Dosis von 200 keV-Röntgenstrahlung zur Erzielung eines bestimmten biologischen Effekts zur Energiedosis der betrachteten Strahlung zur Erzielung des gleichen Effekts.

- rem

Die Energieabsorption unter Berücksichtigung der RBW (siehe RBW) wird durch die Einheit "roentgen equivalent man", abgekürzt rem, beschrieben.

$$\text{Dosis in rem} = \text{Dosis in rad} \cdot \text{RBW}$$

Gleiche Dosen in "rem" der verschiedenen Strahlenarten führen zu etwa gleichen biologischen Schäden.

- Röntgen

Ursprünglich wurde die erzeugte Radioaktivität als Ionendosis in Röntgen (R) gemessen.

1 R = 1000 mR = Menge an Röntgen - oder γ -Strahlung, die in 1 cm³ Luft von 0°C und 760 mm Hg eine Ionenmenge von einer elektrostatischen Ladungseinheit erzeugt.

$1 \text{ R} = 2,08 \cdot 10^9$ erzeugte Ionenpaare je cm^3 Luft
 $= 7,1 \cdot 10^4$ MeV, absorbiert je cm^3 Luft
 $= 88$ erg, absorbiert je g Luft
 Ab 1.1.1978 wird allgemein benutzt werden:
 $1 \text{ R} = 258$ coulomb/kg

radiobiologische Wirksamkeit (RBW)

siehe Radioaktivität

Reaktivität

Bezeichnet man mit Δk die Änderung des Multiplikationsfaktors k (siehe Multiplikationsfaktor) aufgrund irgendeines Prozesses, so wird die Reaktivität als Quotient $\Delta k/k$ definiert.

Reaktor - Leistungskontrolle

Die Kontrolle der Kettenreaktion gelingt mit Hilfe der verzögerten Neutronen. Wenn die Kritikalitätsbedingung nur unter Hinzurechnung der verzögert freigesetzten Neutronen zu den prompten Neutronen erfüllt ist, wird das Zeitverhalten des Reaktors durch die Verzögerungszeiten bestimmt, mit denen diese verzögerten Neutronen freigesetzt werden.

Im prompt-kritischen Bereich wird das Verhalten des Reaktors durch die mittlere Lebensdauer der Neutronen bestimmt.

Es gilt:

$$\begin{aligned}
 \phi(t) &= \phi(o) e^{\rho/l \cdot t} \\
 \phi(t) &=: \text{Neutronen}/(\text{cm}^2 \cdot \text{sec}) \text{ zur Zeit } t \\
 \phi(o) &=: \text{Neutronen}/(\text{cm}^2 \cdot \text{sec}) \text{ zur Zeit } o \\
 \rho &=: \text{Reaktivität} \\
 l &=: \text{mittlere Lebensdauer der Neutronen}
 \end{aligned}$$

Reaktortypen

- Hochtemperaturreaktor

Bei diesem Reaktortyp liegt die Kühlmittelaustrittstemperatur bei 800°C . Aufgrund dieser hohen Temperaturen kann ein besserer

Wirkungsgrad erzielt werden. Als Kühlmittel kommt nur Helium in Frage. Da eine metallische Umhüllung nicht möglich ist, werden beschichtete Brennstoffpartikel verwendet: Kerne aus Uran- bzw. Thoriumoxid oder -carbid (hoch angereichertes Uran (80-90 % U-235), das mit Thorium vermischt wird - Th-232 wird im Neutronenfeld in U-233 umgewandelt - oder Uran mit geringer Anreicherung (4-5 % U-235)) werden mit mehreren dünnen Graphitschichten umhüllt. Die beschichteten Teilchen werden in Brennelementen aus Graphit zusammengehalten. Diese Graphitblöcke, die den Reaktorkern bilden, wirken als Brennelement, Moderators substanz, Wärmeleiter und Strukturmaterial. Die Wärmeenergie des Kühlmittels Helium wird an einen Sekundärkreislauf mit Dampferzeugern abgegeben.

- Leichtwasserreaktor

Der Leichtwasserreaktor ist der heute am häufigsten eingesetzte Reaktortyp. Normales Wasser dient zum Abbremsen der Neutronen auf thermische Energien (Moderator) und als Kühlmittel. Brennstoff ist angereichertes Uran (2-4 Gewichtsprozent U-235 gegenüber 0,7 % im Natururan).

a) Druckwasserreaktor

Die in den Brennelementen erzeugte Wärme wird vom Kühlmittel Wasser, das unter hohem Druck steht (150 kp/cm^2), um das Sieden zu verhindern, abgeführt. Der Reaktorkern befindet sich in einem Druckgefäß. Die Wärmeenergie des Primärkreislaufs wird an den Sekundärkreislauf abgegeben. Im Sekundärkreislauf (50 kp/cm^2) siedet das Wasser. Der Dampf treibt die Turbinen an.

b) Siedewasserreaktor

Im Gegensatz zum Druckwasserreaktor siedet im Siedewasserreaktor das Wasser bereits im Reaktorkern. Dadurch kann der Sekundärkreislauf entfallen. Der erforderliche Druck im Reaktorkern liegt bei 70 kp/cm^2 . Da der Druckbehälter einem geringeren Druck standzuhalten hat, ist er dünnwandiger ausgelegt.

- Schneller Brutreaktor

Im Gegensatz zum Leichtwasserreaktor, der als Brennstoffeinsatz leicht angereichertes Uran benötigt, wird der schnelle Brutreaktor mit hoch angereichertem Uran oder Plutonium als Spaltstoff und U-238 als Brutstoff betrieben. Die bei den Kernreaktionen entstehenden schnellen Neutronen werden nicht moderiert. Durch Neutroneneinfang wird das U-238 über einige Zwischenstufen in Pu-239 verwandelt. Der Reaktorkern des schnellen Brutreaktors, in dem etwa um den Faktor 5 höhere Leistungsdichten als im Leichtwasserreaktorkern auftreten, wird mit flüssigem Natrium unter Atmosphärendruck (Schmelzpunkt $100\text{ }^{\circ}\text{C}$, Einlaßtemperatur $380\text{ }^{\circ}\text{C}$, Auslaßtemperatur $550\text{ }^{\circ}\text{C}$, Siedepunkt $900\text{ }^{\circ}\text{C}$) gekühlt. Über einen Wärmetauscher wird die Energie aus diesem primären Natriumkreislauf an einen sekundären Natriumkreislauf und von dort an einen Wasserdampfkreislauf ($500\text{ }^{\circ}\text{C}$, 167 bar) abgegeben.

rem

siehe Radioaktivität

Röntgen

siehe Radioaktivität

Schneller Brutreaktor

siehe Reaktortypen

Voidkoeffizient

Ein negativer (positiver) Voidkoeffizient kennzeichnet eine Reaktivitätsabnahme (-zunahme) (siehe Reaktivität) bei Blasenbildung bzw. Dichteverringering im Kühlmittel.

Wiederaufarbeitung

Aufgabe der Wiederaufarbeitung ist es, die Wertstoffe Uran und Plutonium von den Spaltprodukten und den restlichen Aktiniden zu trennen.

Bei dem hauptsächlich angewendeten PUREX-Verfahren (Plутonium-Uranium-Recovery by Extraction) werden die Brennelemente zerlegt und die einzelnen Brennstäbe zerstückelt. In kochender Salpetersäure werden alle festen Bestandteile mit Ausnahme der Hüllrohre aufgelöst, so daß Spaltprodukte, Uran und erbrütete Transurane (hauptsächlich Plutonium) in salpetersaurer Lösung weiterverarbeitet werden können. In einem ersten Verfahrensschritt werden Spaltprodukte (Abfall) und Kernbrennstoffe (wertvoller Anteil) getrennt. In einem zweiten Schritt trennt man Uran und Plutonium, die wegen ihrer unterschiedlichen Toxizität und Verwendung gesondert behandelt werden müssen. Im letzten Schritt werden Uran und Plutonium von restlichen Verunreinigungen (strahlende Spaltprodukte, Neutronengifte) weitgehendst befreit. Alle drei Verfahrensschritte beruhen auf der Lösungsmittel-Extraktion, bei der Stoffe aus der wässrigen, salpetersauren Lösung durch das mit Kerosin verdünnte Extraktionsmittel Tributylphosphat (TBP) extrahiert werden.

Anhang 2: Methoden zur Berechnung der Strahlenbelastung

Die Berechnung der Strahlenbelastung durch die Emission von Radionukliden geschieht entsprechend den in Kap. 3, Abschn. 1 beschriebenen und in Abb. 3.2 dargestellten Schritten. Hier wird das angewandte Ausbreitungsmodell (Anhang 2.1) und das Modell zur Berechnung der Belastung durch Ingestion von Radionukliden (Anhang 2.2) detailliert erläutert.

2.1 Atmosphärische Ausbreitung von Radionukliden

2.1.1 Errechnung der Erwartungswerte der Ausbreitungsfaktoren

Ausgehend von Radionuklidemissionen und von Wetterstatistiken, die für ein typisches Jahr die Häufigkeit des Auftretens verschiedener Wetterkonfigurationen in einer bestimmten Region angeben, wird die Konzentration der Radionuklide an den Aufpunkten eines vorgegebenen Rasters für jede Wetterkonfiguration errechnet. Die verschiedenen Wetterkonfigurationen werden von verschiedenen Stabilitätsklassen der atmosphärischen Schichtung (Wetterklassen) und von verschiedenen Windrichtungs- und Windstärkeintervallen gebildet. Aus der Häufigkeitsverteilung der lokalen Radionuklidkonzentrationen, die der Häufigkeitsverteilung der Wetterkonfigurationen entspricht, wird der Erwartungswert errechnet. Von besonderem Interesse für weitere radiologische Belastungsrechnungen ist die auf die Quellstärke 1 normierte lokale Konzentrationsverteilung, die sogenannte lokale Verteilung der Ausbreitungsfaktoren (Dimension des Ausbreitungsfaktors: s/m^3).

Das Rechenmodell unterscheidet drei Ausbreitungszonen bezüglich der Entfernungen Quelle - Aufpunkt. Diese Zonen werden durch den unterschiedlichen Einfluß der sogenannten Ausbreitungsobergrenzen, d.h. atmosphärische Sperrschichten, bestimmt. Sperrschichten werden durch stabile atmosphärische Schichten oberhalb instabilerer gebildet. Für größere Entfernungen von Quelle zu Aufpunkt stellen

diese Ausbreitungsobergrenzen einen wesentlichen Ausbreitungsparameter dar. Modellannahme ist dabei, daß ab einer Entfernung Quelle - Aufpunkt X_L , bei der die Konzentration an der Sperrschicht 10 % des Wertes der Konzentration an der Ausbreitungsachse bei Entfernung X_L beträgt, der Einfluß der Obergrenze wirksam wird (Abb. A 1). Durch X_L werden dann die drei Ausbreitungszonen bestimmt:

1. Ausbreitungszone
Entfernung Quelle - Aufpunkt $< X_L$
2. Ausbreitungszone
Entfernung Quelle - Aufpunkt X_L bis $2 X_L$
3. Ausbreitungszone
Entfernung Quelle - Aufpunkt $> 2 X_L$

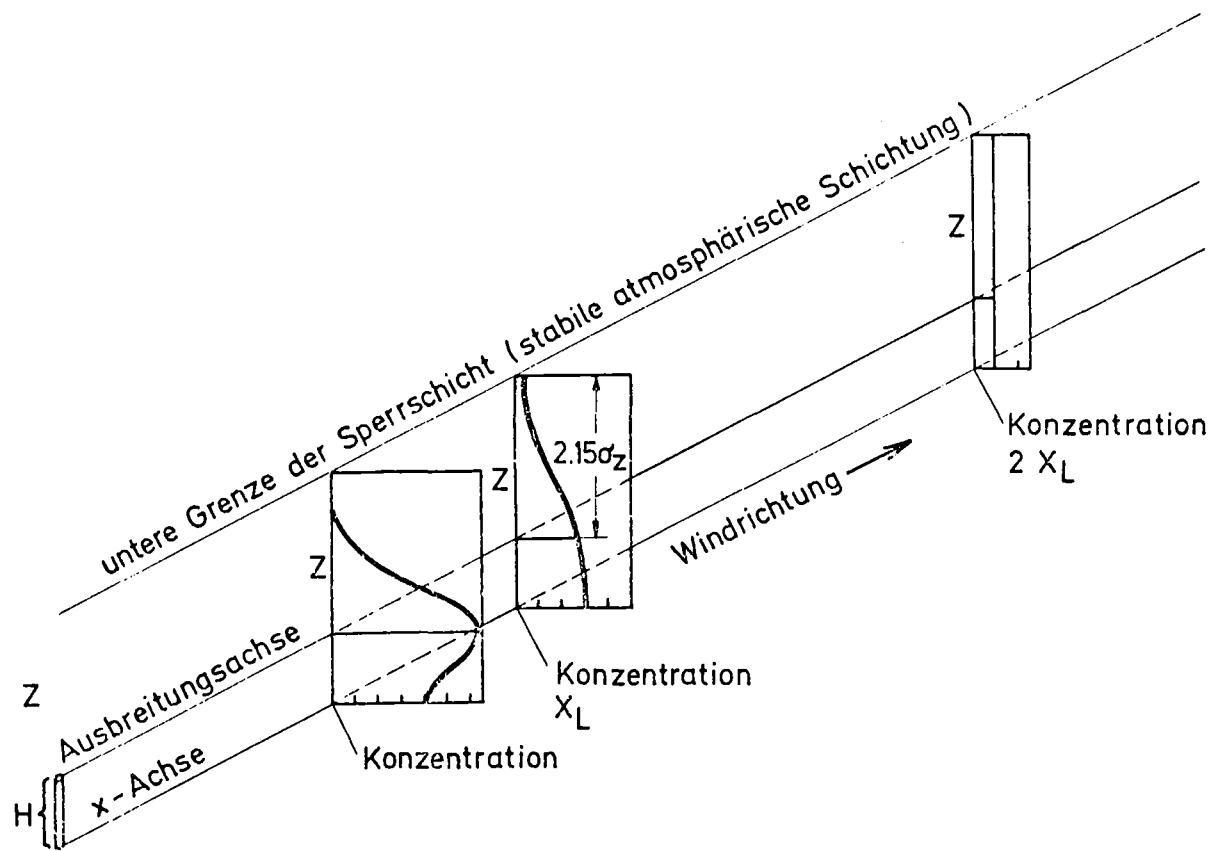


Abbildung A1: Konzentrationsverlauf in Windrichtung unterhalb einer stabilen atmosphärischen Schichtung

