Fachinski

Strahlenschutz und Umweltschutz

Band I

JAHRESTAGUNG 1974

des Fachverbandes für Strahlenschutz e. V.

FACHVERBAND FÜR STRAHLENSCHUTZ E.V.

Mitgliedgesellschaft der International Radiation Protection Association (IRPA)

Strahlenschutz und Umweltschutz

Helgoland, 23.-28.9.1974

Redaktion: W. Feldt

Der Fachverband für Strahlenschutz e.V., Mitgliedsgesellschaft der "International Radiation Protection Association" (IRPA) für die Bundesrepublik Deutschland und die Schweiz, veranstaltete vom 23. - 28. September 1974 auf Helgoland seine 8. wissenschaftliche Jahrestagung. Die Tagung war dem Thema "Strahlenschutz und Umweltschutz" gewidmet. An der Jahrestagung beteiligte sich die Vereinigung Deutscher Strahlenschutzärzte e.V.
Die Beiträge zur 8. Jahrestagung waren in folgende Sitzungen aufgegliedert:

1. Zielsetzungen und Grundkonzepte
2. Schutz der Luft
3. Schutz des Wassers
4. Schutz des Bodens
5. Allgemeine Beiträge der Medizin zum Strahlen- und Umweltschutz
6. Spezielle Beiträge der Medizin zum Strahlen- und Umweltschutz

Die wissenschaftliche Leitung der 8. Jahrestagung lag bei den Herren
Reg. Dir. Dipl.-Ing. Dr.rer.nat. J.Mehl
Professor Dipl.-Phys. W. Feldt
Professor Dr. med. H. Braun
Professor Dr. med. F.E.Stieve

Die technische Durchführung der 8. Jahrestagung oblag dem Isotopenlaboratorium der Bundesforschungsanstalt für Fischerei, Hamburg, unter Leitung von Herrn Professor Dipl.-Phys. W. Feldt.

In dem vorliegenden Tagungsbericht sind die Beiträge zusammengestellt, die in den Sitzungen 1 bis 5 vorgetragen und zur Diskussion gestellt wurden. Die Beiträge der 6. Sitzung werden in der Reihe "Strahlenschutz in Forschung und Praxis" (G. Thieme Verlag, Stuttgart) von der Vereinigung Deutscher Strahlenschutzärzte e.V. publiziert.

Werner Maihofer

WERNER MAIHOFER
BUNDESMINISTER DES INNERN

Immer häufiger fragen sich die Bürger, ob sie auch künftig vor Schäden durch ionisierende Strahlen und radioaktive Stoffe, die zunehmend mehr verwendet werden, ausreichend geschützt sind.

Auf seiner 8. Jahrestagung hat der Fachverband für Strahlenschutz e.V. den engen Zusammenhang zwischen dem Schutz von Leben und Gesundheit einerseits Strahlenschutz und Umweltschutz andererseits deutlich werden lassen. Die Vorträge der Sachverständigen geben einen ausgezeichneten Überblick über die neuesten Erkenntnisse in einem Bereich, für den sich die Bürger brennend interessieren.

Mit diesen Forschungsergebnissen lassen sich viele kritische Fragen unserer Bürger nach der Gefährlichkeit von radioaktiven Stoffen und ionisierenden Strahlen befriedigend beantworten. Dem Fachverband für Strahlenschutz e.V. wünsche ich auch für seine weitere Arbeit viel Erfolg.

Prof. Dr. Werner Maihofer
Bundesminister des Innern

INHALTSVERZEICHNIS

	Seite
Begrüßung	3
Grußwort W.Sahl	5
Grußtelegramm	6
Zielsetzung und Grundkonzepte	
W.Sahl Zielsetzung der Bundesregierung auf den Gebieten des Strahlen- und Umweltschutzes	7
B.Böhlen Zielsetzung und Grundkonzepte des Umweltschutzes in der Schweiz	20
W.Jacobi Über das somatische Risiko durch radiologische und chemische Umwelteinflüsse	35
U.H.Ehling Genetische Risiken durch radiologische und chemische Umwelteinflüsse - Grenzwerte	60
W.Hunzinger Maßzahl für das Risiko beim Umgang mit radioaktiven Stoffen	75
L.Vollmer Rechtsgrundlagen des Strahlen- und Umweltschutzes	86
Schutz der Luft	
J.Bruch Die medizinische Beurteilung lufthygienischer Schadstoffe mit Ausnahme radioaktiver Isotopen	102
H.Schieferdecker Probleme bei der Abschätzung der Körperbelastung infolge Inhalation von Radionukliden	124
K.J.Vogt, H.Geiß Kurzzeit- und Langzeitausbreitungsfaktoren zur Berechnung der Umweltbelastung durch Abluftfahnen	147
E.Voelz Abschätzung der Strahlengefährdung nach einer mehrstündigen Emission in Norddeutschland	180

Seite

J.Krześniak 191
Diffusionskonstante und Ablagerungsgeschwindigkeit von radioaktivem Jod in der Atmosphäre

J.Porstendörfer 212
Vergleich der Größenverteilung des inaktiven und radioaktiven Aerosols in der Atmosphäre

W.Kolb 227
Die Konzentration von Spaltprodukten und anderen Radionukliden in der bodennahen Luft im Zeitraum 1971 - 1973

H.Bronka, D.Brenk, K.Brüssermann, G.Schwarz 246
Die Strahlenbelastung durch die Abluft kerntechnischer Anlagen in der BRD

P.Handge, F.O.Hoffmann 269
Die zukünftigen Strahlenbelastungen in der Oberrheinischen Tiefebene durch Aktivitätsemissionen aus Kernkraftwerken und kerntechnischen Anlagen

M.Laser, H.Brücher, E.Merz, J.Wolf 287
Geplante und außerplanmäßige Abgaben radioaktiver Spaltprodukte bei der Wiederaufbereitung, Spaltproduktbehandlung und Lagerung

K.D.Borchardt, K.E.Kirschfeld 302
Abschätzung von Aktivitätskonzentrationen in der Luft beim Betrieb eines Schwerionenbeschleunigers

W.Friedrich, T.Knieper, H.Printz, P.F.Sauermann 313
Untersuchungen über die Ableitung radioaktiver Gase in der Umgebung von niederenergetischen Teilchenbeschleunigern

R.Wolter, J.Arndt 341
Ein Verfahren zur Untersuchung der Emission von Kernkraftwerken auf ihren Gehalt an einzelnen Radionukliden

R.Maushart 360
Zur meßtechnischen Erfassung radioaktiver Stoffe in Luft: Messung künstlicher α-Strahler mit Schrittfilter, α-Spektrometrie oder Pseudokoinzidenz?

W.Dobiasch 367
Probleme bei der Einstellung von Warnschwellen bei Monitoren zur Überwachung von radioaktiven Aerosolen

Seite

Schutz des Wassers

G.Dickenbrok 374
Verunreinigung des Wassers durch nicht radioaktive Stoffe

W.Feldt 384
Radioökologie des Meeres und der Binnengewässer

M.Ruf 403
Zur Radioökologie der Donau

H.Kautsky 432
Vorkommen und Ausbreitung radioaktiver Stoffe im Meer

K.Aurand, J.Arndt, J.Gans, H.Rühle 444
Erfahrungen bei der Erfassung und Bilanzierung der Abgaben radioaktiver Stoffe mit dem Abwasser aus Kernkraftwerken in der BRD

W.Blaser 468
Umgebungsüberwachung im Rahmen des Beweissicherungsverfahrens

Schutz des Bodens

E.Oberhausen 493
Gefährdung durch natürliche radioaktive Stoffe?

W.Kolb 500
Die Strahlenbelastung der Bevölkerung in Wohnhäusern

H.Schmier 518
Die Konzentration natürlich radioaktiver Stoffe in Baumaterialien

F.Ludwieg, H.Kunz 523
Radioaktivität und Strahlenbelastung durch keramische Wandverkleidungen mit uranhaltiger Farbglasur

H.Pfister, H.Pauly 537
Gehalt an natürlichen radioaktiven Stoffenin Phosphatdüngemitteln und ihr Beitrag zur Strahlenbelastung der Bevölkerung

J.Arndt, K.Aurand, H.Rühle, H.Schmier, R.Wolter 555
Der Radium- und Urangehalt von Phosphatdüngern

B.Gwiazdowski 570
Environmental gamma background measurements in Poland

Seite

H.Bonka 590
Die natürliche Strahlenbelastung in der Bundesrepublik Deutschland

E.Nagel
Effektive Strahlenbelastung der Bevölkerung in unmittelbarer Nähe einer Kernanlage 605

L.A.König, E.Piesch, M.Winter 615
Die Gamma-Strahlenbelastung der Umgebung des Kernforschungszentrums Karlsruhe

G.Kistner, H.Schmier 630
Zur Strahlenexposition durch "fallout"-Radionuklide

K.Becker 654
Integrierende Dosimeter zur Überwachung der Umweltbelastung

W.Kolb, U.Lauterbach 662
Das Szintillationsdosimeter PTB 7201 in verbesserter Ausführung

H.-J.Hardt 691
Ortsfeste Dosisleistungsmeßstellen für die Umgebungsüberwachung kerntechnischer Anlagen in Notfällen

H.W.M.Braun, K.Ditterich, J.Schnei-er 701
Zur Optimierung des Managements radioaktiver Abfälle in der Europäischen Gemeinschaft mit Hilfe systemanalytischer Methoden

H.-Ch.Breest 718
Beseitigung radioaktiver Abfälle

Allgemeine Beiträge der Medizin zum Strahlen- und Umweltschutz

H.-J.Lange, A.Neiß 736
Probleme und Lösungsansätze bei der statistischen Planung und Auswertung epidemiologischer Studien

H.Kriegel 765
Überprüfung der von E.Sternglass publizierten Aussagen über epidemiologischen Untersuchungen in den USA

H.Oeser 780
Ionisierende Strahlung als karzinogener Faktor in unserer Umwelt

Teilnehmerliste 789

BEGRÜSSUNG
durch
Reg.Dir. Dipl.-Ing. Dr.rer.nat. J.Mehl
Präsident des Fachverbandes für Strahlenschutz eV

Meine sehr verehrten Damen und Herren,
liebe Kolleginnen und liebe Kollegen!

Als Vorsitzender des Fachverbandes für Strahlenschutz und im Namen des Vorsitzenden der Vereinigung Deutscher Strahlenschutzärzte, Herrn Prof.Dr.med.H.Braun, sowie unseres Tagungsvorsitzenden, Herrn Prof.Dipl.-Phys.W.Feldt, heiße ich Sie herzlich zu unserer 8.Jahrestagung auf Helgoland willkommen!