1. Ausbreitzungszone

Die Konzentrationsverteilung bzw. die lokale Verteilung der Ausbreitungsfaktoren im Lee einer Emissionsquelle werden nach Gleichung (I) errechnet. Die Ausbreitung durch turbulente Diffusion senkrecht zur Ausbreitungsachse in horizontaler und vertikaler Richtung wird dabei in Form von Gaußverteilungen unter Verwendung von Ausbreitungsparametern für bestimmte meteorologische Klassifikationen angenommen /TURNER (1970), PASQUILL (1962), SLADE (1969), BMI (1977)/. Darüber hinaus wird vollständige Reflexion der Abluftfahne am Boden vorausgesetzt. Der Ausbreitungsfaktor $x_{ijk}(x,y,z)$ für das Windstärkintervall i , das Windrichtungsintervall j und die Wetterklasse (Stabilität der atmosphärischen Schichtung) k errechnet sich wie folgt:

$$x_{ijk}(x,y,z) = \frac{1}{2\pi \cdot \sigma_{yk}(x-x') \cdot \sigma_{zk}(x-x') \cdot \bar{u}_{ij}} \cdot \exp\left(-\frac{(y-y')^2}{2\sigma_{yk}^2}\right) \cdot \left\{ \exp\left(-\frac{(z-H)^2}{2\sigma_{zk}^2}\right) + \exp\left(-\frac{(z+H)^2}{2\sigma_{zk}^2}\right) \right\} \quad (I)$$

x,y,z	Koordinaten des Aufpunktes
x',y',H	Koordinaten des Quellpunktes
H	Emissionshöhe in m
\bar{u}_{ij}	über die doppelte Höhe Emissionspunkt-Aufpunkt gemittelte Windgeschwindigkeit im Windstärkeintervall i und Windrichtungsintervall j in m/s
$\sigma_{zk}(x-x')$	Ausbreitungsparameter für die vertikale Diffusion senkrecht zur Windrichtung für die Wetterklasse k in m

$\sigma_{yk}(x-x')$ Ausbreitungsparameter für die horizontale Diffusion senkrecht zur Windrichtung für die Wetterklasse k in m

Mit Gleichung (I) werden die Ausbreitungsfaktoren für einzelne meteorologische Konfigurationen in einem vorgegebenen Aufpunkttraster errechnet. Die Windgeschwindigkeiten in den angewandten Wetterstatistiken beziehen sich auf 10 m Meßhöhe. Die Änderung der Windgeschwindigkeit mit der Höhe wird in Form eines Potenzgesetzes berücksichtigt. Die Ausbreitungsparameter $\sigma_{zk}(x-x')$ und $\sigma_{yk}(x-x')$ sind Potenzfunktionen der Quelldistanz.

Die angewandten Wetterstatistiken gehen von 2 592 unterschiedlichen meteorologischen Konfigurationen für ein typisches Jahr aus, von 36 Windrichtungsintervallen, 12 Windgeschwindigkeitsintervallen und 6 Wetterklassen (Stabilitätsklassen der atmosphärischen Schichtung). Die Einzelwerte der Ausbreitungsfaktoren für jede meteorologische Konfiguration tragen entsprechend ihrer Auftretenshäufigkeit zum Erwartungswert des Ausbreitungsfaktors am jeweiligen Aufpunkt bei.

2. und 3. Ausbreitzungszone

Für größere Entfernungen von Quelle zu Aufpunkt wird die Ausbreitung wesentlich durch die Ausbreitungsobergrenzen, d.h. durch atmosphärische Sperrschichten bestimmt. Für diese größeren Entfernungen ergibt sich in erster Näherung eine Gleichverteilung der Konzentration zwischen Boden und Ausbreitungsobergrenze. Modellannahme ist dabei, wie bereits erwähnt, daß ab einer Entfernung Quelle-Aufpunkt X_L , bei der die Konzentration an der Sperrschicht 10 % des Wertes der Konzentration an der Ausbreitungsachse bei Entfernung X_L beträgt, der Einfluß einer Obergrenze wirksam wird. Im Entfernungsbereich Quelle-Aufpunkt kleiner X_L wird die vertikale Konzentrationsverteilung als Gaußverteilung mit Maximum auf der Ausbreitungsachse, und im Entfernungsbereich größer $2 X_L$ Konzentrationsgleichverteilung zwischen Erdboden und Ausbreitungsobergrenze angenommen; im Bereich zwischen X_L und $2 X_L$ wird eine Interpolation der Konzentrationswerte bei X_L

und $2 X_L$ durchgeführt. Die Modellannahmen werden bei /TURNER (1970)/ beschrieben, sie wurden aber auch durch Rechnungen von WINTZER/ FAUDE (1974)/ bestätigt, die die Ergebnisse der beschriebenen Näherung mit Ergebnissen bei exakter Berücksichtigung von Mehrfachreflektionen von "Ausbreitungsfahnen" am Boden und an der Ausbreitungsobergrenze verglichen. Im Rechenmodell wird die Entfernung X_L als die Entfernung festgelegt, bei der der 2.15-fache Wert des vertikalen Ausbreitungsparameters σ_z gleich der Höhe Erdboden-Ausbreitungsobergrenze ist. $2.15 \sigma_z$ entspricht bei Annahme einer Gaußverteilung dem Wert auf der Verteilungskurve mit 10 % des Maximalwertes.

Ansatz (I) für den Ausbreitungsfaktor $x_{ijk}(x,y,z)$ vereinfacht sich durch die Annahme der Gleichverteilung der Konzentration zwischen Erdboden und Ausbreitungsobergrenze Z_k für die 3. Ausbreitungszone wie folgt:

$$x_{ijk}(x,y,z) = \frac{1}{\sqrt{2\pi} \cdot \sigma_{y1}(x-x') \cdot Z_k \cdot \bar{u}_{ij}} \cdot \exp\left(-\frac{(y-y')^2}{2\sigma_{yk}^2}\right) \quad (\text{II})$$

mit Z_k Ausbreitungsobergrenze abhängig von der Wetterklasse k

2.1.2 Errechnung der Fraktilwerte der Radionuklidkonzentrationen

Zur Berechnung der Dosisbelastung bei potentiellen Störfällen ist die Angabe eines Erwartungswertes für alle meteorologischen Konfigurationen (Langzeitwert) nicht geeignet. Da Störfälle probabilistische Ereignisse darstellen, sollte möglichst die den meteorologischen Konfigurationen entsprechende Häufigkeitsverteilung der Dosiswerte angegeben werden. Es wird daher von einem statistischen Ansatz ausgegangen, der es gestattet, die lokale Verteilung der Ausbreitungsfaktoren bzw. der Radionuklidkonzentration zu errechnen, die für bestimmte Auftretenshäufigkeiten vorkommender Wetterlagen nicht überschritten werden. Diese sog. Fraktilwerte können, falls sie nahe genug bei 100 % liegen, als geeignete obere Abschätzung der Belastung durch Störfallemissionen angesehen werden.

Die einzelnen Radionuklidkonzentrationen aus der Gesamtverteilung werden aus den einzelnen meteorologischen Konfigurationen der Ausbreitungsklassenstatistik mit Hilfe des sog. Gaußschen Rauchfahnenmodells (Ansatz I) errechnet. Um Fraktilwerte zu erhalten, werden die Einzelwerte für die Radionuklidkonzentration nach aufsteigenden Werten geordnet und die zugehörigen Auftretenswahrscheinlichkeiten zur Summenhäufigkeit addiert. Die erhaltene Verteilungsfunktion drückt die Fraktilwerte aus. Die Summe aller Auftretenswahrscheinlichkeiten ergibt den Wert 1. Der Fraktilwertverteilung können dann Konzentrationswerte entnommen werden, die bestimmten Fraktilwerten entsprechen, d.h. die mit bestimmten Wahrscheinlichkeiten nicht überschritten werden.

Da die Ausbreitungsklassenstatistik von 1-h-Mittelwerten ausgeht, um die einzelnen meteorologischen Konfigurationen zu klassifizieren, kann der Ansatz nur angewandt werden, wenn die Dauer der Störfallemission klein ist im Vergleich zur 1-h-Mittelungsdauer. Liegt ein Störfall mit längerer Emissionsdauer vor, so muß von typischen zeitlichen Abläufen für die Änderung der einzelnen Wetterkonfigurationen ausgegangen werden.

Da bei Störfällen meist auch sehr kurzlebige Radionuklide emittiert werden, wird bei der Berechnung der lokalen Verteilung der Dosisbelastung auch der Anteil berücksichtigt, der durch die während des Ausbreitungsvorgangs gebildeten Tochternuklide entsteht. Dazu muß der zeitliche Verlauf der Quellstärke der Tochternuklide als Funktion der Quellstärke des Mutternuklids zum Zeitpunkt der Emission beschrieben werden. In dem angewandten Rechenmodell wird diese Zeitabhängigkeit über die jeweils vorherrschende Windgeschwindigkeit in eine Ortsabhängigkeit umgewandelt. Die Quellstärke kann somit zusammen mit dem Zerfallsterm als Funktion des betrachteten Ortes angesehen werden. Die zeit- und damit als Funktion der Windgeschwindigkeit auch ortsabhängigen Quellstärken von Mutter- und Tochternukliden können mit Hilfe der sog. Bateman-Gleichungen /LAPP (1972)/ erhalten werden. Für das Mutternuklid und die ersten beiden Tochternuklide ergeben sich die folgenden Ausdrücke:

$$Q_1(t) = Q_0 e^{-\lambda_1 t} \quad (\text{III})$$

$$Q_2(t) = Q_0 (a_1 e^{-\lambda_1 t} + a_2 e^{-\lambda_2 t})$$

$$Q_3(t) = Q_0 (a_3 e^{-\lambda_1 t} + a_4 e^{-\lambda_2 t} + a_5 e^{-\lambda_3 t})$$

mit $a_1 = \frac{\lambda_1}{\lambda_2 - \lambda_1}$

$$a_2 = \frac{\lambda_1}{\lambda_2 - \lambda_1}$$

$$a_3 = \frac{\lambda_1 \lambda_2}{(\lambda_2 - \lambda_1) (\lambda_3 - \lambda_1)}$$

$$a_4 = \frac{\lambda_1 \lambda_2}{(\lambda_1 - \lambda_2) (\lambda_3 - \lambda_2)}$$

$$a_5 = \frac{\lambda_1 \lambda_2}{(\lambda_1 - \lambda_3) (\lambda_2 - \lambda_3)}$$

$$t = \frac{x - x'}{\bar{u}_{ijk}}$$

Q_0 Quellstärke Mutternuklid zum Zeitpunkt der Emission $t = 0$
in Ci

$Q_1(t)$ zeitlicher Verlauf der Quellstärke des Mutternuklids

$Q_2(t)$ zeitlicher Verlauf der Quellstärke des 1. Tochternuklids

$Q_3(t)$ zeitlicher Verlauf der Quellstärke des 2. Tochternuklids

λ_1 Zerfallskonstante des Mutternuklids

λ_2 Zerfallskonstante des 1. Tochternuklids

λ_2 Zerfallskonstante des 2. Tochternuklids

2.2 Strahlenexposition durch Ingestion radioaktiver Stoffe

2.2.1 Emission radioaktiver Stoffe mit der Abluft

Die radioaktiven Stoffe werden mit der Nahrung aufgenommen. Dabei werden folgende vier Nahrungsmittelgruppen betrachtet:

- a) pflanzliche Produkte ohne Blattgemüse (Pf)
- b) Blattgemüse (Bl)
- c) Milch (Mi)
- d) Fleisch (Fl)

Bezeichnet man mit U^{Pf} , U^{Bl} , U^{Mi} , U^{Fl} die pro Jahr aufgenommenen Nahrungsmittelmengen (a-d), mit C_r^{Pf} , C_r^{Bl} , C_r^{Mi} , C_r^{Fl} die Konzentration des Nuklids r im entsprechenden Nahrungsmittel und mit g_{r1} den nuklid (r)- und organ (l)-spezifischen Dosisfaktor, so berechnet sich die Jahresdosis nach folgender Formel:

$$D_{r1} = (U^{Pf} \cdot C_r^{Pf} + U^{Bl} \cdot C_r^{Bl} + U^{Mi} \cdot C_r^{Mi} + U^{Fl} \cdot C_r^{Fl}) g_{r1} \quad (IV)$$

Zur Berechnung der Nuklidkonzentration in der Milch und im Fleisch ist die Kenntnis der Konzentration im Gras und im Lagerfutter erforderlich.

Es sind damit die Nuklidkonzentrationen in pflanzlichen Produkten ohne Blattgemüse, in Blattgemüse, in Gras und in Lagerfutter nach folgender Formel zu berechnen:

$$C_r^n = a_p \cdot Q_r \left\{ (F_r + f_w \cdot W_R) \cdot \frac{1 - \exp(-\lambda_{eff,r}^{Pf} \cdot t_e)}{\gamma \cdot \lambda_{eff,r}^{Pf}} \right. \\ \left. + (F_r + W_r) \cdot \frac{T_r^{Pf} (1 - \exp(-\lambda_r \cdot t_b))}{P \cdot \lambda_r} \right\} \exp(-\lambda_r \cdot t_v) \quad (V)$$

Der erste Summand in der Klammer beschreibt den Anteil, der durch Ablagerung von Radionukliden auf der Pflanze erhalten wird, während der zweite Summand den Anteil angibt, der durch Anreicherung im Boden und Aufnahme über die Wurzel zur Radionuklidkonzentration in der Pflanze beiträgt.

r	:	Nuklid
n	:	Pflanzenart
a_p	:	Zahlenfaktor
Q_r	:	Emission
F_r	:	Falloutfaktor
W_r	:	Washoutfaktor
f_w	:	Anteil der auf der Pflanze abgelagerten Aktivität, die bis zum Verzehr dort verbleibt
$\lambda_{\text{eff},r}^{\text{Pf}}$:	effektive Abklingkonstante
t_e	:	Kontaminationszeit für Bodenprodukte während der Wachstumsperiode (unterschiedlich für verschiedene n)
Y	:	Ertrag an Bodenprodukten (unterschiedlich für verschiedene n)
t_v	:	Zeit zwischen Ernte und Verbrauch der Nahrung (unterschiedlich für verschiedene n)
T_r^{Pf}	:	Transferfaktor Boden - eßbarer Teil des Bodenprodukts
λ_r	:	Zerfallskonstante
t_b	:	Zeit, in der sich das Nuklid im Boden anreichert
P	:	Massenbelegung des Bodens

Bei den Radionukliden Tritium (H-3) und Kohlenstoff-14 (C-14) wird angenommen, daß sie in den Pflanzen, bezogen auf den natürlichen Wasserstoff bzw. Kohlenstoff, entsprechend dem Verhältnis aufgenommen werden, wie es in der Luft an betrachteten Ort vorliegt.

$$C_{H3}^n = Q_{H3} \cdot x \cdot \frac{a_{H3}}{\phi}$$

$$C_{C14}^n = Q_{C14} \cdot x \cdot a_{C14}$$

x : Ausbreitungsfaktor am betrachteten Ort

a_{H3}, a_{C14} : Umrechnungsfaktoren

ϕ : absolute Feuchte in der Atmosphäre

Aus der Nuklidkonzentration im Gras und im Lagerfutter berechnet man die Konzentration im Futter der Tiere und daraus über die entsprechenden Transferdaten die Konzentration in der Milch und im Fleisch.

2.2.2 Emissionen radioaktiver Stoffe mit dem Abwasser

Zur Bestimmung der internen Strahlenexposition durch radioaktive Einleitungen in Oberflächengewässer ist die Berechnung der jährlichen Aufnahme des Nuklides i (A_i) über die verschiedenen relevanten Expositionspfade erforderlich.

Das Produkt aus der jährlichen Nuklidaufnahme mit dem organ- und nuklid-spezifischen Dosisfaktor, summiert über alle relevanten Expositionspfade und über alle abgeleiteten Nuklide ergibt die Gesamtdosis für das betrachtete Organ.

Die Größe A_i ist proportional der Nuklidkonzentration C_i in Fließgewässer an der betrachteten Stelle.

Für die Berechnung der Strahlenexposition wurden die folgenden Expositionspfade betrachtet:

- I. Das Nuklid wird mit dem Trinkwasser, das aus dem Fließgewässer gewonnen wird, aufgenommen.

$$A_i = U \cdot C_i \cdot \exp(-\lambda_{pi} \cdot t_v)$$

mit A_i : jährliche Aufnahme des Nuklids i

U : Jahrestrinkwassermenge

C_i : Aktivitätskonzentration des Nuklids i im Fließgewässer

λ_{pi} : physikalische Zerfallskonstante

t_v : Zeit zwischen Entnahme aus Fließgewässer und Einspeisung in das Trinkwassernetz

II. Das Nuklid wird über den Fischfleischverzehr aufgenommen

$$A_i = U \cdot C_i \cdot B_i$$

mit U : Jahresfischfleischverzehr

B_i : Konzentrationsfaktor für das Nuklid i im Fischfleisch

III. + IV.: Der Mensch nimmt das Nuklid über den Milch- bzw. Fleischkonsum auf. Das Nuklid gelangt in die Milch bzw. das Fleisch über den Wasserkonsum der Kuh, der aus dem Fließgewässer gedeckt wird.

$$A_i = U \cdot C_i \cdot L \cdot f_i$$

mit U : Jahresmilch- bzw. Jahresfleischkonsum

L : Wasserkonsum der Kuh

f_i : Transferfaktor Wasser zur Milch bzw. zum Fleisch der Kuh.

V. + VI. Beregnung: Die Felder werden mit Wasser aus dem Fließgewässer beregnet. Die Anreicherung auf der Weidepflanze setzt sich zusammen aus der direkten Ablagerung und aus der Anreicherung im Boden und den Transport in die Weidepflanze. Mit der Futteraufnahme gelangt das Nuklid in die Milch bzw. das Fleisch der Kuh.

$$A_i = U \cdot C_i \cdot I \cdot f_i (S1 + S2)$$

mit $S1$: direkte Ablagerung auf der Weidepflanze

$$S1 = \frac{W \cdot N_p}{Y_p \cdot \lambda_{ei}} \cdot (1 - \exp(-\lambda_{ei} \cdot t_1))$$

- S₂ : Anreicherung im Boden und Transport in die Weidepflanze
- $$S_2 = \frac{W \cdot T_{ip}}{P \cdot \lambda_{pi}} (1 - \exp(-\lambda_{pi} \cdot t_2))$$
- U : Jahresmilch- bzw. Jahresfleischkonsum
- I : Frischfutteraufnahme
- f_i : Transferfaktor vom Futter zur Milch bzw. zum Fleisch
- W : Berechnungsrate
- N_p : anteilige Nuklidablagerung auf der Pflanze
- Y_p : Ertrag der Pflanze
- λ_{pi} : physikalische Zerfallskonstante
- λ_b : biologische Verweilkonstante auf Weidepflanzen
- λ_{ei} : λ_{ei} = λ_{pi} + λ_b
- t₁ : Zeit bis zum erneuten Abweichen desselben Weidestücks
bzw. Berechnungszeit während der Vegetationszeit
- T_{ip} : Transferfaktor Boden - Pflanze
- P : Massenbelegung des Bodens
- t₂ : gesamte Zeit für die Anreicherung im Boden

Berechnung: Das Nuklid lagert sich wie in V. + VI. auf der Weidepflanze auch auf pflanzlichen Nahrungsmitteln ab. Über die Aufnahme von pflanzlichen Nahrungsmitteln von berechneten Feldern gelangt es in den Körper.

$$A_i = U_p \cdot C_i (S_1 + S_2)$$

U_p : jährlicher Pflanzenverzehr

(Für H-3 gelten in V. - VII. vereinfachte Formeln.)

Anhang 3: Ausgangsdaten zur Berechnung der Strahlenbelastung

Zur Errechnung der organspezifischen Ortsdosen in der Umgebung der betrachteten Anlagen, Kernkraftwerk (KKW), Wiederaufarbeitungsanlage (WAA) und Kohlekraftwerk, müssen die folgenden Ausgangsdaten vorliegen:

- (1) Anlagen- und standortspezifische Daten
- (2) Dosis- und Transferfaktoren.

Die anlagen- und standortspezifischen Daten sind in Abschn. 3.1, die angewandten Dosis- und Transferfaktoren für kerntechnische Anlagen in Abschn. 3.2 und diejenigen für Kohlekraftwerke in Abschn. 3.3 zusammengestellt.

3.1 Anlagen- und standortspezifische Daten

Die folgenden Daten gelten für den Ort maximaler Immission in der Nähe der Emissionsquellen. Für die Kernkraftwerke wird eine Emissionshöhe von 100 m und für die Wiederaufarbeitungsanlage von 200 m angenommen, bei den Kohlekraftwerken werden 100 m - und 200 m-Kamine unter Berücksichtigung des thermischen Auftriebs betrachtet. Den angewandten Ausbreitungsfaktoren, d.h. den auf die Quellstärke normierten Immissionswerten, liegt die Ausbreitungsklassenstatistik des Deutschen Wetterdienstes Offenbach für die Wetterstation Hannover-Langenhagen zugrunde (s. Kap. 4, Abschn. 1). Zur Berechnung der Ablagerung der Nuklide durch Niederschlag (Washout) wird eine mittlere Niederschlagshöhe von 200 mm/a für die Hauptwindrichtung angenommen. Insgesamt ergeben sich damit die folgenden Ausgangsdaten für die Vergleichsrechnungen:

	K K W	W A A	Kohlekraftwerke	
Emissionshöhe (m)	100	200	100	200
Ort maximaler Immission (m)	820	1500	1800	3200
Ausbreitungsfaktor (s/m^3)	$2,2 \cdot 10^{-7}$	$4 \cdot 10^{-8}$	$3,2 \cdot 10^{-8}$	$9,8 \cdot 10^{-9}$
Ausbreitungsfaktor für γ -Submersion (s/m^2)	$5 \cdot 10^{-4}$	$2 \cdot 10^{-4}$	$2,3 \cdot 10^{-4}$	$6,1 \cdot 10^{-5}$
Falloutfaktor Aerosole ($1/m^2$)	$2,2 \cdot 10^{-10}$	$4 \cdot 10^{-11}$	$3,2 \cdot 10^{-11}$	$9,8 \cdot 10^{-12}$
Falloutfaktor Jod(elementar) ($1/m^2$)	$2,2 \cdot 10^{-9}$	$4 \cdot 10^{-10}$	-	-
Washoutfaktor Aerosole ($1/m^2$)	$1,9 \cdot 10^{-10}$	$1,3 \cdot 10^{-10}$	$1,1 \cdot 10^{-10}$	$6,0 \cdot 10^{-11}$
Washoutfaktor Jod (elementar) ($1/m^2$)	$9 \cdot 10^{-10}$	$6 \cdot 10^{-10}$	-	-

3.2 Dosis- und Transferfaktoren für kerntechnische Anlagen

Die Dosis- und Transferfaktoren wurden den "Allgemeinen Berechnungsgrundlagen für die Bestimmung der Strahlenexposition durch Emission radioaktiver Stoffe mit der Abluft" /BMI (1977a)/ entnommen.

Tabelle I: Dosisfaktoren für β - und γ -Submersion und γ -Bodenstrahlung

NUKLID	DOSISFAKTOR		
	BETA-SUBM.	GAMMA-SUBM.	GAMMA-BODENSTR ^{+))}
	REM**M**3	REM**M**2	REM**M**2
	(-----)	(-----)	(-----)
	CI*SEC	CI*SEC	CI
C -14	7.00E-04	0.00E+00	0.00E+00
KR-85	4.30E-02	3.40E-07	0.00E+00
SR-89	1.30E-01	0.00E+00	0.00E+00
SR-90	3.30E-02	0.00E+00	0.00E+00
Y -90	2.20E-01	0.00E+00	0.00E+00
Y -91	1.40E-01	5.20E-07	6.42E+01
ZR-95	1.70E-02	1.10E-04	1.52E+04
NB-95	1.00E-03	1.20E-04	8.76E+03
RU-103	4.50E-03	9.10E-05	7.36E+03
RU-106	3.40E-01	3.10E-05	2.43E+04
AG-110M	9.80E-03	4.10E-04	2.18E+05
SB-124	7.90E-02	2.70E-04	3.46E+04
SB-125	9.70E-03	8.10E-05	1.76E+05
J -129	7.00E-04	1.70E-05	3.30E+05
J -131	3.40E-02	6.20E-05	1.10E+03
XE-131M	1.80E-03	1.50E-05	0.00E+00
CS-134	3.10E-02	2.50E-04	3.66E+05
CS-137	4.20E-02	8.80E-05	1.31E+06
BA-140	5.20E-02	3.50E-05	9.57E+02
LA-140	1.40E-01	3.00E-04	1.06E+03
CE-141	2.40E-02	1.40E-05	9.73E+02
CE-144	8.20E-03	4.30E-06	2.59E+03
PR-144	3.00E-01	4.20E-06	1.06E-01
NP-239	2.40E-02	1.90E-05	9.39E+01
PU-238	0.00E+00	6.90E-06	1.15E+05
PU-239	0.00E+00	7.30E-07	9.61E+03
PU-240	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
PU-241	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
AM-241	0.00E+00	4.50E-06	8.94E+04
AM-243	0.00E+00	7.20E-06	1.89E+05
CM-242	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
CM-243	6.30E-03	1.90E-05	2.99E+05
CM-244	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00

+) Dosisfaktor multipliziert mit Anreicherungsfaktor

Tabelle II: Inhalationsdosisfaktoren für Erwachsene in (rem/Ci)

NUKLID	KNÖCHEN	LEBER	GANZ- KOERPER	SCHILD- DRUESE	NIERE	LUNGE	MAGEN- DARM
H -3	0.00E+00	2.30E+02	2.30E+02	2.30E+02	2.30E+02	2.30E+02	2.30E+02
C -14	3.50E+03	3.40E+02	3.40E+02	3.40E+02	3.40E+02	3.40E+02	3.40E+02
KR-85	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
KR-86	6.80E+03	2.10E+04	6.80E+03	6.80E+03	6.80E+03	9.00E+04	5.10E+04
SR-89	4.40E+05	1.10E+04	1.10E+04	1.10E+04	1.10E+04	2.10E+05	4.10E+04
SR-90	1.10E+07	0.00E+00	9.80E+05	0.00E+00	0.00E+00	1.00E+06	3.40E+04
Y -90	2.10E+04	6.80E+02	6.80E+02	6.80E+02	6.80E+02	2.10E+04	5.60E+04
Y -91	4.10E+05	8.60E+03	8.60E+03	8.60E+03	8.60E+03	2.10E+05	4.10E+04
ZR-93	9.50E+04	5.10E+03	2.30E+03	2.30E+03	2.30E+04	2.10E+04	2.10E+03
NB-93M	9.50E+04	2.30E+04	6.80E+03	6.80E+03	2.90E+04	4.10E+04	2.90E+03
ZR-95	6.80E+04	2.30E+04	1.70E+04	1.70E+04	3.40E+04	1.90E+05	2.10E+04
NB-95	1.40E+04	6.80E+02	3.40E+03	3.40E+03	6.80E+03	6.00E+04	1.00E+04
TC-99	1.40E+02	2.10E+02	6.80E+01	6.80E+01	2.30E+03	1.00E+05	6.80E+03
RU-103	2.10E+03	8.60E+02	8.60E+02	8.60E+02	6.80E+03	6.90E+04	2.10E+04
RU-106	2.10E+04	0.00E+00	2.30E+03	0.00E+00	4.10E+04	1.10E+06	1.00E+05
AG-110M	4.10E+03	4.10E+03	2.30E+03	2.30E+03	6.80E+03	5.60E+05	4.10E+04
CD-115M	6.80E+03	1.70E+05	6.80E+03	6.80E+03	1.00E+05	1.70E+05	5.10E+04
SB-124	2.10E+04	5.10E+02	9.80E+03	5.90E+01	9.80E+03	3.10E+05	5.10E+04
SB-125	2.10E+04	2.10E+02	3.40E+03	2.10E+01	3.40E+03	2.30E+05	1.00E+04
TE-125M	4.10E+03	2.30E+03	6.80E+02	1.00E+03	2.10E+04	4.70E+04	1.00E+04
TE-127M	1.40E+04	5.10E+03	1.70E+03	4.10E+03	4.10E+04	1.50E+05	2.30E+04
TE-127	2.10E+02	6.80E+01	3.40E+01	1.00E+02	5.10E+02	6.80E+02	6.90E+03
TE-129M	2.10E+04	1.00E+04	3.40E+03	6.80E+03	6.80E+04	1.90E+05	5.10E+04
TE-129	5.10E+01	2.90E+01	1.70E+01	4.10E+01	2.10E+02	2.90E+02	1.50E+03
J -129	9.80E+03	9.80E+03	9.80E+03	7.50E+06	9.80E+03	1.00E+05	5.10E+03
J -131	2.30E+03	2.30E+03	2.30E+03	1.40E+06	2.30E+03	2.10E+04	2.10E+04
XE-131M	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
CS-134	4.10E+04	1.00E+05	6.80E+04	6.80E+04	3.40E+04	4.70E+05	2.90E+04
CS-135	1.40E+04	1.00E+04	3.40E+03	0.00E+00	5.10E+03	6.40E+04	5.10E+03