Wir danken Ihnen, daß Sie neben zum Teil langen Land- und Luftwegen auch den Seeweg nicht gescheut haben, um sich hier mit dem Thema Strahlenschutz und Umweltschutz zu befassen, dem unsere Jahrestagung gewidmet ist. Wir freuen uns besonders darüber, daß dieses Thema nicht nur Gäste und Kollegen aus dem Tätigkeitsbereich unserer Verbände, der Bundesrepublik Deutschland und der Schweiz, sondern darüber hinaus aus den USA, Japan, Polen, Österreich, Italien, Dänemark, Belgien und den Niederlanden hierher geführt hat.

Unter unseren Gästen befinden sich der Vizedirektor des Amtes für Umweltschutz in Bern, Herr Dr.B.Böhlen, und als Vertreter des in der Bundesrepublik Deutschland für den Strahlen- und Umweltschutz zuständigen Bundesministers des Innern, Herr Ministerialdirigent Dipl.-Ing.W.Sahl, Leiter der Unterabteilung Reaktorsicherheit und Strahlenschutz in diesem Ressort. Wir möchten Herrn Dr.Böhlen wie Herrn Sahl vor allem für die Bereitschaft danken, über die Zielsetzungen der Schweiz bzw. der Bundesrepublik Deutschland auf den Gebieten des Strahlen- und Umweltschutzes zu referieren! Es steht für uns außer Zweifel, daß der Strahlenschutz und der Umweltschutz eine Aufgabe bilden, bei der die Fortschritte weitgehend von dem Rang abhängen, den ihr die Regierungen beimessen und bei der der Erfolg nicht zuletzt an den Zielen gemessen wird, die von den Regierungen abgesteckt worden sind.

Mit Ihnen begrüßen wir auch die Vertreter der für den Vollzug des Strahlen- und Umweltschutzrechtes zuständigen Behörden. Ihre Aufgabe ist an Umfang und Verantwortung ständig angewachsen. Wir freuen uns deshalb besonders, daß Sie zu unserer Jahrestagung gekommen sind.

Wir alle wissen, daß auch die Arbeit derjenigen, die den Strahlenschutz in den Betrieben zu planen und zu praktizieren haben, zunehmend härter wird. Um so mehr

haben wir all denen zu danken, die sich der Mühe unterzogen, neben der Routinearbeit des Tages Referate für diese Tagung vorzubereiten, um über Probleme und Fortschritte im Strahlen- und Umweltschutz zu berichten!

Unser Gruß gilt auch den Vertretern der Firmen, die sich trotz der erschwerten Transportbedingungen bereit erklärt haben, unsere Tagung mit einer Ausstellung zu bereichern!

Zweck der Tagung ist, die Beiträge zu verdeutlichen, die der Strahlenschutz derzeit für den Umweltschutz leistet und künftig noch zu leisten haben wird. Um diese Beiträge bewerten zu können, haben wir Gäste gebeten, uns für die Umweltbereiche Luft und Wasser auch einen Überblick über jene Beiträge zu vermitteln, die beim Schutz gegen andere die Umwelt beeinträchtigende Einflüsse derzeit erreicht und künftig angestrebt werden. Wir würden es begrüßen, wenn diese Tagung auch zu engeren Kontakten mit den anderen am Umweltschutz beteiligten Disziplinen führen würde, denn zweifellos brauchen wir den Erfahrungsaustausch zur Optimierung all der Anstrengungen, die uns jene Umwelt schaffen und sichern sollen, die eine der Voraussetzungen für die angestrebte hohe Lebensqualität ist.

Wir hoffen, daß Sie die Vorträge und Diskussionen dieser Tagung und die Kontakte, die Sie hier aufnehmen oder vertiefen können, für alle Mühen entschädigt, die Sie auf sich genommen haben. Dazu möge der Tagungsort, das vielbesungene, meerumschlungene Helgoland beitragen!

Grußwort
von Herrn Ministerialdirigent W. Sahl,
Vertreter des Bundesministers des Innern, Bonn

Meine sehr verehrten Damen und Herren!

Ich freue mich, Ihnen die Grüße des Bundesministers des Innern überbringen zu dürfen. Der Minister bedauert sehr, nicht selbst an dieser Veranstaltung teilnehmen zu können, und wünscht dem Fachverband für Strahlenschutz sowie der Vereinigung Deutscher Strahlenschutzärzte für die Durchführung der Jahrestagun 1974 viel Erfolg!

Aus der Themenliste früherer Veranstaltungen Ihrer Verbände ist bekannt, daß Sie seit deren Bestehen in jedem Jahre aktuelle Probleme zur Diskussion gestell und auf diese Weise wesentliche Beiträge zur Fortentwicklung des Strahlenschutz geleistet haben. Die Bundesregierung weiß die Ergebnisse solcher Veranstaltunge auch im Hinblick auf ihre eigene Meinungsbildung zu schätzen.

Strahlenschutz als eine Sonderkategorie des Umweltschutzes ist eine Disziplin, die die möglichen schädlichen Folgen eines spezifischen technischen Fortschritt nämlich desjenigen der fortschreitenden Anwendung von Strahlen und der Kernener gie, zu kontrollieren und einzudämmen hat. Insofern spielt diese Disziplin eine durch nichts ersetzbare, lebenswichtige Rolle in der Beherrschung der möglichen nachteiligen Folgen von Technologien, die wir andererseits nach dem Stand der allgemeinen Erkenntnis und Beurteilung für die Erhaltung und weitere Verbesseru unserer allgemeinen Daseinsvorsorge so dringend benötigen. Immer wieder und zunehmend geht es dabei um die Abwägung des möglichen Schadens gegenüber dem häuf zu alternativ - und bedingungslos im Vordergrund gesehenen Nutzens. Solche Abwägungen aber sind im letzten wahrhaft politische Wertungen, weil es im Grunde genommen darum geht, festzustellen, was dem einzelnen der Allgemeinheit an Risi zugemutet werden darf. Um so mehr begrüße ich es, daß an dieser Veranstaltung neben Vertretern von Forschung und Technik vor allem auch solche von Behörden teilnehmen.

G R U S S T E L G R A M M

von

Herrn Karl Eduard Claussen

Sozialminister des Landes Schleswig-Holstein

Als der für die Koordinierung des Umweltschutzes zuständige Landesminister begrüße ich Sie und wünsche Ihnen ein gutes Gelingen der Tagung.Dem Schutz der Umwelt vor radioaktiven Stoffen kommt in einer Zeit verstärkter Nutzung von Kernkraft sowie ständig steigender Anwendung energiereicher Strahlung in der Medizin eine immer stärkere Aufmerksamkeit und Bedeutung zu.

Zielsetzung der Bundesregierung auf den Gebieten des Strahlen- und Umweltschutzes

von Min. Dirig. Dipl.-Ing. W. Sahl,
Bundesministerium des Innern, Bonn

Das Thema dieser Tagung nennt den Strahlenschutz vor dem Umweltschutz. Dies entspricht der historischen Entwicklung. Tatsächlich lag auf dem Gebiet des Strahlenschutzes bei Gründung der Bundesrepublik Deutschland im Jahre 1949 aus dem Nachlaß der früheren Reichsregierung nur die Röntgenverordnung vom 7.2.1941 vor. Mit dieser Verordnung war nur der Schutz gegen Schädigung durch Röntgenstrahlen und radioaktive Stoffe in nichtmedizinischen Betrieben, nicht jedoch der Strahlenschutz in medizinischen Bereichen geregelt.

Zunächst galt es indessen, in unserem Lande die allgemeinen Aufgaben des Wiederaufbaus zu lösen und das Vertrauen in Europa und der übrigen Welt wiederzuerlangen. Wer damals den Wiederaufbau und die Entwicklung der Wirtschaft mit Forderungen des Umweltschutzes hätte belasten wollen, wäre sicher auf weniger Verständnis gestoßen als heute! Galt es doch aus Trümmerlandschaften überhaupt erst einmal wieder eine lebenswerte Umwelt zu gestalten! Für die weitere wirtschaftliche Entwicklung bot sich in der Kerntechnik sehr bald eine neue Technologie an.

Als die Bundesrepublik Deutschland ab Mai 1955 nicht mehr durch das Gesetz Nr. 22 der Alliierten Hohen Kommission an der Entwicklung der friedlichen Nutzung der Kernenergie gehindert war und die Ausgangsbasis für die Entwicklung dieser neuen Technologie im eigenen Lande herstellen konnte, war jedoch klar, daß eine der Voraussetzungen die Schaffung einer strengen, rechtsverbindlichen Strahlenschutzregelung sein mußte. Nach Bildung des Bundesministeriums für Atomfragen im Jahre 1955 wurde mit der Kerntechnik die Entwicklung des Strahlenschutzes intensiv gefördert. Im Atomgesetz, das im Dezember 1959 verabschiedet werden konnte, werden als Zweckbestimmung, neben dem Förderungsaspekt, folgende Grundziele festgeschrieben:

- Schutz von Leben, Gesundheit und Sachgütern vor den Gefahren der Kernenergie und der schädlichen Wirkung ionisierender Strahlung sowie Ausgleich von Schäden, die durch Kernenergie oder ionisierender Strahlen verursacht werden
- Gewährleistung der inneren und äußeren Sicherheit der Bundesrepublik vor möglichen Gefahren einer mißbräuchlichen Anwendung oder Freisetzung der Kernenergie
- Erfüllung internationaler Verpflichtungen der Bundesrepublik auf dem Gebiet der Kernenergie und des Strahlenschutzes.

Diese Zielsetzung gilt mit dem Atomgesetz auch heute noch!

Inzwischen hat sich jedoch eine deutliche Schwerpunktsverschiebung in der Funktion des Atomgesetzes herausgestellt, als das Bundesverwaltungsgericht in einem Spruch im Zusammenhang mit eir Verwaltungsgerichtsverfahren zum Kernkraftwerk Würgassen die Vorrangigkeit der Schutzfunktion des Atomgesetzes vor seiner Förderfunktion hervorhob.

Detaillierter sind die Schutzziele im § 21 der 1. StrSchVO formuliert, die in ihrer 1.Fassung im Juni 1960 verabschiedet wurde. Danach ist dafür Sorge zu tragen, daß

- die Strahlenbelastung von Personen und strahlenempfindlichen Sachgütern Dritter oder der Allgemeinheit auch unterhalb der festgesetzten Grenzwerte so gering wie möglich gehalten wird,
- die Verbreitung radioaktiver Stoffe so gering wie möglich gehalten wird, um die Gefahr ihrer Aufnahme in den menschlicl Körper auf ein Mindestmaß zu beschränken,
- unbeschadet der zugelassenen Grenzwerte für Konzentrationen radioaktiver Stoffe in Luft nur möglichst geringe Mengen dieser Stoffe in Luft und Wasser gelangen.