Tabelle II: (Fortsetzung)

NUKLID	KNOCHEN	LEBER	GANZ- KOERPER	SCHILD- DRUESE	NIERE	LUNGE	MAGEN- DARM
CS-136	2.10E+03	1.00E+04	6.80E+03	6.80E+03	5.10E+03	3.60E+04	2.10E+04
CS-137	5.90E+04	6.80E+04	3.40E+04	3.40E+04	2.60E+04	4.10E+05	2.60E+04
BA-140	1.00E+05	1.00E+02	6.80E+03	6.80E+03	4.10E+01	1.40E+05	5.10E+04
LA-140	5.10E+03	2.90E+03	7.60E+02	7.60E+02	7.60E+02	2.10E+04	4.70E+04
CE-141	2.10E+04	1.00E+04	1.70E+03	1.70E+03	6.80E+03	3.90E+04	1.00E+04
PR-143	2.10E+04	1.00E+04	1.10E+03	1.10E+03	5.10E+03	3.50E+04	2.30E+04
PR-144	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
CE-144	1.90E+06	5.10E+05	6.80E+04	6.80E+04	2.90E+05	1.00E+06	1.00E+05
ND-147	1.40E+04	2.10E+04	1.10E+03	1.10E+03	1.00E+04	2.60E+04	2.10E+04
PM-147	1.90E+05	2.10E+04	6.80E+03	6.80E+03	2.90E+04	6.80E+04	5.10E+03
SM-151	1.90E+05	2.90E+04	6.80E+03	6.80E+03	3.40E+04	4.10E+04	2.90E+03
EU-152	5.10E+05	1.00E+05	9.80E+04	9.80E+04	4.70E+05	3.40E+05	2.10E+04
EU-154	3.20E+06	2.90E+05	1.70E+05	1.70E+05	2.10E+06	1.00E+06	5.10E+04
EU-155	1.00E+05	2.60E+04	1.40E+04	1.40E+04	6.80E+04	6.80E+04	5.10E+03
TP-160	1.40E+05	1.40E+04	1.40E+04	1.40E+04	5.10E+04	1.90E+05	2.60E+04
RA-223	6.80E+06	6.80E+05	6.80E+05	6.80E+05	6.80E+05	2.50E+07	2.90E+05
RA-224	2.10E+06	2.30E+05	2.30E+05	2.30E+05	2.30E+05	8.20E+06	2.30E+05
AC-227	5.10E+09	6.80E+08	2.30E+08	2.30E+08	2.30E+08	2.30E+08	4.10E+03
TH-227	6.70E+07	5.10E+05	9.80E+05	9.80E+05	3.40E+06	3.40E+07	6.80E+04
TH-228	2.00E+09	2.10E+07	3.40E+07	3.40E+07	1.00E+08	1.00E+09	1.00E+05
TH-230	5.30E+09	2.90E+08	1.40E+08	1.40E+08	1.00E+09	6.80E+08	3.40E+04
TH-232	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
TH-234	3.80E+05	1.00E+04	6.80E+03	6.80E+03	6.80E+04	1.90E+05	6.80E+04
PA-231	1.10E+10	4.10E+08	3.40E+08	3.40E+08	2.10E+09	5.10E+07	4.10E+04
PA-233	1.40E+04	2.60E+03	2.30E+03	2.30E+03	1.00E+04	3.50E+04	1.00E+04
U -232	1.40E+08	6.80E+06	6.80E+06	6.80E+06	1.00E+07	2.20E+08	4.10E+04
U -233	2.10E+07	1.40E+06	1.40E+06	1.40E+06	5.10E+06	5.00E+07	3.40E+04
U -234	2.10E+07	1.10E+06	1.10E+06	1.10E+06	5.10E+06	5.00E+07	3.40E+04
U -235	2.10E+07	1.10E+06	1.10E+06	1.10E+06	1.00E+07	4.70E+07	4.10E+04
U -236	2.10E+07	1.10E+06	1.10E+06	1.10E+06	5.10E+06	4.70E+07	3.40E+04

Tabelle II: (Fortsetzung)

NUKLID	KNÖCHEN	LEBER	GANZ- KÖRPER	SCHILD- DRÜSE	NIERE	LUNGE	MAGEN- DARM
C-238	2.10E+07	1.10E+06	1.10E+06	1.10E+06	8.20E+07	4.10E+07	3.40E+04
NP-237	3.00E+09	2.60E+08	1.10E+08	1.10E+08	1.00E+09	5.10E+07	4.10E+04
NP-239	2.10E+03	2.60E+02	1.70E+02	1.70E+02	1.00E+03	2.90E+03	9.00E+03
PU-238	6.20E+09	6.80E+08	1.40E+08	1.40E+08	5.10E+08	2.10E+08	4.10E+04
PU-239	6.90E+09	1.00E+09	1.40E+08	1.40E+08	6.80E+08	2.10E+08	4.10E+04
PU-240	6.90E+09	1.00E+09	1.40E+08	1.40E+08	6.80E+08	2.10E+08	4.10E+04
PU-241	1.30E+08	6.80E+06	2.30E+06	2.30E+06	1.00E+07	2.10E+05	1.00E+03
PU-242	6.70E+09	6.80E+08	1.40E+08	1.40E+08	6.80E+08	2.10E+08	4.10E+04
AM-241	2.00E+09	6.80E+08	1.40E+08	1.40E+08	1.00E+09	5.10E+07	4.10E+04
AM-242M	2.10E+09	6.80E+08	1.40E+08	1.40E+08	1.00E+09	2.30E+07	1.00E+04
AM-243	2.10E+09	6.80E+08	1.40E+08	1.40E+08	1.00E+09	5.10E+07	4.10E+04
CM-242	1.00E+08	5.10E+07	3.40E+06	3.40E+06	2.10E+07	3.40E+07	5.10E+04
CM-243	1.90E+09	6.80E+08	9.80E+07	9.80E+07	5.10E+08	6.80E+07	5.10E+04
CM-244	1.30E+09	5.10E+08	7.60E+07	7.60E+07	3.40E+08	6.80E+07	4.10E+04
CM-245	2.50E+09	6.80E+08	1.40E+08	1.40E+08	6.80E+08	5.10E+07	4.10E+04
CM-246	2.50E+09	6.80E+08	1.40E+08	1.40E+08	6.80E+08	5.10E+07	4.10E+04
CM-247	2.50E+09	6.80E+08	1.40E+08	1.40E+08	6.80E+08	5.10E+07	5.10E+04
CM-248	2.00E+10	5.10E+09	1.10E+09	1.10E+09	5.10E+09	5.10E+08	1.00E+06
CF-252	1.90E+09	3.40E+07	3.40E+07	3.40E+07	3.40E+07	2.10E+08	2.10E+05

Tabelle III: Ingestionsdosisfaktoren für Erwachsene (rem/Ci)

NUKLID	KNOCHEN	LEBER	GANZ- KOERPER	SCHILD- DRUESE	NIERE	LUNGE	MAGEN- DARM
H -3	0.00E+00	1.30E+02	1.30E+02	1.30E+02	1.30E+02	1.30E+02	1.30E+02
C -14	3.80E+03	6.30E+02	6.30E+02	6.30E+02	6.30E+02	6.30E+02	6.30E+02
KR-85	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
RB-86	8.90E+03	1.90E+04	8.90E+03	8.90E+03	8.90E+03	8.90E+03	8.20E+04
SR-89	3.10E+05	8.90E+03	8.90E+03	8.90E+03	8.90E+03	8.90E+03	6.30E+04
SR-90	9.50E+06	0.00E+00	8.90E+05	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	4.70E+04
Y -90	9.40E+00	2.10E-01	2.10E-01	2.10E-01	2.10E-01	2.10E-01	9.40E+04
Y -91	1.30E+02	3.10E+00	3.10E+00	3.10E+00	3.10E+00	3.10E+00	6.90E+04
ZR-93	4.20E+01	2.10E+00	1.00E+00	1.00E+00	9.40E+00	1.00E+00	2.40E+03
NB-93M	3.80E+01	9.40E+00	2.10E+00	2.10E+00	9.40E+00	2.10E+00	4.70E+03
ZR-95	1.90E+01	9.40E+00	6.30E+00	6.30E+00	9.40E+00	6.30E+00	3.00E+04
NB-95	5.40E+00	3.10E+00	1.60E+00	1.60E+00	3.10E+00	1.60E+00	2.00E+04
TC-99	1.30E+02	1.90E+02	6.30E+01	6.30E+01	2.30E+03	1.90E+01	1.20E+04
RU-103	1.90E+02	7.80E+01	7.80E+01	7.80E+01	6.30E+02	7.80E+01	2.40E+04
RU-106	3.80E+03	0.00E+00	3.10E+02	0.00E+00	4.70E+03	0.00E+00	1.60E+05
AG-110M	1.90E+02	1.90E+02	8.90E+01	8.90E+01	3.10E+02	8.90E+01	6.40E+04
CD-115M	6.30E+01	1.90E+03	6.30E+01	6.30E+01	1.90E+03	6.30E+01	7.50E+04
SB-124	3.80E+03	4.70E+01	1.00E+03	6.30E+00	1.00E+03	2.30E+03	8.20E+04
SB-125	1.90E+03	2.10E+01	3.10E+02	1.90E+00	3.10E+02	1.90E+03	1.90E+04
TE-125M	1.90E+03	1.90E+03	6.30E+02	7.50E+02	9.40E+03	6.30E+02	1.60E+04
TE-127M	9.40E+03	3.80E+03	1.00E+03	1.90E+03	3.10E+04	1.00E+03	3.60E+04
TE-127	1.30E+02	4.70E+01	2.10E+01	7.50E+01	3.80E+02	2.10E+01	1.10E+04
TE-129M	1.30E+04	6.30E+03	3.10E+03	4.70E+03	4.70E+04	3.10E+03	9.40E+04
TE-129	3.80E+01	1.90E+01	1.30E+01	3.80E+01	1.90E+02	1.30E+01	2.30E+03
J -129	1.30E+04	1.30E+04	1.30E+04	1.00E+07	1.30E+04	1.30E+04	9.40E+03
J -131	3.10E+03	3.10E+03	3.10E+03	1.90E+06	3.10E+03	3.10E+03	3.10E+04
XE-131M	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
CS-134	5.40E+04	2.20E+05	6.90E+04	6.90E+04	4.70E+04	1.90E+04	4.70E+04
CS-135	3.40E+04	1.70E+04	6.30E+03	0.00E+00	6.30E+03	1.90E+03	9.40E+03

Tabelle III: (Fortsetzung)

NUKLID	KNOCHEN	LEBER	GANZ- KOERPER	SCHILD- DRUESE	NIERE	LUNGE	MAGEN- DARM
CS-136	3.80E+03	9.40E+03	6.90E+03	6.90E+03	6.30E+03	9.40E+02	2.90E+04
CS-137	7.50E+04	1.30E+05	3.10E+04	3.10E+04	3.80E+04	9.40E+03	4.70E+04
BA-140	1.90E+04	2.10E+01	1.30E+03	1.30E+03	6.30E+00	9.40E+00	7.50E+04
LA-140	1.90E+00	9.40E-01	3.10E-01	3.10E-01	3.10E-01	3.10E-01	8.20E+04
CE-141	7.50E+00	6.30E+00	6.30E-01	6.30E-01	2.70E+00	6.30E-01	2.20E+04
PR-143	9.40E+00	3.80E+00	6.30E-01	6.30E-01	2.10E+00	6.30E-01	3.90E+04
PR-144	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
CE-144	4.70E+02	1.90E+02	2.10E+01	2.10E+01	9.40E+01	2.10E+01	1.60E+05
ND-147	6.30E+00	6.30E+00	6.30E-01	6.30E-01	3.80E+00	6.30E-01	3.10E+04
PM-147	7.50E+01	6.30E+00	3.10E+00	3.10E+00	9.40E+00	3.10E+00	8.20E+03
SM-151	7.50E+01	9.40E+00	3.10E+00	3.10E+00	9.40E+00	3.10E+00	5.00E+03
EU-152	1.90E+02	4.70E+01	3.10E+01	3.10E+01	2.40E+04	3.10E+01	2.40E+04
EU-154	1.30E+03	9.40E+01	7.80E+01	7.80E+01	6.30E+02	7.80E+01	8.20E+04
EU-155	4.70E+01	9.40E+00	6.30E+00	6.30E+00	2.70E+01	6.30E+00	9.40E+03
TB-160	4.70E+01	6.30E+00	6.30E+00	6.30E+00	1.90E+01	6.30E+00	4.30E+04
RA-223	5.20E+06	6.30E+05	6.30E+05	6.30E+05	6.30E+05	6.30E+05	4.70E+05
RA-224	1.60E+06	2.10E+05	2.10E+05	2.10E+05	2.10E+05	2.10E+05	3.80E+05
AC-227	2.00E+06	2.30E+05	1.00E+05	1.00E+05	9.40E+04	1.00E+05	6.30E+03
TH-227	1.30E+04	2.30E+02	3.10E+02	3.10E+02	1.90E+03	3.10E+02	1.10E+05
TH-228	5.10E+05	9.40E+03	1.60E+04	1.60E+04	4.70E+04	1.60E+04	1.90E+05
TH-230	2.10E+06	9.40E+04	6.30E+04	6.30E+04	6.30E+05	6.30E+04	6.30E+04
TH-232	2.50E+06	9.40E+04	6.90E+04	6.90E+04	4.70E+05	6.90E+04	4.70E+04
TH-234	7.50E+01	4.70E+00	2.10E+00	2.10E+00	2.70E+01	2.10E+00	1.10E+05
PA-231	4.30E+06	1.90E+05	1.60E+05	1.60E+05	9.40E+05	1.60E+05	6.30E+04
PA-233	5.40E+00	9.40E-01	8.90E-01	8.90E-01	3.80E+00	8.90E-01	1.60E+04
U -232	4.50E+06	3.10E+05	3.10E+05	3.10E+05	4.70E+05	3.10E+05	6.30E+04
U -233	9.00E+05	6.30E+04	6.30E+04	6.30E+04	1.90E+05	6.30E+04	6.30E+04
U -234	9.00E+05	6.30E+04	6.30E+04	6.30E+04	1.90E+05	6.30E+04	6.30E+04
U -235	1.00E+06	6.30E+04	6.30E+04	6.30E+04	4.70E+05	6.30E+04	6.30E+04
U -236	8.20E+05	6.30E+04	6.30E+04	6.30E+04	1.90E+05	6.30E+04	6.30E+04

Tabelle III: (Fortsetzung)