Die Maßnahmen zur Verbesserung und Anpassung des Strahlenschutzes an die technische Entwicklung wurden in der Folgezeit im Rahmen von Atomprogrammen fortgeschrieben, für deren Durchführung seit 1955 bis 1972 nacheinander 5 aufeinanderfolgende Ministerien verantwortlich zeichneten. Seit Ende 1972 obliegt die Verantwortung für die Fortführung der Atomprogramme dem Bundesminister für Forschung und Technologie.
Im gegenwärtig laufenden, die Epoche 1973 bis 1976 umfassenden vierten Atomprogramm der Bundesregierung werden für die derzeit auf den Gebieten der Reaktorsicherheit und des Strahlenschutzes diskutierten Problemkreise folgende Hauptmotivationen gesehen:

- das Sicherheitsbedürfnis und wachsende Bewußtsein der Gesellschaft für die Umweltprobleme und der Bedarf an umfassender sachlicher Information,

- die Verantwortung des Staates für eine Minimalisierung der Sicherheitsrisiken und eine ausreichende Umweltvorsorge,

- die steigende Zahl geplanter oder errichteter kerntechnischer Anlagen (insbesondere von Kernkraftwerken)

Die Maßnahmen, die im Rahmen des 4. Atomprogrammes auf dem Gebiet des Strahlenschutzes vorgesehen sind, schließen folgende Hauptthemenbereiche ein:

- die Verbesserung der Brennelementumhüllung zur Erhöhung der Rückhaltung von Spaltprodukten auch bei hohem Abbrand

- die Verbesserung der Dichtigkeit des Primärkreislaufes

- die Lagerung bzw. Abgabeverzögerung gasförmiger radioaktiver Stoffe sowie die Verbesserung der Dekontaminationswirkung von Abluftfiltern und Abwasserreinigungsanlagen

- die Erarbeitung der wissenschaftlichen Grundlagen und die Entwicklung technischer Verfahren zur Konzentrierung

des radioaktiven Edelgases Krypton-85 und des Tritiums und ihre Überführung in einen geeigneten Zustand zur Nutzung oder Endlagerung

- die Entwicklung und Anwendung geeigneter Konzepte zur Erleichterung von Reparaturen in Kernkraftwerken

- Entwicklung und Anwendung einheitlicher Konzepte und Verfahren zur Erfassung der Emissionen in Abluft und Abwasser und aller Immissionen sowie eine zentrale Dokumentation und Auswertung der Erhebungen durch den Bund

- Untersuchung des Zusammenhangs zwischen Emissionen und Immissionen und der Veränderung der Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung

- Weiterentwicklung praktikabler Hilfsmaßnahmen für Notfälle

- Weiterentwicklung der Verfahren zur Dekontamination von Personen, Geräten und Anlagen,

- Ermittlung der Schwankungsbreite der natürlichen Strahlenbelastung und des Einflusses der Baustoffe auf die Strahlenbelastung in Wohn- und Aufenthaltsräumen,

- Beurteilung somatischer und genetischer Risiken ionisierender Strahlung unter Berücksichtigung anderer zivilisatorischer Risiken und unter Einbeziehung der Ergebnisse epidemiologischer Erhebungen,

- Untersuchung und Beurteilung des Risikos von Embryonalschäden durch ionisierende Strahlung unter Berücksichtigung der Risiken, die durch andere Umwelteinflüsse hervorgerufen werden,

- Untersuchung und Beurteilung der Dosis/Wirkungs-Relationen zwischen Teil- und Ganzkörperbestrahlung in Abhängigkeit von Strahlenart und -qualität und der zeitlichen Dosisverteilung.

Auch das Erfordernis, die Verfahren zur Behandlung und Beseitigung radioaktiver Abfälle weiter zu entwickeln, um sie dem zu erwartenden Anfall und künftigen Schutz- und Sicherheitsanforderungen anzupassen, wird im Vierten Atomprogramm ausdrücklich genannt.

Für die Förderung dieser Zielsetzungen im Bereich des Strahlenschutzes sind im Vierten Atomprogramm 57 Mio DM vorgesehen.

Inzwischen war während der 60-ger Jahre die Erkenntnis herangereift, wie sehr die rasante industrielle Entwicklung des Landes im Zuge des Aufbaues nach dem Kriege in Verbindung mit einem immer schnelleren technischen Fortschritt die Umwelt zunehmend zu beeinträchtigen begann. Es wurde immer deutlicher, wie dringend Maßnahmen auf diesem Gebiete erforderlich sind, um bei weiter unkontrolliert bleibender Entwicklung und Expansion sicher nicht mehr gutzumachenden, ja zur Zeit noch nicht einmal abzusehenden Schädigungen der Menschen dieser unserer Lebensgemeinschaft vorzubeugen. Die Regierungserklärung des damaligen Bundeskanzlers Willi Brandt im Herbst 1969 gibt Zeugnis von dem politischen Stellenwert, den eine deutsche Bundesregierung nunmehr zum ersten Male für notwendig befand, diesem Problem beizumessen. Auf der Grundlage dieser Regierungserklärung legte der Bundesminister des Innern 1971 für die Bundesregierung ein erstes Umweltprogramm vor.

Dieses Umweltprogramm der Bundesregierung beruht im übrigen auf folgenden Grundthesen:

1. Umweltpolitik ist die Gesamtheit aller Maßnahmen, die notwendig sind,

   - um dem Menschen eine Umwelt zu sichern, wie er sie für seine Gesundheit und für ein menschenwürdiges Dasein braucht,

   - um Boden, Luft und Wasser, Pflanzen- und Tierwelt vor nachteiligen Wirkungen menschlicher Eingriffe zu schützen und

   - um Schäden oder Nachteile aus menschlichen Eingriffen zu beseitigen.

2. Die Kosten der Umweltbelastungen hat grundsätzlich der Verursacher zu tragen (Verursacherprinzip).

3. Die Leistungsfähigkeit der Volkswirtschaft wird bei Verwirklichung des Umweltprogrammes nicht überfordert werden. Der Umweltschutz soll durch finanz- und steuerpolitische Maßnahmen sowie durch Infrastrukturmaßnahmen unterstützt werden.

4. Der Zustand der Umwelt wird entscheidend bestimmt durch die Technik. Technischer Fortschritt muß umweltschonend verwirklicht werden. "Umweltfreundliche Technik", die durch ihre Anwendung die Umwelt nur wenig oder gar nicht belastet, ist ein Ziel dieses Programms. Technischer Fortschritt und wirtschaftliches Wachstum brauchen dabei nicht beeinträchtigt zu werden.

5. Umweltschutz ist Sache jedes Bürgers. Die Bundesregierung sieht in der Förderung des Umweltbewußtseins einen wesentlichen Bestandteil ihrer Umweltpolitik.

6. Die Bundesregierung wird sich für ihre Entscheidungen in Fragen des Umweltschutzes verstärkt der wissenschaftlichen Beratung bedienen.

7. Alle Umweltbelastungen und ihre Wirkungen müssen systematisch erforscht werden. Die notwendigen Forschungs- und Entwicklungskapazitäten für den Umweltschutz werden ausgebaut und die Koordinierung der Forschungsarbeit verstärkt. Ferner ist eine Erfassung aller auf die Umwelt bezogenen Daten sowie deren Zusammenfassung und Aufbereitung in einem Informationssystem erforderlich, das der öffentlichen Hand, der Wissenschaft und der Wirtschaft zur Verfügung steht.

8. Die Möglichkeiten der Ausbildung für die Spezialgebiete des Umweltschutzes sollen unter anderem durch interdisziplinäre und praxisbezogene Aufbaustudien an Hoch- und Fachschulen vermehrt und verbessert werden.

9. Wirksamer Umweltschutz bedarf enger Zusammenarbeit zwischen Bund, Ländern und Gemeinden untereinander und mit Wissenschaft und Wirtschaft.

10. Der Umweltschutz verlangt internationale Zusammenarbeit. Die Bundesregierung ist hierzu in allen Bereichen bereit und setzt sich für internationale Vereinbarungen ein.

Nach fast zwei Jahrzehnten der von der Bundesregierung geförderten Entwicklung auf dem Gebiet der friedlichen Nutzung der Kerntechnik nd -Energie trat diese immer merkbarer in die Phase einer kommerziellen Anwendung und von der Wirtschaft zunehmend selber weitergetragener Entwicklung ein. Mit der wachsenden Vielfalt und Breite der Anwendung der Kerntechnik erhielt der Gesichtspunkt des Gefahrenschutzes und der Vorsorge vor Schäden rasch eine neue Dimension. Entsprechend wuchs der politische Stellenwert der Schutzaufgabe, die letztlich dem Staate obliegt. Damit wuchs aber auch die Gefahr eines Zielkonfliktes zwischen Förder- und Schutzfunktion bei der Durchführung des Atomgesetzes, soweit beide Verpflichtungen in ein und dem gleichen Ressort verblieben.
Mit Rücksicht auf die rasch zunehmende Bewußtheit der Öffentlichkeit in Bezug auf die Gefahren der Kerntechnik und mit

dem Ziel, das Vertrauen in die Bundesregierung bei der Wahrnehmung einer aus ihrer Sicht immer höherrangig werdenden Schutzaufgabe zu erhalten und zu pflegen, wurden mit Kanzlererlaß vom 15.12.72 die Schutz- und Förderzuständigkeiten voneinander getrennt. Die Schutz- und Kontrollzuständigkeiten wurden dabei, wie Sie wissen, dem Bundesminister des Innern übertragen.

Neben der politisch wirksamen Trennung der Förder- von den Kontrollgewalten hatte dieser Beschluß zur Folge, daß der Strahlenschutz, der durch eine lange Förderungsperiode bereits hoch entwickelt war, für die organisatorische Gestaltung des übrigen Umweltbereiches im neuen Ressort eine wertvolle Orientierungshilfe bot. Dementsprechend äußert sich das Umweltprogramm auch über die Bereiche Strahlenschutz und nuklearen Umweltschutz in folgender Weise:

> "Die Bundesregierung hat - dazu gibt es wohl in keinem anderen Umweltschutzbereich eine Parallele - schon zu Beginn der kerntechnischen Entwicklung in unserem Staate Ende der 50-er Jahre bundeseinheitlich Vorschriften über den nuklearen Umweltschutz bei Kernanlagen und die Verwendung radioaktiver Stoffe sowie über die Beseitigung radioaktiver Rückstände geschaffen."

Wie schwierig es jedoch ist, im Bereich des konventionellen Umweltschutzes ein integriertes ökonomisch - ökologisches Gesamtmodell zu erstellen, mit dem die wichtigsten Zustände und Entwicklungen auf dem Umweltsektor und ihre gegenseitigen Verflechtungen zu erfassen wären, ist aus dem Umweltgutachten 1974 des Rates der Sachverständigen für Umweltfragen zu erkennen, der 1972 seine Arbeit aufgenommen hat. Die vorliegenden Daten sind noch so lückenhaft und ungesichert, daß dem Gutachten von seinen Autoren selbst trotz der zwischenzeitlich verabschiedeten Umweltschutzgesetze und -Verordnungen, über die hier noch gesondert referiert werden soll - nur ein "Erste Schritte Charakter" beigemessen wird, so werden z.B. zum

Schutz der Luft

- intensivere Studien der Mechanismen der Wirkung von luftverunreinigenden Stoffen auf Mensch, Tier, Pflanze und Sachgüter unter Berücksichtigung von Kombinationswirkungen bei gleichzeitigem Auftreten mehrerer Komponenten sowie Langzeitwirkungen,

- Forschungs- und Entwicklungsprogramme zur Reduzierung der Schadstoffemissionen, selektiven meßtechnischen Erfassung einzelner Emissions- und Immissionskomponenten,

- Erstellung von Rechenmodellen zur Verknüpfung von Emission und Immission,

- die Erstellung von Emissions- und Immissionskatastern

erst gefordert!

Demgegenüber steht der Strahlenschutz schon auf einer wesentlich solideren Basis! Allerdings hat das Entwicklungsgefälle zwischen dem Strahlenschutz und dem Umweltschutz für den Strahlenschutz eine sich verstärkend belastende Konsequenz: Dem zunehmend umweltbewußten Bürger fehlt die Vergleichsbasis zwischen dem Strahlenrestrisiko, das er auch nach Anwendung eines hochentwickelten Strahlenschutzes trägt, und dem Risiko, dem er durch andere zivilisatorisch bedingten Umweltbeeinträchtigungen ständig unterliegt. Natürlich kann der Bürger in dem jeweiligen Bereich seine Forderungen am besten formulieren, für den ihm quantitative Abschätzungen seiner Belastung vorgelegt werden können. Deshalb bleibt der Strahlenschutz ungeachtet des zumeist offenbaren Unverhältnisses der nicht abdeckbaren Strahlenrestrisiken zu Risiken aus anderer Ursache im Brennpunkt der öffentlichen Diskussion.

Als ein Markstein in dieser Auseinandersetzung ist der kürzliche Spruch des Oberverwaltungsgerichtes Lüneburg in einer Verwaltungsverfahrensstreitsache um die Betriebsgenehmigung für das Kernkraftwerk Stade anzusehen. Da heißt es unter anderem sinngemäß: Das Grundrecht des Menschen auf Unversehrtheit verbiete es, Risiken zuzumuten, selbst wenn diese auch in der Gesamtstatistik aller Risiken verborgen bleibt. Die hier zum Ausdruck kommende Auffassung weist den fundamentalen Charakter der Problematik auf, um die es bei der Frage der Zulässigkeit von Risiken geht, deren Bejahung nicht erst seit der Ära der Kernenergie unerläßlich ist, wenn man einen für die ständige Erhaltung und Besserung der gesamtheitlichen Daseinsvorsorge unabdingbaren Fortschritt bejahen will.

Mit Recht muß auch die Frage gestellt werden, ob der Strahlenschutz auch für die vor uns liegende Zeit gerüstet ist. Der durchgreifende Wandel der Struktur des Weltmineralölmarktes führte u.a. zu der Erstellung eines Energieprogramms der Bundesregierung, das am 26. September 1973 vorgelegt worden ist. Dieses Programm sieht eine erhebliche Steigerung der Erzeugung von Kernenergie vor. Bis 1985 wird eine zusätzliche Leistung von etwa 45 - 50 000 MW erwartet. Im Energieprogramm wird bereits auf die erheblichen Anstrengungen hingewiesen, die erforderlich sind, um die mit der Verwirklichung dieses Programms verbundenen technische, wirtschaftlichen und organisatorischen Probleme vor allem unter sicherheitstechnischen Erwägungen zu lösen. Ausdrücklich genannt werden

- die Wiederaufarbeitung bestrahlter Kernbrennstoffe,
- der Transport und die Endlagerung radioaktiver Abfälle und
- die Stillegungen ausgedienter Kernkraftwerke.

Es besteht kein Zweifel, daß dieses Programm eine Überprüfung

der Leistungsfähigkeit der administrativen, wissenschaftlichen und technischen Strukturen des Strahlenschutzes, der bisher angewendeten technischen Verfahren des Strahlenschutzes und der für den Strahlenschutz erstellten Regeln der Technik und des Rechtes erfordert. Hierfür wurde beim Bundesminister des Innern im September 1973 ein Sicherheitskonzept erstellt, das einen Maßnahmenkatalog für folgende Ziele enthält:

- Die möglichst rasche Realisierung eines vorausschauend hohen Sicherheitsniveaus

- die Sicherung des zeitlichen Bestandes des hohen Sicherheitsniveaus, und

- die Lösung der Probleme einer ausreichenden Standortvorsorge.

Die allgemeinen Schutzziele zur Realisierung eines hohen Sicherheitsniveaus sind wie folgt abgesteckt:
Bei Strahlenquellen, die sich im bestimmungsgemäßen Zustand (ungestörter Betrieb) befinden, soll

- jede unnötige Strahlenexposition vermieden und

- jede Strahlenexposition unter Berücksichtigung der zugelassenen Höchstwerte so gering gehalten werden, wie dies in Abwägung volkswirtschaftlicher und sozialer Gesichtspunkte möglich ist.

Das Risiko beruflich strahlenexponierter Personen soll die Situation nicht beeinträchtigen, die durch die Risiken der meisten anderen Berufe in Wissenschaft und gewerblicher Wirtschaft gegeben sind, und in denen ein hoher Sicherheitsstandard vorliegt.

Insbesondere muß das zusätzliche Strahlenrisiko der Bevölkerung unerheblich bleiben im Vergleich zu dem Gesamtrisiko, das durch die Summe aller Umweltrisiken unserer hochindustriealisierten und technisierten Gesellschaft vorgegeben ist.

Bei Strahlenquellen, die sich nicht im bestimmungsgemäßen Zustand befinden (Störfall) soll durch Notfallschutzmaßnahmen die Strahlenbelastung soweit möglich reduziert und die Chance der Erholung von Überexpositionen erhöht werden. Dabei sollte bei jeder Notfallschutzmaßnahme das Risiko des Einsatzes bzw. die mit ihrer Anwendung verbundene "soziale Belastung" durch eine entsprechende Reduktion des durch den Störfall entstandenen Risikos zu rechtfertigen sein. Die für die Präzisierung dieser Ziele erforderlichen Strahlenschutzrichtwerte müssen auf einem Wertungsschema von Dosis/Wirkungs- und Risiko(Kosten)/Nutzen Analysen beruhen.

Schwerpunktaktivitäten zur Realisierung des angestrebten hohen Sicherheitsniveaus sind:

- Die Ermittlung, Festlegung und Fortschreibung des Standes von Wissenschaft und Technik,

- die Erstellung von technischen Rechtsvorschriften, Sicherheitskriterien, Regeln und Richtlinien

In diesem Zusammenhang ist als Beispiel zu erwähnen die anstehende Novellierung der 1. StrSchVO. Die neue Verordnung wird der raschen Entwicklung der Kernenergie Rechnung tragen und insbesondere die reichen Erfahrungen des vergangenen Jahrzehnts der Gültigkeit der 1. StrSchVO ausschöpfen.

Weitere Schwerpunkte sind:

- die Verbesserung und Ergänzung der Organisations- und Verfahrensordnungen für die vom Staat zu erfüllenden Schutz- und Sicherheitsaufgaben zur Gewährleistung zügiger und umfassender Abwicklung der laufenden Verfahren,

- die Harmonisierung der Schutz- und Sicherheitsanforderungen auf internationaler Ebene,

- die Präzisierung der Anforderungen an den Notfallschutz unter Einbeziehung möglichst standortabhängiger Kriterien,

- die Ergänzung der Rechtsgrundlagen bezüglich der Haftung für Schäden und die Deckung von Schadensersatzansprüchen.

Damit ist für die kommenden Jahre ein umfangreiches Programm vorgezeichnet.

Zahlreiche Vorträge dieser Veranstaltung werden zeigen, welche Fortschritte auf dem Wege zu den gesteckten Zielen erreicht worden bzw. in Aussicht sind, aber es wird sicher auch noch deutlicher werden, daß es in vielen Bereichen noch erheblicher Anstrengungen bedarf, die gesteckten Ziele zu erreichen.

Die Bundesregierung ist sich bewußt, daß sie hierzu auf die Mithilfe erfahrener Fachleute angewiesen bleibt.
In diesem Sinne hoffe ich künftig auf eine fruchtbringende Ausbeute auch aus den Arbeiten des Fachverbandes für Strahlenschutz und der Vereinigung Deutscher Strahlenschutzärzte!

ZIELSETZUNGEN UND GRUNDKONZEPTE DES UMWELTSCHUTZES IN DER SCHWEIZ

PD Dr. B. Böhlen
Vizedirektor, Eidg. Amt für Umweltschutz, Bern

Vortrag gehalten am 23. September 1974
vor der Jahrestagung des Fachverbandes
für Strahlenschutz e.V. in Helgoland

1530-74

1. Ausgangslage

Am 6. Juni 1971 wurde in einer denkwürdigen Abstimmung der Artikel 24^{septies} der Bundesverfassung über den Umweltschutz von allen Kantonen und mit einer überwältigenden Mehrheit des Schweizervolkes angenommen.

Entsprechend dem Wortlaut von Absatz 1 des Artikels,

> "erlässt der Bund Vorschriften über den Schutz des Menschen und seiner natürlichen Umwelt gegen schädliche und lästige Einwirkungen. Er bekämpft insbesondere die Luftverunreinigung und den Lärm."