NUKLID	KNOCHEN	LEBER	GANZ- KOERPER	SCHILD- DRUESE	NIERE	LUNGE	MAGEN- DARM
U -238	7.50E+05	6.30E+04	6.30E+04	6.30E+04	3.20E+06	6.30E+04	4.70E+04
NP-237	1.20E+06	9.40E+04	6.30E+04	6.30E+04	3.10E+05	6.30E+04	6.30E+04
NP-239	1.30E+00	9.40E-02	6.90E-02	6.90E-02	3.80E-01	6.90E-02	1.50E+04
PU-238	7.50E+05	9.40E+04	1.60E+04	1.60E+04	6.30E+04	1.60E+04	6.30E+04
PU-239	8.20E+05	9.40E+04	2.10E+04	2.10E+04	9.40E+04	2.10E+04	6.30E+04
PU-240	8.20E+05	9.40E+04	2.10E+04	2.10E+04	9.40E+04	2.10E+04	6.30E+04
PU-241	1.60E+04	6.30E+02	3.10E+02	3.10E+02	1.90E+03	3.10E+02	1.90E+03
PU-242	7.80E+05	9.40E+04	1.60E+04	1.60E+04	6.30E+04	1.60E+04	6.30E+04
AM-241	1.00E+06	2.70E+05	6.30E+04	6.30E+04	4.70E+05	6.30E+04	6.30E+04
AM-242M	8.60E+05	2.70E+05	6.30E+04	6.30E+04	3.80E+05	6.30E+04	2.10E+04
AM-243	8.60E+05	2.70E+05	6.30E+04	6.30E+04	3.80E+05	6.30E+04	6.30E+04
CM-242	1.90E+04	2.10E+04	1.30E+03	1.30E+03	6.30E+03	1.30E+03	8.20E+04
CM-243	7.20E+05	2.30E+05	3.10E+04	3.10E+04	1.90E+05	3.10E+04	9.40E+04
CM-244	5.30E+05	2.10E+05	3.10E+04	3.10E+04	1.90E+05	3.10E+04	6.30E+04
CM-245	1.10E+06	2.70E+05	6.30E+04	6.30E+04	2.70E+05	6.30E+04	6.30E+04
CM-246	1.10E+06	2.70E+05	6.30E+04	6.30E+04	2.70E+05	6.30E+04	6.30E+04
CM-247	1.10E+06	2.70E+05	6.30E+04	6.30E+04	2.70E+05	6.30E+04	9.40E+04
CM-248	8.60E+06	2.30E+06	6.30E+05	6.30E+05	2.10E+06	6.30E+05	1.90E+06
CF-252	1.90E+05	6.30E+03	6.30E+03	6.30E+03	6.30E+03	6.30E+03	2.60E+05

Tabelle IV: Transferdaten zur Berechnung des Radionuklidtransports

NUKLID	TRANSFERFAKTOR	TRANSFERFAKTOR	TRANSFERFAKTOR
	VOM BODEN ZUM ESSBAREN TEIL	VOM FUTTER IN DIE MILCH	VOM FUTTER IN DAS FLEISCH
H -3	4.80E+00	1.00E-02	1.20E-02
C -14	5.50E+00	1.20E-02	3.10E-02
KR-85	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
RB-86	1.30E-01	3.00E-02	3.10E-02
SR-89	2.00E-01	8.00E-04	6.00E-04
SR-90	2.00E-01	8.00E-04	6.00E-04
Y -90	2.50E-03	1.00E-05	4.60E-03
Y -91	2.50E-03	1.00E-05	4.60E-03
ZR-93	1.70E-04	5.00E-06	3.40E-02
NB-93M	9.40E-03	2.50E-03	2.80E-01
ZR-95	1.70E-04	5.00E-06	3.40E-02
NB-95	9.40E-03	2.50E-03	2.80E-01
TC-99	2.50E-01	2.50E-02	4.00E-01
RU-103	1.00E-02	1.00E-06	4.00E-01
RU-106	1.00E-02	1.00E-06	4.00E-01
AG-110M	1.50E-01	5.00E-02	1.70E-02
CD-115M	3.00E-01	1.20E-04	5.30E-04
SB-124	1.10E-02	1.50E-03	4.00E-03
SB-125	1.10E-02	1.50E-03	4.00E-03
TE-125M	1.30E+00	1.00E-03	7.70E-02
TE-127M	1.30E+00	1.00E-03	7.70E-02
TE-127	1.30E+00	1.00E-03	7.70E-02
TE-129M	1.30E+00	1.00E-03	7.70E-02
TE-129	1.30E+00	1.00E-03	7.70E-02
J -129	2.00E-02	1.00E-02	2.90E-03
J -131	2.00E-02	1.00E-02	2.90E-03
XE-131M	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
CS-134	2.00E-03	1.20E-02	4.00E-03
CS-135	2.00E-03	1.20E-02	4.00E-03
CS-136	2.00E-03	1.20E-02	4.00E-03
CS-137	2.00E-03	1.20E-02	4.00E-03
BA-140	5.00E-03	4.00E-04	3.20E-03
LA-140	2.50E-03	5.00E-06	2.00E-04
CE-141	5.00E-04	6.00E-04	1.20E-03
PR-143	2.50E-03	5.00E-06	4.70E-03
PR-144	2.50E-03	5.00E-06	4.70E-03
CE-144	5.00E-04	6.00E-04	1.20E-03
ND-147	2.40E-03	5.00E-06	3.30E-03
PM-147	2.50E-03	5.00E-06	4.80E-03
SM-151	2.50E-03	5.00E-06	5.00E-03
EU-152	2.50E-03	5.00E-06	4.80E-03
EU-154	2.50E-03	5.00E-06	4.80E-03
EU-155	2.50E-03	5.00E-06	4.80E-03
TB-160	2.50E-03	5.00E-06	4.40E-03
RA-223	1.40E-03	8.00E-03	3.40E-02
RA-224	1.40E-03	8.00E-03	3.40E-02
AC-227	2.50E-03	5.00E-06	6.00E-02
TH-227	4.20E-03	5.00E-06	2.00E-04
TH-228	4.20E-03	5.00E-06	2.00E-04
TH-230	4.20E-03	5.00E-06	2.00E-04

Tabelle IV: (Fortsetzung)

NUKLID	TRANSFERFAKTOR VOM BODEN ZUM ESSBAREN TEIL	TRANSFERFAKTOR VOM FUTTER IN DIE MILCH	TRANSFERFAKTOR VOM FUTTER IN DAS FLEISCH
TH-232	4.20E-03	5.00E-06	2.00E-04
TH-234	4.20E-03	5.00E-06	2.00E-04
PA-231	2.50E-03	5.00E-06	8.00E+02
PA-233	2.50E-03	5.00E-06	8.00E+02
U -232	2.50E-03	5.00E-04	3.40E-04
U -233	2.50E-03	5.00E-04	3.40E-04
U -234	2.50E-03	5.00E-04	3.40E-04
U -235	2.50E-03	5.00E-04	3.40E-04
U -236	2.50E-03	5.00E-04	3.40E-04
U -238	2.50E-03	5.00E-04	3.40E-04
NP-237	2.50E-03	5.00E-06	2.00E-04
NP-239	2.50E-03	5.00E-06	2.00E-04
PU-238	2.50E-04	2.00E-06	1.40E-05
PU-239	2.50E-04	2.00E-06	1.40E-05
PU-240	2.50E-04	2.00E-06	1.40E-05
PU-241	2.50E-04	2.00E-06	1.40E-05
PU-242	2.50E-04	2.00E-06	1.40E-05
AM-241	2.50E-04	5.00E-06	2.00E-04
AM-242M	2.50E-04	5.00E-06	2.00E-04
AM-243	2.50E-04	5.00E-06	2.00E-04
CM-242	2.50E-03	5.00E-06	2.00E-04
CM-243	2.50E-03	5.00E-06	2.00E-04
CM-244	2.50E-03	5.00E-06	2.00E-04
CM-245	2.50E-03	5.00E-06	2.00E-04
CM-246	2.50E-03	5.00E-06	2.00E-04
CM-247	2.50E-03	5.00E-06	2.00E-04
CM-248	2.50E-03	5.00E-06	2.00E-04
CF-252	2.50E-03	5.00E-06	2.00E-04

Tabelle VII: Ingestionsdosisfaktoren für Erwachsene (rem/Ci) (Abluft)

NUKLID	KNOCHEN	LEBER	GANZ- KOERPER	SCHILD- DRUESE	NIERE	LUNGE	MAGEN- DARM
U-238	7.50E+05	6.30E+04	6.30E+04	6.30E+04	3.20E+06	6.30E+04	4.70E+04
TH-234	7.50E+01	4.70E+00	2.10E+00	2.10E+00	2.70E+01	2.10E+00	1.10E+05
U-234	9.00E+05	6.30E+04	6.30E+04	6.30E+04	1.90E+05	6.30E+04	6.30E+04
TH-230	2.10E+06	9.40E+04	6.30E+04	6.30E+04	6.30E+05	6.30E+04	6.30E+04
RA-226	3.10E+08	3.10E+07	3.10E+07	3.10E+07	3.10E+07	3.10E+07	6.30E+04
PB-210	3.10E+07	3.80E+06	6.30E+06	6.30E+06	1.60E+07	6.30E+06	9.40E+03
BI-210	4.70E+02	3.10E+03	2.10E+02	2.10E+02	3.80E+04	2.10E+02	4.50E+04
PO-210	3.80E+05	6.30E+05	7.80E+04	7.80E+04	2.30E+06	7.80E+04	6.30E+04
TH-232	2.50E+06	9.40E+04	6.90E+04	6.90E+04	4.70E+05	6.90E+04	4.70E+04
RA-228	1.40E+08	1.60E+07	1.60E+07	1.60E+07	1.60E+07	1.60E+07	6.30E+04
AC-228	7.50E+01	3.10E+01	6.30E+00	6.30E+00	3.10E+00	6.30E+00	2.10E+04
TH-228	5.10E+05	9.40E+03	1.60E+04	1.60E+04	4.70E+04	1.60E+04	1.90E+05
RA-224	1.60E+06	2.10E+05	2.10E+05	2.10E+05	2.10E+05	2.10E+05	3.80E+05
PB-212	2.10E+05	9.40E+03	3.10E+03	3.10E+03	9.40E+04	3.10E+03	9.40E+04
BI-212	5.40E+01	2.10E+02	3.10E+01	3.10E+01	2.30E+03	3.10E+01	5.30E+03
K-40 ^{+))}	1.60E+06	1.60E+06	1.60E+06	1.60E+06	1.60E+06	1.60E+06	1.60E+06

+) Dosisfaktor wurde aus der Strahlenschutzverordnung /SSV (1977)/ errechnet

Tabelle VIII: Transferdaten zur Berechnung des Radionuklidtransports in pflanzliche Produkte, zur Milch und zum Fleisch

NUKLID	TRANSFERFAKTOR	TRANSFERFAKTOR	TRANSFERFAKTOR
	VOM BODEN ZUM ESSBAREN TEIL	VOM FUTTER IN DIE MILCH	VOM FUTTER IN DAS FLEISCH
U-238	2.50E-03	5.00E-04	3.40E-04
TH-234	4.20E-03	5.00E-06	2.00E-04
U-234	2.50E-03	5.00E-04	3.40E-04
TH-230	4.20E-03	5.00E-06	2.00E-04
RA-226	1.40E-03	8.00E-03	3.40E-02
PB-210	6.80E-02	6.20E-04	2.90E-04
BI-210	1.50E-01	5.00E-04	1.30E-02
PO-210	9.00E-03	3.00E-04	1.20E-02
TH-232	4.20E-03	5.00E-06	2.00E-04
RA-228	1.40E-03	8.00E-03	3.40E-02
AC-228	2.50E-03	5.00E-06	6.00E-02
TH-228	4.20E-03	5.00E-06	2.00E-04
RA-224	1.40E-03	8.00E-03	3.40E-02
PB-212	6.80E-02	6.20E-04	2.90E-04
BI-212	1.50E-01	5.00E-04	1.30E-02
K-40	3.70E-01	1.00E-02	1.20E-02

Anhang 4: Nuklidspezifische Einzelergebnisse für die Strahlenbelastung

Für den Leichtwasserreaktor (LWR, speziell DWR), die LWR-Wiederaufarbeitungsanlage und für das Kohlekraftwerk mit dem 200 m-Kamin unter Berücksichtigung des Auftriebs und bei Annahme des Emissionsdatensatzes 1 (radioaktives Gleichgewicht) werden die nuklidspezifischen Einzelergebnisse der Strahlenbelastung aufgezeigt. Beim LWR werden die Belastungen aus Abluft- (Tab. IX bis XI) und aus Abwasseremissionen (Tab. XII) betrachtet, bei der LWR-Wiederaufarbeitungsanlage und beim Kohlekraftwerk werden nur die Belastungen aus den Abluftemissionen dargestellt (Tab. XIII bis XVI). Bei den Abluftemissionen werden die Belastungswerte am Ort maximaler Immission in der Umgebung der Anlage (ungünstigster Aufpunkt) betrachtet. Die Ergebnisse zeigen, daß in allen Fällen nur einige wenige, radiologisch bedeutende Nuklide die Strahlenbelastung bestimmen.