Anlass zu diesem Auftrag gaben verschiedene, in den letzten Jahren gewonnene Erfahrungen und Erkenntnisse, die zeigten, dass der Mensch und seine natürliche Umwelt als Folge der manigfaltigen zivilisatorischen Tätigkeiten des Menschen nachteiligen Belastungen ausgesetzt sind. Diese Belastungen entstehen dadurch, dass Schadstoffe und Abfälle aller Art in das Wasser, die Luft und den Boden gelangen, dass in zunehmendem Masse Biozide und Chemikalien in die Umwelt eingetragen werden, dass entsprechend dem steigenden Energieverbrauch der Lebensraum des Menschen mit Lärm, die Gewässer und die Atmosphäre mit Wärme belastet werden, und dass verschiedenartige technische Eingriffe in die Landschaft den Wasserhaushalt und die Bodenkrume nachteilig beeinflussen und ökologische Systeme schwerwiegend stören.

Das rasche demographische und wirtschaftliche Wachstum während der letzten Jahrzehnte hat weder in der Schweiz noch in andern Ländern somit nur Entwicklungen in gutem, sondern auch solche in ungünstigem Sinne nach sich gezogen. Beängstigend ist dabei die bislang in fast allen Teilbereichen anhaltende Beschleunigung der ungünstigen Entwicklung.

Das bedeutet nun keineswegs, dass bisher nichts getan wurde. Bereits in der weiteren Vergangenheit sind im Sinne des Umweltschutzes eine Reihe von Massnahmen ergriffen worden, auch dann, wenn der Begriff "Umweltschutz" erst seit kurzem allgemeine Verbreitung gefunden hat. Die Notwendigkeit, den Menschen und seine natürliche Umwelt zu schützen, wurde in verschiedenen Teilbereichen schon frühzeitig erkannt.

Einige wichtige eidgenössische Erlasse mit umweltschützender Zielsetzung sind z.B.

- das Eidg. Forstpolizeigesetz aus dem Jahre 1902, das die Erhaltung des schweizerischen Waldareals statuiert,

- die Eidg. Gesetzgebung über den Gewässerschutz,

- das Bundesgesetz über den Natur- und Heimatschutz,

- das Bundesgesetz über die friedliche Verwendung der Atomenergie und den Strahlenschutz,

- das Bundesgesetz über den Verkehr mit Lebensmitteln und Gebrauchsgegenständen,

- das Bundesgesetz über den Verkehr mit Giften,

- der Bundesbeschluss über dringliche Massnahmen auf dem Gebiete der Raumplanung als Vorläufer zu dem sich in Vorbereitung befindlichen Raumplanungsgesetz.

In einer ganzen Anzahl von Bundesgesetzen finden sich besondere, umweltschutzrelevante Bestimmungen, so z.B. im Schweizerischen Zivilgesetzbuch, in den Bundesgesetzen über die Luftfahrt, über den Strassenverkehr sowie über die Arbeit in Industrie, Gewerbe und Handel.

Im Sinne der bundesrätlichen Botschaft zum neuen Verfassungsartikel 24^{septies} ist die neue Bestimmung als Auftrag zu verstehen, eine Ausführungsgesetzgebung zu schaffen, die nicht etwa bloss die bisher geltenden Umweltschutzvorschriften des Bundesrechts ergänzt und bestehende Lücken schliesst, sondern ein neues bundesrechtliches Gefüge im gesamten Bereich des Umweltschutzes nach einem einheitlichen Konzept errichtet.

2. Zielsetzungen

Wenn immer der Staat seine Aufgabe als dauernde Lebensgemeinschaft des Volkes erfüllen will, so hat er vor allen Dingen für die Sicherung der Existenzgrundlage der Volksgemeinschaft besorgt zu sein. In der vordersten Linie dieser Daseinsvoraussetzungen steht nun ohne Zweifel die natürliche Umwelt, die das Staatsgebiet für den Menschen bewohnbar macht.

Mit andern Worten muss der Umweltschutz als Staatsaufgabe überall dort wirksam werden, wo der Mensch und seine natürliche Umwelt durch menschliche Aktivitäten bereits beeinträchtigt sind oder geschädigt zu werden drohen.

In einem Rahmengesetz zum Entwurf eines Bundesgesetzes über den Umweltschutz hat das Eidg. Amt für Umweltschutz die Zielsetzungen wie folgt umschrieben:

> "Die zulässige Belastung des entwickelbaren Naturpotentials einerseits und die Entwicklung von Technik und Wirtschaft, von Wohlstand und Freizeit andererseits sind aufeinander abzustimmen. Dazu sind diejenigen Massnahmen zu ergreifen, die die Biosphäre mit ihren Elementen Boden, Wasser, Luft, Klima, Pflanzendecke und Tierwelt im Sinne einer langfristigen Daseinsvorsorge optimal erhalten und entwickeln."

Diese Zielsetzungen bedeuten nichts anderes, als dass dem Menschen eine Umwelt gesichert werden soll, wie er sie für seine physische und psychische Gesundheit sowie für ein menschenwürdiges Dasein braucht.

Es stellt sich nun sofort die Frage, inwieweit die natürlichen Lebensgrundlagen, also die Landschaft mit ihrem Naturhaushalt, ihren Hilfsquellen, ihrer Leistungs- und Regenerationsfähigkeit denn auch gefährdet oder bereits geschädigt sind.

Diese Frage lässt sich aufgrund der heutigen Erkenntnisse kaum umfassend und in allen Teilen genau beantworten. Es gibt aber genügend Beispiele, die den zerstörenden und gefährdenden Einfluss menschlicher Tätigkeiten auf den Menschen und seine Umwelt belegen.

Wenn von Belastung der Umwelt gesprochen wird, so ist unter diesem Begriff die Veränderung der natürlichen Verhältnisse, insbesondere die Verschlechterung der Lebensbedingungen für Mensch, Tier und Pflanzen zu verstehen. Es erweist sich dabei als notwendig, eine Unterscheidung von Belastungen qualitativer und quantitativer Art vorzunehmen.

Qualitative Belastungen betreffen insbesondere

- die Verunreinigung von Luft, Wasser und Boden,

- die Störung der Nährstoffbilanz des Bodens durch Ueberdüngung einerseits, durch Nichterneuerung der Pflanzennährstoffe andererseits,

- Lärm und Erschütterungen,

- sichtbare und unsichtbare Strahlung,

- Temperaturveränderungen in der Luft und in den Gewässern,

- die Zersiedelung und das Zerschneiden der Landschaft.

Unter quantitativen Belastungen der Umwelt werden verstanden,

- die Zweckentfremdung von Land- und Forstwirtschaftsboden,

- der Tagbau und die Deponien,

- die Veränderung von Inhalt und Ausdehnung sowie der Gestalt von Oberflächengewässern,

- die Beeinträchtigung von Grundwasserträgern.

Uebermässig ist eine Belastung dann, wenn sie die Lebensbedingungen eines Menschen und seiner natürlichen Umwelt akut oder dauernd schädigt, oder wenn sie anhaltend als lästig empfunden wird. Irgendwo muss es also eine Grenze oder einen Grenzbereich geben, ausserhalb der die Belastbarkeit überschritten wird. Die Ermittlung dieser Belastbarkeit stellt somit zweifellos ein wichtiges Anliegen des Umweltschutzes dar. Ein Erschwernis für die Beurteilung der Zulässigkeit einer Belastung liegt nun allerdings darin, dass die Kenntnisse über die Belastbarkeit in verschiedenen Teilgebieten des Umweltschutzes noch recht begrenzt sind und dass zudem die Wirkung zivilisatorischer Tätigkeiten oft erst mit erheblicher Verzögerung eintreten oder erkannt werden.

3. Strategie des Umweltschutzes in der Schweiz

Wo immer die Spanne zwischen der übermässigen und der zulässigen Belastung gross ist, die wissenschaftlichen Grundlagen für eine endgültige Festlegung von Belastungsgrenzwerten aber noch fehlen, erhebt sich die Frage nach der Strategie, nach der Art, wie Umweltschutzmassnahmen für neue und für die Sanierung bestehender Belastungsquellen ergriffen werden sollen. Das gilt insbesondere für die Reinhaltung von Wasser, Luft und Boden sowie für die Bekämpfung des Lärms. Sinngemässe Ueberlegungen lassen sich aber auch im Zusammenhang mit dem Eindämmen des Landverschleisses anstellen.

Die zu wählende Strategie richtet sich auf zwei fundamentale Grundsätze aus, die im Zweckartikel des als Entwurf vorliegenden Bundesgesetzes über den Umweltschutz verankert sind. Demzufolge

- darf die Belastung der "Umwelt Schweiz" in den einzelnen Teilbereichen nicht mehr zunehmen,

- muss, wo immer die Möglichkeit besteht, die Belastung herabgesetzt werden.

In den letzten Jahren ist auch in verschiedenen andern Ländern intensiv an Umweltschutzstrategien gearbeitet worden. Heute stehen zumeist zwei Strategien im Vordergrund der Diskussion:

- die Strategie der Einhaltung einer bestimmten Umweltqualität,

- die Strategie der Anwendung des fortschrittlichsten Standes der Technik.

Die erstere basiert auf Kriterien für die höchstzulässige Umweltbelastung, insbesondere auf Grenzwerten für Belastungen aller Art. Diese Grenzwerte müssen eingehalten werden, wenn der Mensch und seine natürliche Umwelt vor Schadenfolgen bewahrt werden sollen.

Die Strategie der Anwendung des fortschrittlichsten Standes der Technik versucht, durch Emissionsbeschränkungen eine Verschlechterung der Umweltqualität zu verhindern. Sie geht davon aus, dass der technische Fortschritt sich rasch genug entwickelt, um die durch demographisches und wirtschaftliches Wachstum bedingte Mehrbelastung der Umwelt zumindest zu kompensieren.

Die in der Schweiz vorgeschlagene Strategie, welche auf den beiden erwähnten Grundsätzen basiert, stellt eine Alternativstrategie dar. Sie erlaubt sowohl die Anwendung von Belastungsgrenzwerten, wenn immer dies möglich und nötig ist; sie verlangt aber zugleich die konsequente Anwendung des fortschrittlichsten Standes der Technik. Die Kenntnis von medizinisch-biologisch begründeten Grenzwerten ist keine unbedingte Voraussetzung.

Der Grundsatz, wonach die Gesamtbelstung in den einzelnen Teilbereichen nicht mehr zunehmen soll, geht von der Annahme aus, dass die heutige Umweltbelastung schon sehr nahe an der Grenze des Erträglichen bzw. des Zumutbaren liegt.

Welches ist nun die Bedeutung der beiden Grundsätze?

Abbildung 1: Fliessschema der Vorkehren auf dem Gebiet des Umweltschutzes.

Grundlage der Gesamtheit von Umweltschutzmassnahmen bilden Kenntnisse über

- den Zustand der Umweltqualität, z.B. über die vorhandenen Belastungen bzw. Immissionen;

- den Zustand der räumlichen und zeitlichen Verteilung der Intensität von Belastungen, d.h. von Emissionen;

- die verfügbaren Technologien zur Beschränkung der Umweltbelastung,

- Wachstumsgrössen und Entwicklungstendenzen, die die Qualität der Umwelt zu beeinflussen und zu beeinträchtigen vermögen.

Dem Ist-Zustand werden Zielsetzungen gegenübergestellt. Um deren Erreichen zu gewährleisten, können nun verschiedene Strategien gewählt werden. Massgebend für die Wahl der geeigneten Strategie muss aber in jedem Fall der Grundsatz sein:

> "Es ist diejenige Strategie zu wählen, die das Erreichen der gestellten Zielsetzungen mit einem minimalen Aufwand gewährleistet."

Diese Strategie muss durch Erfolgskontrollen auf ihre Wirksamkeit überprüft, und allenfalls müssen im Sinne einer Optimierung Anpassungen und Korrekturen vorgenommen werden.

Es ist nun offensichtlich, dass die Strategie der Anwendung des fortschrittlichsten Standes der Technik keine Rücksichten auf Prognosen über Wachstums- und Entwicklungstendenzen nimmt. Inwieweit eine bestimmte Umweltqualität mittels dieser Strategie eingehalten werden kann, ist weitgehend davon abhängig, ob die technologische Entwicklung zur Verminderung der Umweltbelastung mit der Zunahme der Belastungsquellen Schritt hält, und ist damit zufallsbedingt.

Die Strategie der Einhaltung einer bestimmten Umweltqualität trägt die Zielsetzung, den Menschen und seine natürliche Umwelt vor schädlichen und lästigen Einwirkungen zu schützen, unmittelbar Rechnung. Sie zieht aber den Stand der Technik sowie die

Wachstums- und Entwicklungstendenzen erst dann in Betracht, wenn die Belastungsgrenzwerte erreicht sind. Es gibt genügend Beispiele, die zeigen, dass die Anwendung strenger Massnahmen nach dem Erreichen von Belastungsgrenzen, zumeist eine Ueberbelastung nicht verhindern kann.

Wenn nun eine Alternativstrategie vorgeschlagen wird, welche verlangt, dass die Umweltbelastung nicht mehr zunehmen darf und dass wo immer die Möglichkeit besteht, die Umweltbelastung herabgesetzt werden muss, so wird damit sowohl eine bestimmte Umweltqualität angestrebt, die Anwendung des fortschrittlichsten Standes der Technik verlangt und letztlich Prognosen für die Wachstumstendenzen als Grundlage für die zu treffenden Massnahmen herangezogen.

Ein eingehender Vergleich dieser Strategie zeigt, dass der Alternativstrategie eine wesentlich verstärkte präventive Wirkung zukommt, währenddem die beiden andern Strategien eine eher nur kurative Wirkung ausüben können. Der Grund ist vor allem darin zu suchen, dass mit der Alternativstrategie vermehrt Instrumente eingesetzt werden sollen, die einer eigentlichen Umweltschutzplanung dienen. Zudem gestattet sie es - zumindest in einzelnen Teilbereichen - die technologische Entwicklung mittel- und langfristig auf konkrete Zielsetzungen auszurichten und damit der Wirtschaft selbst konkrete Planungsinstrumente in die Hand zu geben.

Die erwähnten Forderungen sind verschiedentlich als ambitiös und sogar unrealistisch bezeichnet worden. Eine nähere Betrachtung zeigt aber, dass die in den Grundsätzen enthaltenen Forderungen zumindest langfristig - berechtigt sind.

Die Strategie "Stand der Technik" überlässt die erreichbare Qualität der Umwelt dem Zufall, solange nicht zusätzliche lenkende Instrumente eine dynamische Entwicklung der Umweltschutztechnologien provozieren.

Die Strategie "Umweltqualität" gestattet ein Ausschöpfen der Umweltbelastung bis zu vorgegebenen Kriterien. Spätestens im Zeitpunkt des Erreichens der Belastungsgrenzen, muss der erste Grundsatz wirksam werden (wonach die Umweltbelastung nicht mehr zunehmen darf), wenn eine Ueberbelastung verhindert werden soll.

Aus diesem Grund sind die beiden Grundsätze durchaus realistisch, wenn auch die dadurch vorgegebenen Randbedingungen erhöhte Anforderungen an die künftige technologische und planerische Entwicklung stellen, als dies im Rahmen beider andern Strategien der Fall ist.

4. Voraussetzungen und Massnahmen für einen wirksamen Umweltschutz

Wie vorangehend gezeigt wurde, muss ein wirksamer Umweltschutz auf möglichst konkrete oder konkretisierbare Zielsetzungen ausgerichtet sein. Im weitern sind diejenigen Vorkehren zu treffen, die es gestatten, von einem gegebenen Zustand aus - dem Ist-Zustand - diese Zielsetzungen zu erfüllen.

Es wird verschiedentlich die Ansicht vertreten, dass es möglich sei, die Ziele allein mit technologischen Mitteln zu erreichen. Zweifellos steht die Verminderung der Umweltbelastung durch Massnahmen an der Quelle, d.h. durch technische Mittel, im Vordergrund. Es lässt sich aber doch an genügend Beispielen zeigen, dass es in verschiedenen Bereichen unerlässlich ist, die technischen Massnahmen durch solche planerischer Art zu ergänzen; es sei an dieser Stelle lediglich an die Umweltschutzprobleme im Zusammenhang mit dem Verkehr, der Energieerzeugung oder der Abfallbewirtschaftung hingewiesen.

Welches sind nun die wesentlichsten Instrumente und Massnahmenschritte eines zielgerichteten Umweltschutzes?

Entwicklung des Standes der Technik

Ein erster Schritt erfordert eine dynamische Anpassung des Standes der Technik an die zunehmende Zahl von Belastungsquellen. Wenn immer z.B. Emissionsgrenzwerte für bestimmte Verfahren festgelegt werden, so können diese bei fortlaufendem wirtschaftlichem und demographischem Wachstum keine zeitlich unbegrenzt gültige Norm darstellen.

Es muss in diesem Zusammenhang allerdings die Frage aufgeworfen werden, wer eigentlich den Stand der Technik bestimmen soll; ob es der momentane Stand sein soll oder ein zukünftiger; ob er demjenigen Stand entsprechen soll, wie er an den meisten Orten bereits realisiert wurde, oder demjenigen der erst realisiert werden soll. Sollen Richtung und Geschwindigkeit des Fortschritts der Industrie überlassen bleiben oder sollen sie durch die Behörden gelenkt und provoziert werden.

Die Probleme sind ausserordentlich vielfältig und ihre Lösung bedarf einer engen Zusammenarbeit zwischen Wirtschaft, Wissenschaft und Behörden. Es ist zweifellos unerlässlich, dass der tatsächliche Stand der Technik in rechtsverbindlichen Normen festgelegt wird, dass aber über den jeweils geltenden Stand der Technik hinaus Zielsetzungen zu formulieren sind. Gerade hinsichtlich dieser Zielsetzungen üben die beiden erwähnten Grundsätze, wie sie für den Umweltschutz in der Schweiz formuliert wurden, eine bedeutsame zusätzliche Funktion aus.

Umweltinventar und Belastungskriterien

Es stellt sich in der Folge sofort die Frage, in welchem Ausmass sich der Stand der Technik den Anforderungen des Umweltschutzes anpassen muss. Hiezu stehen im wesentlichen zwei Beurteilungskriterien zur Verfügung; einerseits der Ist-Zustand im Zusammenhang mit Prognosen für die künftige Entwicklung, andererseits die gewünschte und erforderliche Qualität der Umwelt.

Soweit in der Schweiz bisher Kriterien zur Kennzeichnung der Umweltqualität zur Anwendung gelangten, so dienten sie in erster Linie zur Beurteilung, ob sich ein Zustand nachteilig verändert oder ob Grenzwerte allenfalls überschritten werden. Mehr und mehr setzt sich die Auffassung durch, dass derartige Kriterien vermehrt als Planungsinstrumente eingesetzt werden müssen, und ihnen damit auf dem Gebiet des Umweltschutzes sowohl eine kurative als auch präventive Funktion zukommt.

Es ist deshalb unerlässlich, dass einerseits ein umfassendes Umweltinventar erhoben wird, andererseits zielstrebig Kriterien für die Belastbarkeit des Menschen und seiner natürlichen Umwelt durch schädliche und lästige Einwirkungen erarbeitet werden. In der Schweiz gilt es in beiderlei Richtung erhebliche Lücken zu schliessen.

Kontrolle und Ueberwachung

Wenn immer Anforderungen zur Verminderung der Umweltbelastung festgelegt werden, gilt es, die Einhaltung dieser Anforderungen durch ständige oder periodische Kontrolle und Ueberwachung zu überprüfen. Insbesondere die Ueberwachung der Umweltqualität kann dabei verschiedenartige Zielsetzungen haben:

- Ueberprüfung einer bestehenden Situation im Vergleich zu Belastbarkeitskriterien,

- Ueberprüfung der Wirksamkeit technischer, planerischer und organisatorischer Massnahmen durch Trenderhebungen,

- Ermittlung des vorhandenen Inventars bzw. der Grundbelastung eines Gebiets als Basis für planerische Massnahmen.

Je nach Zielsetzung ergeben sich hinsichtlich Umfang und Art der Datenerhebung unterschiedliche Anforderungen bezüglich des Aufwandes.

Der Aufbau der Ueberwachung und Kontrolle muss deshalb mit aller Sorgfalt geplant und im Rahmen der gewählten Strategie auf ihre Notwendigkeit geprüft werden. Ueberwachungs- und Kontrollsysteme müssen auf die gesetzten Prioritäten ausgerichtet werden, sollen die aufzuwendenden finanziellen und personellen Mittel zielstrebig und rationell eingesetzt werden.

Schlussfolgerungen

In der Schweiz ist, gestützt auf Artikel 24^{septies} der Bundesverfassung, von einer Expertenkommission ein Entwurf zu einem Bundesgesetz über den Umweltschutz ausgearbeitet worden. Die Kantone und die interessierten Kreise bereiten derzeit eine Stellungnahme zu diesem Gesetzesentwurf vor. Dieser Gesetzesentwurf sieht eine umfassende Regelung der Umweltproblematik vor und ist so konzipiert, dass er in den verschiedenen Teilbereichen ein pragmatisches Vorgehen erlaubt. Es wird darin auch dem Umstand Rechnung getragen, dass noch viele Fragen unbeantwortet sind und erst mit fortschreitender neuen Erkenntnissen gelöst und damit rechtswirksam werden können. Nur aufgrund eines umfassenden Umweltschutzgesetzes wird es möglich sein, den gegenseitigen Abhängigkeiten zwischen den verschiedenen Teilbereichen des Umweltschutzes Rechnung zu tragen.