Tabelle IX: Organspezifische Strahlenbelastung durch Beta-, Gamma-Submersion und Gamma-Bodenstrahlung aus Emissionen eines 1000 MWe Kernkraftwerkes (LWR) am Ort maximaler Immission in der Umgebung der Anlage

NUKLID	EMISSION (CI/A)	DOSISRATE (MREM/A)		
		BETA-SUBM.	GAMMA-SUBM.	GAMMA-BODENSTR.
H-3	2.00E+01	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
C-14	6.00E+00	9.24E-07	0.00E+00	0.00E+00
AR-41	3.00E+01	6.60E-04	2.70E-03	0.00E+00
CO-58	2.00E-03	1.85E-09	1.30E-07	1.59E-05
CO-60	2.00E-03	4.40E-09	3.50E-07	1.18E-03
KR-85	1.20E+03	1.14E-02	2.04E-04	0.00E+00
KR-88	4.00E+01	7.39E-04	6.80E-03	0.00E+00
J-131	6.00E-02	4.49E-07	1.86E-06	2.05E-04
XE-133	2.80E+02	7.39E-03	1.96E-02	0.00E+00
XE-135	2.00E+02	2.82E-03	3.80E-03	0.00E+00
CS-134	2.00E-03	1.36E-08	2.50E-07	3.00E-04
CS-137	2.00E-03	1.85E-08	8.80E-03	1.07E-03
SUMME:		2.30E-02	3.31E-02	2.78E-03

Tabelle X: Organspezifische Strahlenbelastung durch Inhalation von Radionukliden aus Emissionen eines 1000 MWe Kernkraftwerkes (LWR) am Ort maximaler Immission in der Umgebung der Anlage

NUKLID	EMISSION (CI/A)	DOSISRATE (MREM/A)						
		KNOCHEN	LEBER	GANZ- KOERPER	SCHILD- DRUESE	NIERE	LUNGE	MAGEN- DARM
H -3	2.00E+01	0.00E+00	2.34E-04	2.34E-04	2.34E-04	2.34E-04	2.34E-04	2.34E-04
C -14	6.00E+00	1.07E-03	1.04E-04	1.04E-04	1.04E-04	1.04E-04	1.04E-04	1.04E-04
CO-58	2.00E-03	2.34E-07	2.14E-07	2.34E-07	2.34E-07	3.46E-08	1.12E-05	1.02E-06
CO-60	2.00E-03	6.93E-07	4.18E-07	6.93E-07	6.93E-07	1.02E-07	7.03E-05	3.46E-06
J -131	6.00E-02	7.03E-06	7.03E-06	7.03E-06	4.28E-03	7.03E-06	6.42E-05	6.42E-05
CS-134	2.00E-03	4.18E-06	1.02E-05	6.93E-06	6.93E-06	3.46E-06	4.79E-05	2.95E-06
CS-137	2.00E-03	6.01E-06	6.93E-06	3.46E-06	3.46E-06	2.65E-06	4.18E-05	2.65E-06
SUMME:		1.09E-03	3.63E-04	3.57E-04	4.63E-03	3.51E-04	5.73E-04	4.12E-04

Tabelle XI: Organspezifische Strahlenbelastung durch Ingestion von Radionukliden aus Emissionen eines 1000 MWe Kernkraftwerkes (LWR) am Ort maximaler Immission in der Umgebung der Anlage

NUKLID	EMISSION (CI/A)	DOSISRATE (MREM/A)						
		KNOCHEN	LEBER	GANZ- KOERPER	SCHILD- DRUESE	NIERE	LUNGE	MAGEN- DARM
H -3	2.00E+01	0.00E+00	5.20E-04	5.20E-04	5.20E-04	5.20E-04	5.20E-04	5.20E-04
C -14	6.00E+00	4.20E-02	6.96E-03	6.96E-03	6.96E-03	6.96E-03	6.96E-03	6.96E-03
CC-58	2.00E-03	3.43E-06	1.35E-06	3.43E-06	3.43E-06	5.78E-07	3.43E-06	4.50E-05
CC-60	2.00E-03	2.58E-05	8.59E-06	2.58E-05	2.58E-05	2.58E-06	2.58E-05	2.17E-04
J -131	6.00E-02	3.99E-04	3.99E-04	3.99E-04	2.44E-01	3.99E-04	3.99E-04	3.99E-03
CS-134	2.00E-03	2.49E-04	1.01E-03	3.18E-04	3.18E-04	2.17E-04	8.76E-05	2.17E-04
CS-137	2.00E-03	3.70E-04	6.41E-04	1.53E-04	1.53E-04	1.37E-04	4.64E-05	2.32E-04
SUMME:		4.30E-02	9.54E-03	8.38E-03	2.52E-01	8.29E-03	8.04E-03	1.22E-02

Tabelle XII: Organspezifische Strahlenbelastung durch interne Exposition von Radionukliden aus Einleitungen eines 1000 MWe Kernkraftwerkes (LWR) in Wasser

NUKLID	EMISSION (Ci/a)	DOSISRATE (mrem/a)						
		KNOCHEN	LEBER	GANZ- KORPER	SCHILD- DRUSE	NIERE	LUNGE	MAGEN- DARM
H-3	9.50E+02	0.00E+00	7.30E-03	7.30E-03	7.30E-03	7.30E-03	7.30E-03	7.30E-03
CC-58	2.00E-01	2.63E-05	1.04E-05	2.63E-05	2.63E-05	4.45E-06	2.63E-05	3.46E-04
CC-60	2.00E-01	1.14E-04	3.81E-05	1.14E-04	1.14E-04	1.14E-05	1.14E-04	9.61E-04
SR-89	1.00E-01	1.79E-03	5.13E-05	5.13E-05	5.13E-05	5.13E-05	5.13E-05	3.63E-04
SR-90	5.00E-02	9.32E-02	0.00E+00	8.73E-03	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	4.61E-04
RU-106	1.00E-03	2.62E-06	0.00E+00	2.14E-07	0.00E+00	3.24E-06	0.00E+00	1.10E-04
J-131	2.00E-01	3.67E-05	3.67E-05	3.67E-05	2.25E-02	3.67E-05	3.67E-05	3.67E-04
CS-134	1.00E-01	7.15E-04	2.91E-03	9.13E-04	9.13E-04	6.22E-04	2.51E-04	6.22E-04
CS-137	1.00E-01	1.01E-03	1.75E-03	4.18E-04	4.18E-04	5.12E-04	1.27E-04	6.33E-04
CE-144	5.00E-02	1.46E-06	5.90E-07	6.52E-08	6.52E-08	2.92E-07	6.52E-08	4.57E-04
SUMME:		9.69E-02	1.21E-02	1.76E-02	3.13E-02	8.54E-03	7.91E-03	1.17E-02

Tabelle XIII: Organspezifische Strahlenbelastung durch Beta-, Gamma-Sub-
 mersion und Gamma-Bodenstrahlung aus Emissionen einer 1400
 jato-Wiederaufarbeitungsanlage für LWR-Brennstoff, Abbrand
 36 000 Mwd/t, Anreicherung 3,5 %, Kühlzeit 365 d

NUKLID	EMISSION (CI/A)	DOSISRATE (MREM/A)		
		BETA-SUBM.	GAMMA-SUBM.	GAMMA-BODEN
C -14	1.40E+03	3.92E-05	0.00E+00	0.00E+00
KR-85	8.19E+05	1.41E+00	5.57E-02	0.00E+00
SR-89	9.09E-02	4.72E-07	0.00E+00	0.00E+00
SR-90	1.16E+00	1.53E-06	0.00E+00	0.00E+00
Y -90	1.16E+00	1.02E-05	0.00E+00	0.00E+00
Y -91	2.11E-01	1.18E-06	2.20E-08	2.31E-06
ZR-95	4.63E-01	3.15E-07	1.02E-05	1.20E-03
NB-95	9.86E-01	3.94E-08	2.37E-05	1.47E-03
RU-103	3.40E-02	6.12E-09	6.19E-07	4.26E-05
RJ-106	4.41E+00	6.00E-05	2.73E-05	1.82E-02
AG-110M	2.30E-02	9.00E-09	1.88E-06	8.51E-04
SB-124	9.77E-05	3.09E-10	5.28E-09	5.75E-07
SB-125	1.08E-01	4.17E-08	1.74E-06	3.22E-03
J -129	5.70E-01	1.60E-08	1.94E-06	1.88E-01
J -131	3.35E-07	4.55E-13	4.15E-12	3.68E-10
XE-131M	8.89E-04	6.40E-11	2.67E-09	0.00E+00
CS-134	2.91E+00	3.61E-06	1.46E-04	1.81E-01
CS-137	1.61E+00	2.70E-06	2.83E-05	3.59E-01
BA-140	6.16E-08	1.28E-13	4.31E-13	1.00E-11
LA-140	7.08E-08	3.97E-13	4.25E-12	1.28E-11
CE-141	9.32E-03	8.95E-09	2.61E-08	1.54E-06
CE-144	7.49E+00	2.46E-06	6.44E-06	3.30E-03
PR-144	7.49E+00	8.99E-05	6.29E-06	1.35E-07
NP-239	3.09E-04	2.97E-10	1.18E-09	4.94E-09
PJ-238	4.73E-02	0.00E+00	6.53E-08	9.25E-04
PJ-239	4.54E-03	0.00E+00	6.62E-10	7.41E-06
PU-240	6.89E-03	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
PU-241	1.50E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
AM-241	3.56E-03	0.00E+00	3.20E-09	5.40E-05
AM-243	3.09E-04	0.00E+00	4.46E-10	9.94E-06
CM-242	1.07E-01	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
CM-243	5.75E-05	1.45E-11	2.19E-10	2.92E-06
CM-244	4.34E-02	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
SUMME:		1.41E+00	5.59E-02	7.57E-01

Tabelle XIV: Organspezifische Strahlenbelastung durch Inhalation von Radionukliden aus Emissionen einer 1400-jato-Wiederaufarbeitungsanlage für LWR-Brennstoff, Abbrand 36 000 MWd/t, Anreicherung 3,5 %, Kühlzeit 365 d

NUKLID	EMISSION (CI/A)	DCSISRATE (MREM/A)							
		KNOCHEN	LEBER	GANZ- KOERPER	SCHILD- DRUESE	NIERE	LUNGE	MAGEN- DARM	
H -3	2.57E+05	0.00E+00	5.48E-01	5.48E-01	5.48E-01	5.48E-01	5.48E-01	5.48E-01	5.48E-01
C -14	1.40E+03	4.54E-02	4.41E-03	4.41E-03	4.41E-03	4.41E-03	4.41E-03	4.41E-03	4.41E-03
KR-85	8.19 E+05	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
RB-86	1.20E-08	7.56E-13	2.34E-12	7.56E-13	7.56E-13	7.56E-13	7.56E-13	1.00E-11	5.67E-12
SR-89	9.09E-02	3.70E-04	9.25E-06	9.25E-06	9.25E-06	9.25E-06	9.25E-06	1.77E-04	3.45E-05
SR-90	1.16E+00	1.18E-01	0.00E+00	1.05E-02	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	1.07E-02	3.65E-04
Y -90	1.16E+00	2.25E-04	7.30E-06	7.30E-06	7.30E-06	7.30E-06	7.30E-06	2.25E-04	6.01E-04
Y -91	2.11E-01	8.03E-04	1.68E-05	1.68E-05	1.68E-05	1.68E-05	1.68E-05	4.11E-04	8.03E-05
ZR-93	2.87E-05	2.52E-08	1.36E-09	6.11E-10	6.11E-10	6.11E-09	5.58E-09	5.58E-09	5.58E-10
NB-93M	3.35E-06	2.94E-09	7.13E-10	2.11E-10	2.11E-10	8.99E-10	1.27E-09	8.99E-11	8.99E-11
ZR-95	4.63E-01	2.92E-04	9.87E-05	7.29E-05	7.29E-05	1.46E-04	8.15E-04	9.01E-05	9.01E-05
NB-95	9.86E-01	1.28E-04	6.21E-05	3.10E-05	3.10E-05	6.21E-05	5.48E-04	9.13E-05	9.13E-05
TC-99	2.18E-04	2.83E-10	4.25E-10	1.38E-10	1.38E-10	4.65E-09	2.02E-07	1.38E-08	1.38E-08
RU-103	3.40E-02	6.62E-07	2.71E-07	2.71E-07	2.71E-07	2.14E-06	2.17E-05	6.62E-06	6.62E-06
RU-106	4.41E+00	8.58E-04	0.00E+00	9.39E-05	0.00E+00	1.67E-03	4.49E-02	4.08E-03	4.08E-03
AG-110M	2.30E-02	8.72E-07	8.72E-07	4.89E-07	4.89E-07	1.45E-06	1.19E-04	8.72E-06	8.72E-06
CD-115M	2.58E-05	1.62E-09	4.06E-08	1.62E-09	1.62E-09	2.39E-08	4.06E-08	1.22E-08	1.22E-08
SB-124	9.77E-05	1.90E-08	4.61E-10	8.87E-09	5.34E-11	8.87E-09	2.81E-07	4.61E-08	4.61E-08
SB-125	1.08E-01	2.09E-05	2.09E-07	3.39E-06	2.09E-08	3.39E-06	2.29E-04	9.96E-06	9.96E-06
TE-125M	4.45E-02	1.69E-06	9.48E-07	2.80E-07	4.12E-07	8.66E-06	1.94E-05	4.12E-06	4.12E-06
TE-127M	2.62E-02	3.39E-06	1.24E-06	4.12E-07	9.94E-07	9.94E-06	3.64E-05	5.58E-06	5.58E-06
TE-127	2.59E-02	5.04E-08	1.63E-08	8.15E-09	2.40E-08	1.22E-07	1.63E-07	1.65E-06	1.65E-06
TE-129M	5.60E-04	1.09E-07	5.19E-08	1.76E-08	3.53E-08	3.53E-07	9.85E-07	2.64E-07	2.64E-07
TE-129	3.58E-04	1.69E-10	9.62E-11	5.64E-11	1.36E-10	6.97E-10	9.62E-10	4.98E-09	4.98E-09
J -129	5.70E-01	5.17E-05	5.17E-05	5.17E-05	3.96E-02	5.17E-05	5.28E-04	2.69E-05	2.69E-05
J -131	3.35E-07	7.13E-12	7.13E-12	7.13E-12	4.34E-09	7.13E-12	6.51E-11	6.51E-11	6.51E-11
XE-131M	1.78E-02	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
CS-134	2.91E+00	1.11E-03	2.70E-03	1.83E-03	1.83E-03	9.17E-04	1.27E-02	7.82E-04	7.82E-04
CS-135	3.93E-06	5.10E-10	3.64E-10	1.24E-10	0.00E+00	1.86E-10	2.33E-09	1.86E-10	1.86E-10

Tabelle XIV: (Fortsetzung)