Das wohl unerlässliche pragmatische Vorgehen wird oft geringschätzig als Symptombekämpfung bezeichnet, die durch das Bevölkerungs- und Wirtschaftswachstum innert weniger Jahre wieder zunichte gemacht würde. Die vorangehenden Ausführungen sollen andeutungsweise zeigen, dass auch die Umweltschutzbehörden in der Schweiz die tieferen Zusammenhänge wohl erkennen. Sie halten aber dafür, dass bis zur Klärung vieler offener Fragen, z.B.

im Bereich der Belastungskriterien, der Schutzvorkehren, der Systemanalytik, der Verhaltensforschung sowie der Gesellschafts- und Wirtschaftspolitik, kurzfristig diejenigen Probleme des Umweltschutzes zu regeln sind, die grundsätzlich bereits gelöst sind. Mittels dieser kurzfristigen Schutzvorkehren soll aber Zeit gewonnen werden, um notwendige praxisorientierte Forschungs- und Entwicklungsarbeiten durchführen zu können, damit die mittel- und langfristigen Umweltschutzprogramme auf einer soliden Grundlage aufgebaut werden können.

ÜBER DAS SOMATISCHE RISIKO DURCH RADIOLOGISCHE UND CHEMISCHE UMWELTEINFLÜSSE

W. Jacobi

Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung mbH
Institut für Strahlenschutz
München - Neuherberg

DIE HEUTIGE PROBLEMSTELLUNG

Sehr häufig hört man die Meinung, daß unser zivilisatorischer Fortschritt verknüpft war mit einer Zunahme der Umweltverschmutzung und somit auch eine steigende Gefährdung der menschlichen Gesundheit zur Folge gehabt hätte. In dieser grundsätzlichen Form ist diese Behauptung sicher nicht richtig. Dies wird offenbar, wenn wir unsere heutigen Lebensverhältnisse mit denjenigen in der Vergangenheit vergleichen. Wir wohnen und arbeiten heute in saubereren und besser belüfteten Räumen, wir essen keine von Fäulnisprodukten durchsetzte Nahrung und unser Trinkwasser ist sicher sauberer und wird besser überwacht als in früherer Zeit. Zusammen mit den Fortschritten der Medizin haben diese Faktoren entscheidend dazu beigetragen, daß wir heute im Durchschnitt sehr viel länger leben als vor Beginn des technischen Zeitalters.

Im Hinblick auf die Einwirkung von Schadstoffen auf den Menschen stehen wir daher heute auch nicht vor einer grundsätzlich neuen Situation. Wir betrachten aber jetzt diese Situation von einem neuen Standpunkt, der uns bisher verborgen und unbeachtete Aspekte der Umweltsituation erkennen lässt. Anstelle natürlicher Verunreinigungen sind wir heute einer unübersehbar großen Zahl künstlicher Stoffe ausgesetzt,

deren schädigende Wirkungen wir kaum kennen. Ferner ist die Industrialisierung und Zersiedelung unserer Landschaft nicht mehr auf lokale Bereiche beschränkt, so daß wir großräumige oder sogar globale Störungen des ökologischen Gleichgewichts nicht mehr ausschließen können.

Neben diesen beiden äußerlichen Veränderungen hat sich in den letzten Jahren aber auch unsere geistige Einstellung zu unserer Umwelt geändert. Wir wollen nicht zu technischen Robotern werden, sondern uns natürliches Leben bewahren. Das ist wahrscheinlich der Hauptgrund, warum wir heute mit der zivilisatorischen Entwicklung unzufrieden sind und alle technischen Neuerungen sehr viel kritischer betrachten als in früheren Jahren. Wir wollen mehr Lebensqualität und fordern eine umweltfreundliche Technik, ohne diese Schlagworte bislang ausreichend präzisieren zu können. Wo liegt das richtige Fließgleichgewicht zwischen technischem Fortschritt und einem geistig und körperlich gesunden Leben? Vor 10 Jahren hat noch kaum jemand diese Frage gestellt und heute verlangt jeder eine präzise Antwort. Es ist daher nicht verwunderlich, daß wir heute diese Frage noch nicht beantworten können.

Dies gilt auch für das Problem des somatischen Risikos durch radiologische und chemische Umwelteinflüsse. Hier ist aber festzustellen, daß wir dank der intensiven strahlenbiologischen Forschung in den letzten 20 - 30 Jahren über das Strahlenrisiko sehr viel mehr wissen als über das Risiko durch chemische Schadstoffe. Es ist daher naheliegend zu prüfen, ob wir die Erfahrungen und Konzepte des Strahlenschutzes auf chemotoxische Stoffe übertragen können. Im Vordergrund dieses Vortrags steht daher der Versuch, sowohl die Analogien als auch die Unterschiede aufzuzeigen, die zwischen ionisierenden Strahlen und chemotoxischen Stoffen hinsichtlich ihrer somatischen Schadwirkungen und der Konzepte zur Festlegung von Dosis- bzw. Konzentrations-Grenzwerten für diese Agentien bestehen.

DIE BEDEUTUNG VON SCHÄDIGUNGEN NICHTMUTAGENEN URSPRUNGS

Bei der Diskussion des somatischen Schadenrisikos ist zu unterscheiden zwischen Wirkungen mutagenen Ursprungs, wozu insbesondere die Krebsbildung gehört, und den akuten und chronischen physiologisch-biochemischen Wirkungen. Ionisierende Strahlen können beide Arten von Wirkungen hervorrufen, wobei der Organismus für Wirkungen nichtmutagenen Ursprungs ein starkes Erholungsvermögen besitzt. Aus diesem Grund hängen Art und Schwere der akuten Strahlenschädigung sehr stark von der Dosisleistung ab und die Existenz einer Schwellendosis für diese Arten von Schäden kann als gesichert gelten.

Entscheidend für die Festlegung von Grenzwerten der Strahlenexposition sind daher die Risiken der Strahlen-Kanzerogenese und der genetischen Strahlenschäden. Die derzeitigen Grenzwerte der Strahlendosis liegen mit Sicherheit so niedrig, daß keine akuten Strahlenschädigungen auftreten bzw. erkennbar werden.

Eine ganz analoge Situation liegt zweifellos bei vielen chemischen Schadstoffen vor. Es gibt mit Sicherheit aber auch chemische Fremdstoffe, die keine oder nur eine geringe kanzerogene und mutagene Wirkung haben. Hierzu scheinen die meisten anorganischen Luftverunreinigungen, wie zum Beispiel SO_2, CO und Stickoxide, zu gehören. Bei der Festlegung von Grenzwerten für diese Stoffe geht man von ihren physiologisch- bzw. biochemischen Schadwirkungen aus, wobei man die Existenz einer Schwellenkonzentration annimmt, unterhalb der diese Schädigungen nicht mehr auftreten.

Es ist im Rahmen dieses Vertrages nicht möglich, auf die derzeit vorliegenden Erfahrungen über nichtmutagen bedingte Schadwirkungen der einzelnen Schadstoffe einzugehen; hierzu

sei auf einige zusammenfassende Arbeiten verwiesen /1-4/. Die wichtigsten Erfahrungen stammen von beruflich exponierten Personen und von Gruppen der Bevölkerung, die im Verlauf von Smog-Perioden oder infolge einer unfallbedingten Freisetzung einer hohen Konzentration dieser Schadstoffe ausgesetzt gewesen waren.

Um die akute Wirksamkeit der Luftverunreinigungen auf den Menschen zu zeigen, möchte ich als ein typisches Beispiel hier nur die Beobachtungen erwähnen, die im Verlauf einer, fast das ganze nördliche Mitteleuropa erfassenden Smog-Periode vom 3.-7. Dezember 1962 gemacht wurden. Die von SCOTT in London und von STEIGER et al. im Ruhrgebiet durchgeführten Erhebungen zeigten, daß im Verlauf dieser Smog-Periode die Mortalität in diesen Regionen erheblich über dem Erwartungswert lag (s. Figur 1). Dieser Befund ist umso gravierender, da die mittlere SO_2- und Staubkonzentration in dieser Periode nur etwa um den Faktor 20 über den in jüngster Zeit neu festgelegten, höchstzulässigen Konzentrationswerten bei Langzeiteinwirkung lag.

Dieses erhöhte Mortalitätsrisiko betraf vor allem alte Menschen sowie Menschen, die infolge einer Vorschädigung besonders empfindlich auf diese Luftverunreinigungen reagierten. Dieses Beispiel zeigt daher auch, daß man bei der Festlegung von Grenzwerten für die Einwirkung dieser nichtmutagenen Schadstoffe auf die Bevölkerung, auch die erheblichen Unterschiede in der Empfindlichkeit des Menschen für einen Schadstoff berücksichtigen muß.

BEURTEILUNG UND VERGLEICH AKUTER SCHADENRISIKEN

Ein Vergleichsmaß für die Beurteilung des akuten Schadensrisikos der Bevölkerung durch die Einwirkung ionisierender Strahlen und chemischer Schadstoffe ist das Verhältnis zwischen

der Konzentration bzw. Dosis, bei der eine erhöhte Morbidität und Mortalität zu erwarten ist, und der derzeitigen Schadstoffexposition der Bevölkerung.

Für einige der wichtigsten Schadstoffe in Luft ist dieses Verhältnis in Figur 2 in logarithmischem Maßstab aufgetragen. Zum besseren Vergleich wurden die Konzentrationswerte normiert auf die höchstzugelassene Konzentration des jeweiligen Schadstoffes bei Langzeiteinwirkung. Diese Grenzwerte wurden erst vor kurzem im Rahmen des neuen Immissionsschutzgesetzes neu festgesetzt /5/. Sie betragen - bezogen auf 1 m^3 Luft - 0,1 mg für NO_2, 0,14 mg für SO_2, 10 mg für CO, 0,002 mg für Pb und 0,1 mg für Staub. Es ist bemerkenswert, daß die Grenzwerte für Kurzzeiteinwirkung nur um den Faktor 2 - 3 über diesen Werten liegen.