NUKLID	EMISSION (CI/A)	DCSISRATE (MREM/A)						
		KNOCHEN	LEBER	GANZ- KOERPER	SCHILD- DRUESE	NIERE	LUNGE	MAGEN- DARM
CS-136	3.60E-09	7.00E-14	3.33E-13	2.27E-13	2.27E-13	1.70E-13	1.20E-12	7.00E-13
CS-137	1.61E+00	8.80E-04	1.01E-03	5.07E-04	5.07E-04	3.88E-04	6.11E-03	3.88E-04
BA-140	6.16E-08	5.70E-11	5.70E-14	3.88E-12	3.88E-12	2.34E-14	7.99E-11	2.91E-11
LA-140	7.08E-08	3.35E-12	1.90E-12	4.99E-13	4.99E-13	4.99E-13	1.38E-11	3.08E-11
CE-141	9.32E-03	1.81E-06	8.63E-07	1.47E-07	1.47E-07	5.87E-07	3.37E-06	8.63E-07
PR-143	2.10E-07	4.08E-11	1.94E-11	2.14E-12	2.14E-12	9.92E-12	6.81E-11	4.47E-11
PR-144	7.49E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
CE-144	7.49E+00	1.32E-01	3.54E-02	4.72E-03	4.72E-03	2.01E-02	6.94E-02	6.94E-03
ND-147	1.22E-09	1.58E-13	2.37E-13	1.24E-14	1.24E-14	1.13E-13	2.93E-13	2.37E-13
PM-147	1.21E+00	2.13E-03	2.35E-04	7.63E-05	7.63E-05	3.25E-04	7.63E-04	5.72E-05
SM-151	1.88E-02	3.30E-05	5.04E-06	1.18E-06	1.18E-06	5.91E-06	7.12E-06	5.04E-07
EU-152	1.50E-04	7.07E-07	1.39E-07	1.36E-07	1.36E-07	6.52E-07	4.72E-07	2.91E-08
EU-154	1.08E-01	3.19E-03	2.89E-04	1.69E-04	1.69E-04	2.09E-03	9.97E-04	5.08E-05
EU-155	8.71E-02	1.29E-04	2.10E-05	1.13E-05	1.13E-05	5.48E-05	5.48E-05	4.11E-06
TB-160	6.80E-04	8.82E-07	8.82E-08	8.82E-08	8.82E-08	3.21E-07	1.20E-06	1.64E-07
RA-223	1.96E-12	1.23E-13	1.23E-14	1.23E-14	1.23E-14	1.23E-14	4.54E-13	5.26E-15
RA-224	2.65E-08	5.15E-10	5.64E-11	5.64E-11	5.64E-11	5.64E-11	2.01E-09	5.64E-11
AC-227	2.00E-12	9.45E-11	1.26E-11	4.26E-12	4.26E-12	4.26E-12	4.26E-12	7.60E-17
TH-227	1.92E-12	1.19E-12	9.06E-15	1.74E-14	1.74E-14	6.04E-14	6.04E-13	1.21E-15
TH-228	2.63E-08	4.87E-07	5.12E-09	8.29E-09	8.29E-09	2.44E-08	2.44E-07	2.44E-11
TH-230	3.30E-12	1.62E-10	8.87E-12	4.28E-12	4.28E-12	3.06E-11	2.08E-11	1.04E-15
TH-232	5.67E-16	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
TH-234	4.38E-06	1.54E-08	4.06E-10	2.76E-10	2.76E-10	2.76E-09	7.71E-09	2.76E-09
PA-231	2.55E-11	2.60E-09	9.67E-11	8.02E-11	8.02E-11	4.95E-10	1.20E-11	9.67E-15
PA-233	5.39E-06	6.99E-10	1.30E-10	1.15E-10	1.15E-10	4.99E-10	1.75E-09	4.99E-10
U -232	9.17E-08	1.19E-07	5.77E-09	5.77E-09	5.77E-09	8.49E-09	1.87E-07	3.48E-11
U -233	2.67E-10	5.20E-11	3.47E-12	3.47E-12	3.47E-12	1.26E-11	1.24E-10	8.42E-14
U -234	2.95E-07	5.74E-08	3.01E-09	3.01E-09	3.01E-09	1.40E-08	1.37E-07	9.30E-11
U -235	2.28E-07	4.44E-08	2.32E-09	2.32E-09	2.32E-09	2.11E-08	9.93E-08	8.66E-11
U -236	4.34E-06	8.44E-07	4.42E-08	4.42E-08	4.42E-08	2.05E-07	1.89E-06	1.37E-09

Tabelle XIV: (Fortsetzung)

NUKLID	EMISSION (CI/A)	DOSISRATE (MREM/A)						
		KNOCHEN	LEBER	GANZ- KOERPER	SCHILD- DRUESE	NIERE	LUNGE	MAGEN- DARM
U -238	4.38E-06	8.52E-07	4.46E-08	4.46E-08	4.46E-08	3.33E-06	1.66E-06	1.38E-09
NP-237	5.39E-06	1.50E-04	1.30E-05	5.49E-06	5.49E-06	4.99E-05	2.55E-06	2.05E-09
NP-239	3.09E-04	6.02E-09	7.45E-10	4.87E-10	4.87E-10	2.87E-09	8.31E-09	2.58E-08
PU-238	4.73E-02	2.72E+00	2.98E-01	6.13E-02	6.13E-02	2.23E-01	9.20E-02	1.80E-05
PU-239	4.54E-03	2.90E-01	4.20E-02	5.88E-03	5.88E-03	2.86E-02	8.82E-03	1.72E-06
PU-240	6.89E-03	4.40E-01	6.38E-02	8.93E-03	8.93E-03	4.34E-02	1.34E-02	2.62E-06
PU-241	1.50E+00	1.80E+00	9.43E-02	3.19E-02	3.19E-02	1.39E-01	2.91E-03	1.39E-05
PU-242	2.20E-05	1.36E-03	1.38E-04	2.85E-05	2.85E-05	1.38E-04	4.27E-05	8.34E-09
AM-241	3.56E-03	6.59E-02	2.24E-02	4.61E-03	4.61E-03	3.29E-02	1.68E-03	1.35E-06
AM-242M	1.20E-04	2.34E-03	7.56E-04	1.56E-04	1.56E-04	1.11E-03	2.56E-05	1.11E-08
AM-243	3.09E-04	6.02E-03	1.55E-03	4.01E-04	4.01E-04	2.87E-03	1.46E-04	1.17E-07
CM-242	1.07E-01	9.93E-02	5.06E-02	3.38E-03	3.38E-03	2.09E-02	3.38E-02	5.06E-05
CM-243	5.75E-05	1.01E-03	3.62E-04	5.22E-05	5.22E-05	2.72E-04	3.62E-05	2.72E-08
CM-244	4.34E-02	5.22E-01	2.05E-01	3.05E-02	3.05E-02	1.37E-01	2.73E-02	1.65E-05
CM-245	6.61E-06	1.53E-04	4.16E-05	8.57E-06	8.57E-06	4.16E-05	3.12E-06	2.51E-09
CM-246	1.44E-06	3.34E-05	9.08E-06	1.87E-06	1.87E-06	9.08E-06	6.81E-07	5.47E-10
CM-247	5.66E-12	1.31E-10	3.56E-11	7.33E-12	7.33E-12	3.56E-11	2.67E-12	2.67E-15
CM-248	1.92E-11	3.55E-09	9.06E-10	1.95E-10	1.95E-10	9.06E-10	9.06E-11	1.78E-13
CF-252	1.16E-09	2.04E-08	3.65E-10	3.65E-10	3.65E-10	3.65E-10	2.26E-09	2.26E-12
SUMME:		6.25E+00	1.37E+00	7.18E-01	7.47E-01	1.21E+00	8.81E-01	5.66E-01

Tabelle XV: Organspezifische Strahlenbelastung durch Ingestion von Radionukliden aus Emissionen einer 1400-jato-Wiederaufarbeitungsanlage für LWR-Brennstoff, Abbrand 36 000 MWd/t, Anreicherung 3,5 %, Kühlzeit 365 d

NUKLID	EMISSION (CI/A)	DOSISRATE (MREM/A)						
		KNOCHEN	LEBER	GANZ- KOERPER	SCHILD- DRUESE	NIERE	LUNGE	MAGEN- DARM
H -3	2.57E+05	0.00E+00	1.22E+00	1.22E+00	1.22E+00	1.22E+00	1.22E+00	1.22E+00
C -14	1.40E+03	1.78E+00	2.95E-01	2.95E-01	2.95E-01	2.95E-01	2.95E-01	2.95E-01
KR-85	8.19 E+05	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
RB-86	1.20E-08	3.45E-11	7.36E-11	3.45E-11	3.45E-11	3.45E-11	3.45E-11	3.18E-10
SR-89	9.09E-02	4.12E-03	1.18E-04	1.18E-04	1.18E-04	1.18E-04	1.18E-04	8.37E-04
SR-90	1.16E+00	1.46E+01	0.00E+00	1.37E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	7.21E-02
Y -90	1.16E+00	4.36E-08	9.74E-10	9.74E-10	9.74E-10	9.74E-10	9.74E-10	4.36E-04
Y -91	2.11E-01	4.85E-06	1.16E-07	1.16E-07	1.16E-07	1.16E-07	1.16E-07	2.58E-03
ZR-93	2.87E-05	9.60E-10	4.80E-11	2.29E-11	2.29E-11	2.15E-10	2.29E-11	5.49E-08
NB-93M	3.35E-06	5.50E-10	1.36E-10	3.04E-11	3.04E-11	1.36E-10	3.04E-11	6.80E-08
ZR-95	4.63E-01	3.39E-06	1.68E-06	1.13E-06	1.13E-06	1.68E-06	1.13E-06	5.36E-03
NB-95	9.86E-01	7.09E-06	4.07E-06	2.10E-06	2.10E-06	4.07E-06	2.10E-06	2.63E-02
TC-99	2.18E-04	6.88E-07	1.01E-06	3.33E-07	3.33E-07	1.22E-05	1.01E-07	6.35E-05
RU-103	3.40E-02	1.30E-05	5.34E-06	5.34E-06	5.34E-06	4.31E-05	5.34E-06	1.64E-03
RU-106	4.41E+00	8.46E-02	0.00E+00	6.90E-03	0.00E+00	1.05E-01	0.00E+00	3.56E+00
AG-110M	2.30E-02	6.01E-06	6.01E-06	2.82E-06	2.82E-06	9.81E-06	2.82E-06	2.03E-03
CD-115M	2.58E-05	2.03E-10	6.12E-09	2.03E-10	2.03E-10	6.12E-09	2.03E-10	2.41E-07
SB-124	9.77E-05	7.23E-08	8.94E-10	1.90E-08	1.20E-10	1.90E-08	4.38E-08	1.56E-06
SB-125	1.08E-01	8.24E-05	9.11E-07	1.34E-05	8.24E-08	1.34E-05	8.24E-05	8.24E-04
TE-125M	4.45E-02	5.98E-05	5.98E-05	1.98E-05	2.36E-05	2.96E-04	1.98E-05	5.03E-04
TE-127M	2.62E-02	2.59E-04	1.05E-04	2.76E-05	5.24E-05	8.55E-04	2.76E-05	9.93E-04
TE-127	2.59E-02	1.71E-09	6.17E-10	2.76E-10	9.85E-10	4.99E-09	2.76E-10	1.44E-07
TE-129M	5.60E-04	3.22E-06	1.56E-06	7.68E-07	1.16E-06	1.16E-05	7.68E-07	2.33E-05
TE-129	3.58E-04	6.16E-13	3.08E-13	2.11E-13	6.16E-13	3.08E-12	2.11E-13	3.73E-11
J -129	5.70E-01	4.26E-02	4.26E-02	4.26E-02	3.28E+01	4.26E-02	4.26E-02	3.08E-02
J -131	3.35E-07	4.86E-10	4.86E-10	4.86E-10	2.98E-07	4.86E-10	4.86E-10	4.86E-09
XE-131M	1.78E-02	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
CS-134	2.91E+00	9.28E-02	3.78E-01	1.19E-01	1.19E-01	8.07E-02	3.26E-02	8.07E-02
CS-135	3.93E-06	8.67E-08	4.33E-08	1.61E-08	0.00E+00	1.61E-08	4.84E-09	2.40E-08

Tabelle XV: (Fortsetzung)

NUKLID	EMISSION (CI/A)	DCSIRATE (MREM/A)						
		KNOCHEN	LEBER	GANZ- KOERPER	SCHILD- DRUESE	NIERE	LUNGE	MAGEN- DARM
CS-136	3.60E-09	1.34E-12	3.33E-12	2.44E-12	2.44E-12	2.23E-12	3.33E-13	1.03E-11
CS-137	1.61E+00	7.68E-02	1.33E-01	3.17E-02	3.17E-02	3.89E-02	9.63E-03	4.81E-02
BA-140	6.16E-08	3.16E-11	3.49E-14	2.16E-12	2.16E-12	1.05E-14	1.56E-14	1.25E-10
LA-140	7.08E-08	3.06E-16	1.51E-16	4.99E-17	4.99E-17	4.99E-17	4.99E-17	1.32E-11
CE-141	9.32E-03	6.48E-09	5.44E-09	5.44E-10	5.44E-10	2.33E-09	5.44E-10	1.90E-05
PR-143	2.10E-07	5.77E-14	2.33E-14	3.87E-15	3.87E-15	1.29E-14	3.87E-15	2.39E-10
PR-144	7.49E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
CE-144	7.49E+00	1.07E-03	4.31E-04	4.76E-05	4.76E-05	2.13E-04	4.76E-05	3.63E-01
ND-147	1.22E-09	1.52E-16	1.52E-16	1.52E-17	1.52E-17	9.17E-17	1.52E-17	7.48E-13
PM-147	1.21E+00	3.43E-05	2.88E-06	1.42E-06	1.42E-06	4.30E-06	1.42E-06	3.75E-03
SM-151	1.88E-02	5.87E-07	7.35E-08	2.43E-08	2.43E-08	7.35E-08	2.43E-08	3.91E-05
EU-152	1.50E-04	1.14E-08	2.81E-09	1.85E-09	1.85E-09	1.44E-06	1.85E-09	1.44E-06
EU-154	1.08E-01	5.53E-05	4.00E-06	3.32E-06	3.32E-06	2.68E-05	3.32E-06	3.49E-03
EU-155	8.71E-02	1.59E-06	3.18E-07	2.13E-07	2.13E-07	9.14E-07	2.13E-07	3.18E-04
TB-160	6.80E-04	6.47E-09	8.67E-10	8.67E-10	8.67E-10	2.61E-09	8.67E-10	5.92E-06
RA-223	1.96E-12	1.03E-12	1.25E-13	1.25E-13	1.25E-13	1.25E-13	1.25E-13	9.31E-14
RA-224	2.65E-08	1.19E-09	1.57E-10	1.57E-10	1.57E-10	1.57E-10	1.57E-10	2.84E-10
AC-227	2.00E-12	4.66E-12	5.35E-13	2.33E-13	2.33E-13	2.19E-13	2.33E-13	1.47E-14
TH-227	1.92E-12	9.36E-16	1.66E-17	2.23E-17	2.23E-17	1.37E-16	2.23E-17	7.92E-15
TH-228	2.63E-08	4.20E-09	7.73E-11	1.32E-10	1.32E-10	3.87E-10	1.32E-10	1.56E-09
TH-230	3.30E-12	2.55E-12	1.14E-13	7.66E-14	7.66E-14	7.66E-13	7.66E-14	7.66E-14
TH-232	5.67E-16	4.73E-16	1.78E-17	1.31E-17	1.31E-17	8.89E-17	1.31E-17	8.89E-18
TH-234	4.38E-06	1.82E-11	1.14E-12	5.10E-13	5.10E-13	6.56E-12	5.10E-13	2.67E-08
PA-231	2.55E-11	1.23E-06	5.42E-08	4.57E-08	4.57E-08	2.68E-07	4.57E-08	1.80E-08
PA-233	5.39E-06	7.97E-08	1.39E-08	1.31E-08	1.31E-08	5.61E-08	1.31E-08	2.26E-04
U -232	9.17E-08	1.49E-07	1.03E-08	1.03E-08	1.03E-08	1.56E-08	1.03E-08	2.09E-09
U -233	2.67E-10	8.81E-11	6.17E-12	6.17E-12	6.17E-12	1.86E-11	6.17E-12	6.17E-12
U -234	2.95E-07	9.74E-08	6.82E-09	6.82E-09	6.82E-09	2.06E-08	6.82E-09	6.82E-09
U -235	2.28E-07	8.46E-08	5.33E-09	5.33E-09	5.33E-09	3.98E-08	5.33E-09	5.33E-09
U -236	4.34E-06	1.30E-06	1.00E-07	1.00E-07	1.00E-07	3.02E-07	1.00E-07	1.00E-07

Tabelle XV: (Fortsetzung)

NUKLID	EMISSION (CI/A)	DOSISRATE (MREM/A)						
		KNOCHEN	LEBER	GANZ- KOERPER	SCHILD- DRUESE	NIERE	LUNGE	MAGEN- DARM
U -238	4.38E-06	1.14E-06	9.54E-08	9.54E-08	9.54E-08	4.84E-06	9.54E-08	7.11E-08
NP-237	5.39E-06	2.29E-06	1.79E-07	1.20E-07	1.20E-07	5.92E-07	1.20E-07	1.20E-07
NP-239	3.09E-04	1.38E-12	9.99E-14	7.33E-14	7.33E-14	4.04E-13	7.33E-14	1.59E-08
PU-238	4.73E-02	1.18E-02	1.48E-03	2.52E-04	2.52E-04	9.90E-04	2.52E-04	9.90E-04
PU-239	4.54E-03	1.24E-03	1.42E-04	3.17E-05	3.17E-05	1.42E-04	3.17E-05	9.52E-05
PU-240	6.89E-03	1.88E-03	2.16E-04	4.82E-05	4.82E-05	2.16E-04	4.82E-05	1.45E-04
PU-241	1.50E+00	7.88E-03	3.10E-04	1.53E-04	1.53E-04	9.36E-04	1.53E-04	9.36E-04
PU-242	2.20E-05	5.71E-06	6.88E-07	1.17E-07	1.17E-07	4.61E-07	1.17E-07	4.61E-07
AM-241	3.56E-03	1.19E-03	3.22E-04	7.52E-05	7.52E-05	5.61E-04	7.52E-05	7.52E-05
AM-242M	1.20E-04	3.46E-05	1.09E-05	2.54E-06	2.54E-06	1.53E-05	2.54E-06	8.45E-07
AM-243	3.09E-04	8.93E-05	2.80E-05	6.54E-06	6.54E-06	3.95E-05	6.54E-06	6.54E-06
CM-242	1.07E-01	5.04E-04	5.57E-04	3.45E-05	3.45E-05	1.67E-04	3.45E-05	2.18E-03
CM-243	5.75E-05	1.43E-05	4.56E-06	6.14E-07	6.14E-07	3.76E-06	6.14E-07	1.86E-06
CM-244	4.34E-02	7.83E-03	3.10E-03	4.58E-04	4.58E-04	2.81E-03	4.58E-04	9.30E-04
CM-245	6.61E-06	2.57E-06	6.32E-07	1.47E-07	1.47E-07	6.32E-07	1.47E-07	1.47E-07
CM-246	1.44E-06	5.62E-07	1.38E-07	3.22E-08	3.22E-08	1.38E-07	3.22E-08	3.22E-08
CM-247	5.66E-12	2.20E-12	5.41E-13	1.26E-13	1.26E-13	5.41E-13	1.26E-13	1.88E-13
CM-248	1.92E-11	5.84E-11	1.56E-11	4.28E-12	4.28E-12	1.43E-11	4.28E-12	1.29E-11
CF-252	1.16E-09	7.02E-11	2.33E-12	2.33E-12	2.33E-12	2.33E-12	2.33E-12	9.60E-11
SUMME:		1.67E+01	2.07E+00	3.08E+00	3.45E+01	1.79E+00	1.60E+00	5.72E+00

A-47

Tabelle XVI: Organspezifische Strahlenbelastung durch Beta-, Gamma-Submersion und Gamma-Bodenstrahlung aus Emissionen eines 1000 MWe Kohlekraftwerkes am Ort maximaler Immission in der Umgebung der Anlage

NUKLID	EMISSION (CI/A)	DOSISRATE (MREM/A)		
		BETA-SUBM.	GAMMA-SUBM.	GAMMA-BODENSTR.
U-238	1.00E-02	1.77E-10	1.28E-10	3.75E-05
TH-234	1.00E-02	1.08E-09	7.93E-10	6.95E-08
PA-234M	1.00E-02	1.48E-08	1.04E-09	1.81E-12
U-234	1.00E-02	2.36E-10	1.65E-10	4.59E-05
TH-230	1.00E-02	2.56E-10	1.59E-10	3.89E-05
RA-226	1.00E-02	2.26E-10	7.32E-10	2.02E-05
RN-222	1.00E+00	0.00E+00	4.27E-09	0.00E+00
PO-218	1.00E-02	0.00E+00	9.76E-12	4.10E-14
PB-214	1.00E-02	5.51E-09	2.50E-08	1.04E-09
BI-214	1.00E-02	1.67E-08	1.65E-07	4.10E-09
PO-214	1.00E-02	0.00E+00	1.22E-11	4.38E-20
PB-210	1.00E-02	6.89E-10	5.12E-10	5.91E-05
BI-210	1.00E-02	6.99E-09	0.00E+00	0.00E+00
PO-210	1.00E-02	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
TH-232	6.00E-03	1.30E-10	7.69E-11	2.25E-05
RA-228	6.00E-03	5.14E-10	2.05E-09	2.63E-05
AC-228	6.00E-03	1.30E-09	4.76E-08	2.38E-08
TH-228	6.00E-03	2.24E-10	2.31E-10	1.67E-06
RA-224	6.00E-03	1.54E-11	6.59E-10	5.01E-09
RN-220	6.00E-01	0.00E+00	2.34E-09	0.00E+00
PO-216	6.00E-03	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
PB-212	6.00E-03	1.89E-09	9.52E-09	9.18E-09
BI-212	6.00E-03	5.31E-09	6.95E-09	6.26E-10
PO-212	3.90E-03	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
TL-208	2.10E-03	2.27E-09	7.69E-08	2.77E-10
K-40	4.00E-02	3.19E-08	6.83E-08	1.56E-03
SUMME:		9.02E-08	4.12E-07	1.81E-03

Tabelle XVII: Organspezifische Strahlenbelastung durch Inhalation von Radionukliden aus Emissionen eines 1000 MWe Kohlekraftwerkes am Ort maximaler Immission in der Umgebung der Anlage

NUKLID	EMISSION (CI/A)	DOSISRATE (MREM/A)						
		KNOCHEN	LEBER	GANZ- KOERPER	SCHILD- DRUESE	NIERE	LUNGE	MAGEN- DARM
U-238	1.00E-02	4.79E-04	2.51E-05	2.51E-05	2.51E-05	1.87E-03	9.36E-04	7.76E-07
TH-234	1.00E-02	8.67E-06	2.28E-07	1.55E-07	1.55E-07	1.55E-06	4.34E-06	1.55E-06
U-234	1.00E-02	4.79E-04	2.51E-05	2.51E-05	2.51E-05	1.16E-04	1.14E-03	7.76E-07
TH-230	1.00E-02	1.21E-01	6.62E-03	3.20E-03	3.20E-03	2.28E-02	1.55E-02	7.76E-07
RA-226	1.00E-02	9.59E-03	7.76E-04	7.76E-04	7.76E-04	7.76E-04	7.76E-04	7.76E-07
RN-222	1.00E+00	4.68E-05	4.68E-05	4.68E-05	4.68E-05	4.68E-05	4.68E-05	4.68E-05
PB-210	1.00E-02	2.17E-03	4.79E-04	3.88E-05	3.88E-05	1.16E-03	5.94E-04	1.55E-07
BI-210	1.00E-02	3.20E-07	1.55E-06	1.55E-07	1.55E-07	2.28E-05	2.28E-05	6.62E-07
PO-210	1.00E-02	4.79E-05	7.76E-05	7.76E-06	7.76E-06	2.28E-04	6.85E-04	9.36E-07
TH-232	6.00E-03	8.22E-02	2.88E-03	2.60E-03	2.60E-03	1.33E-01	8.49E-03	4.25E-07
RA-228	6.00E-03	4.38E-03	3.15E-04	3.15E-04	3.15E-04	3.15E-04	2.88E-03	6.99E-07
AC-228	6.00E-03	1.92E-06	9.31E-07	1.92E-07	1.92E-07	1.37E-07	4.93E-06	1.37E-07
TH-228	6.00E-03	2.74E-02	2.88E-04	4.66E-04	4.66E-04	1.37E-03	1.37E-02	1.37E-06
RA-224	6.00E-03	2.88E-05	3.15E-06	3.15E-06	3.15E-06	3.15E-06	1.12E-04	3.15E-06
RN-220	6.00E-01	2.81E-05	2.81E-05	2.81E-05	2.81E-05	2.81E-05	2.81E-05	2.81E-05
PB-212	6.00E-03	1.92E-06	4.66E-07	1.51E-07	1.51E-07	4.79E-06	3.97E-06	9.31E-07
BI-212	6.00E-03	1.92E-08	6.99E-08	1.18E-08	1.18E-08	8.77E-07	3.97E-07	4.66E-08
K-40	4.00E-02	2.92E-04	2.92E-04	2.92E-04	2.92E-04	2.92E-04	2.92E-04	2.92E-04
SUMME:		2.48E-01	1.19E-02	7.82E-03	7.82E-03	1.62E-01	4.52E-02	3.80E-04

Tabelle XVIII: Organspezifische Strahlenbelastung durch Ingestion von Radionukliden aus Emissionen eines 1000 MWe Kohlekraftwerkes am Ort maximaler Immission in der Umgebung der Anlage

NUKLID	EMISSION (CI/A)	DOSISRATE (MREM/A)						
		KNOCHEN	LEBER	GANZ- KOERPER	SCHILD- DRUESE	NIERE	LUNGE	MAGEN- DARM
U-238	1.00E-02	8.55E-04	7.18E-05	7.18E-05	7.18E-05	3.65E-03	7.18E-05	5.36E-05
TH-234	1.00E-02	1.37E-08	8.60E-10	3.84E-10	3.84E-10	4.94E-09	3.84E-10	2.01E-05
U-234	1.00E-02	1.10E-03	7.72E-05	7.72E-05	7.72E-05	2.33E-04	7.72E-05	7.72E-05
TH-230	1.00E-02	2.61E-03	1.17E-04	7.82E-05	7.82E-05	7.82E-04	7.82E-05	7.82E-05
RA-226	1.00E-02	1.00E+00	1.00E-01	1.00E-01	1.00E-01	1.00E-01	1.00E-01	2.04E-04
PB-210	1.00E-02	7.16E-02	8.78E-03	1.46E-02	1.46E-02	3.70E-02	1.46E-02	2.17E-05
BI-210	1.00E-02	1.70E-08	1.12E-07	7.62E-09	7.62E-09	1.38E-06	7.62E-09	1.63E-06
PO-210	1.00E-02	4.42E-04	7.33E-04	9.07E-05	9.07E-05	2.68E-03	9.07E-05	7.33E-05
TH-232	6.00E-03	1.65E-03	6.21E-05	4.56E-05	4.56E-05	3.10E-04	4.56E-05	3.10E-05
RA-228	6.00E-03	2.60E-01	2.97E-02	2.97E-02	2.97E-02	2.97E-02	2.97E-02	1.17E-04
AC-228	6.00E-03	5.77E-12	2.39E-12	4.85E-13	4.85E-13	2.39E-13	4.85E-13	1.62E-09
TH-228	6.00E-03	3.16E-04	5.83E-06	9.92E-06	9.92E-06	2.91E-05	9.92E-06	1.18E-04
RA-224	6.00E-03	8.94E-05	1.17E-05	1.17E-05	1.17E-05	1.17E-05	1.17E-05	2.12E-05
PB-212	6.00E-03	1.88E-07	8.43E-09	2.78E-09	2.78E-09	8.43E-08	2.78E-09	8.43E-08
BI-212	6.00E-03	2.09E-12	8.11E-12	1.20E-12	1.20E-12	8.89E-11	1.20E-12	2.05E-10
K-40	4.00E-02	1.47E-02	1.47E-02	1.47E-02	1.47E-02	1.47E-02	1.47E-02	1.47E-02
SUMME:		1.36E+00	1.54E-01	1.59E-01	1.59E-01	1.89E-01	1.59E-01	1.55E-02

Literatur zu Anhang:

BMI (BUNDESMINISTERIUM DES INNERN)

Allgemeine Berechnungsgrundlagen für die Bestimmung der Strahlenexposition durch Emission radioaktiver Stoffe mit der Abluft
Empfehlung der Strahlenschutzkommission
Oktober 1977 (1977a)

BMI (BUNDESMINISTERIUM DES INNERN)

Allgemeine Berechnungsgrundlagen für die Bestimmung der Strahlenexposition durch radioaktive Einleitungen in Oberflächengewässer
Empfehlung der Strahlenschutzkommission
Januar 1977 (1977b)

FAUDE, D., BAYER, A., HALBRITTER, G., u.a.

Energie und Umwelt in Baden-Württemberg
Kernforschungszentrum Karlsruhe, KFK-Bericht 1966 UF
(1974)

KLUG, W.

Ein Verfahren zur Bestimmung der Ausbreitungsbedingungen aus synoptischen Beobachtungen
Staub-Reinhaltung Luft 29 (1969), S. 143

LAPP, R.E., ANDREWS, H.L.

Nuclear Radiation Physics
Englewood Cliffs, N.J., 1972

ORNL (Oak Ridge National Laboratory)

A Methodology for Calculating Radiation Doses from Radioactivity Released to the Environment
ORNL-4992 (1976)

PASQUILL, F.

Atmospheric Diffusion
London 1962

SLADE, D.H.

Meteorology and Atomic Energy
U.S. Atomic Energy Commission, Division of Technical
Information
Wien 1968

SSV (STRAHLENSCHUTZVERORDNUNG)

Die neue Strahlenschutzverordnung
Kissing 1977

TURNER, D.B.

Workbook of Atmospheric Dispersion Estimates
U.S. Dept. of Health, Education, and Welfare
Cincinnati 1970