Zum Vergleich ist in Figur 2 auch das entsprechende Verhältnis für ionisierende Strahlen eingetragen, normiert auf einen Grenzwert der zivilisatorischen Strahlenexposition von 0,17 rem pro Jahr bzw. 5 rem in 30 Jahren, gemittelt über die gesamte Bevölkerung. Die tatsächliche, derzeitige zivilisatorische Strahlenexposition der Bevölkerung (ohne Medizin) liegt mehr als eine Zehnerpotenz unterhalb dieses Grenzwertes und ist erheblich niedriger als die natürliche Strahlenexposition. Der Dosisbereich, in dem akute Strahlenschäden - wie zum Beispiel Veränderungen der Blutzusammensetzung - zu erwarten sind, liegt mit Sicherheit mehr als 4 Zehnerpotenzen über der mittleren, zivilisatorischen Exposition der Bevölkerung.

Aus Figur 2 geht hervor, daß bei den betrachteten chemotoxischen Schadstoffen in Luft dieses Verhältnis zwischen dem Bereich signifikanter, akuter Wirkungen und der derzeitigen mittleren zivilisatorischen Exposition unserer Bevölkerung erheblich niedriger ist. Dies gilt insbesondere für

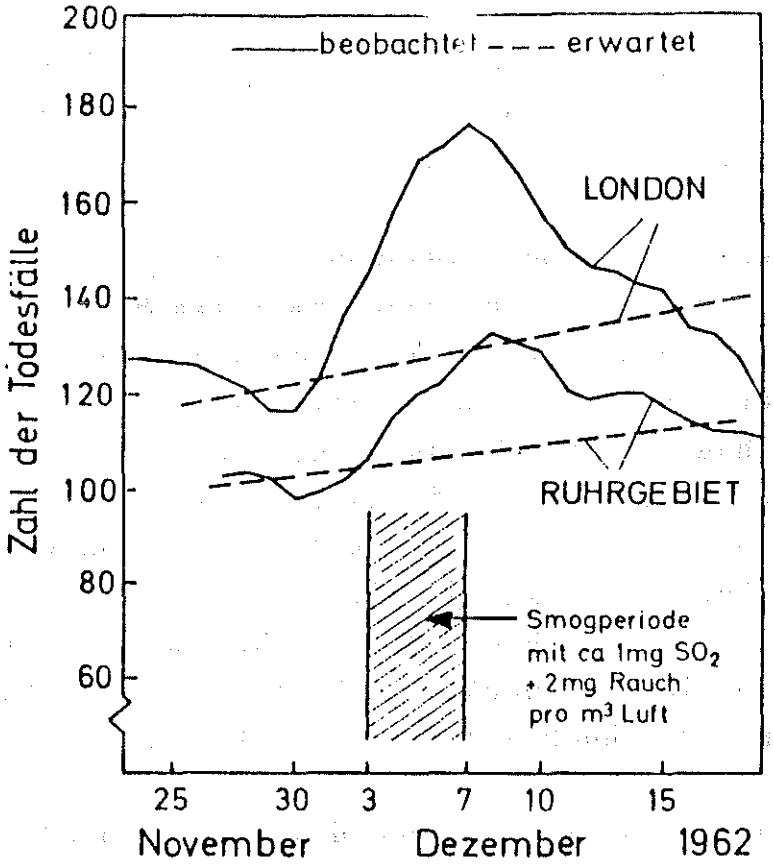

beobachtet
erwartet
LONDON
RUHRGEBIET
Zahl der Todesfälle
200
180
160
140
120
100
80
60
Smogperiode
mit ca 1mg SO_2
+ 2mg Rauch
pro m³ Luft
25
30
3
7
10
15
November
Dezember
1962

Fig. 1

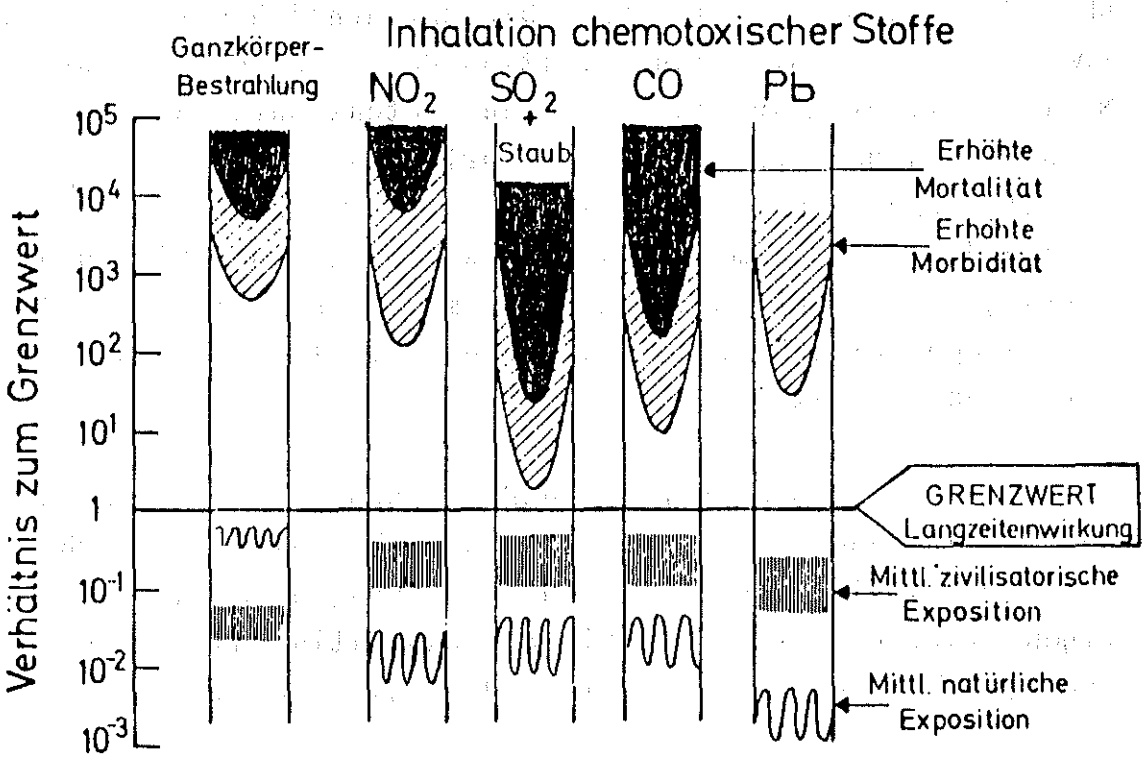

Inhalation chemotoxischer Stoffe
Ganzkörper-Bestrahlung
NO_2
SO_2 + Staub
CO
Pb
Verhältnis zum Grenzwert
10^5
10^4
10^3
10^2
10^1
1
10^{-1}
10^{-2}
10^{-3}
Erhöhte Mortalität
Erhöhte Morbidität
GRENZWERT Langzeiteinwirkung
Mittl. zivilisatorische Exposition
Mittl. natürliche Exposition

Fig. 2

SO_2 in Kombination mit Staub, wo der Bereich erhöhter Morbidität bereits bei etwa dem 10-fachen der derzeitigen, mittleren SO_2-Konzentration einsetzt. Dies zeigt die Notwendigkeit von Maßnahmen zur Reduktion der SO_2-Emission wie die Verfeuerung von schwefelarmen Brennstoffen bzw. die Entschwefelung von Heizöl und Kohle.

Bemerkenswert ist ferner, daß im Gegensatz zur Strahlung bei diesen chemotoxischen Fremdstoffen die zivilisatorische Exposition etwa eine Zehnerpotenz über dem natürlichen Pegel dieser Stoffe liegt. Der natürliche Pegel, der im Falle der Strahlung einer der wichtigsten Anhaltspunkte für die höchstzulässige Exposition ist, ist somit im Falle dieser Schadstoffe durch unsere zivilisatorische Emission bereits erheblich überschritten.

Bei der Festlegung der Konzentrationsgrenzwerte für diese nichtmutagenen Schadstoffe wäre es vom toxikologischen Standpunkt vernünftiger, diese so niedrig zu legen, daß mit Sicherheit keine signifikanten, akuten Schädigungen beobachtbar wären. Das heißt der Sicherheitsfaktor zwischen dem Grenzwert und dem Beginn des Morbiditätsbereiches in Figur 2 sollte genügend groß sein und vergleichbar sein bei allen Schadstoffen.

Wie Figur 2 zeigt, ist dies nicht der Fall. Vielmehr wurde bei der Festlegung der Grenzwerte für diese Luftverunreinigungen auch den derzeitigen technischen Möglichkeiten Rechnung getragen. Die Grenzwerte wurden relativ nahe über der derzeitigen Exposition festgelegt, wobei insbesondere der Spielraum für die Festlegung des SO_2-Grenzwerts sehr klein ist.

Bei der Beurteilung dieses Konzepts zur Festlegung der Grenzwerte für diese Luftverunreinigungen muß man ferner in Betracht ziehen, daß die örtliche Variation der Luftverunreinigung sehr viel größer ist als die örtliche Variation der zivilisatorischen Strahlenexposition unserer

Bevölkerung. Insbesondere in Ballungsgebieten werden diese Grenzwerte oftmals erreicht und bei ungünstigen Wetterlagen kurzzeitig um ein Vielfaches überschritten. Es ist daher nicht auszuschließen - und die Erfahrung bestätigt dies (siehe Figur 1) - daß durch den derzeitigen Pegel der Luftverunreinigung akute Schäden bei bestimmten, relativ großen Gruppen unserer Bevölkerung verursacht oder ausgelöst werden. Diese Folgerung gilt erst recht für Spätschäden durch eine chronische Einwirkung dieser chemotoxischen Stoffe. Die beobachtete starke Zunahme der chronischen Bronchitis ist ein Indiz für die Bedeutung dieser chronischen Effekte, über deren Dosis-Wirkungs-Beziehung wir bislang jedoch noch völlig im Unklaren sind. Die Expositionsgrenzwerte für diese chemischen Schadstoffe werden daher in Zukunft wahrscheinlich eine ähnliche Entwicklung erfahren wie in der Vergangenheit die Grenzwerte für ioniserende Strahlen; sie werden zumindest bei einigen Stoffen in Zukunft weiter herabgesetzt werden müssen.

ANALYSE DES KREBSRISIKOS DER BEVÖLKERUNG

Die vorhergenden Betrachtungen über akute Schadwirkungen lassen erkennen, daß das somatische Risiko durch nichtmutagene Stoffe sicher nicht vernachlässigbar ist. Dem somatischen Risiko durch mutagene Agentien kommt jedoch wahrscheinlich eine größere Bedeutung zu, wobei der wichtigste, mutagene Effekt die Kanzerogenese ist.

Ein Weg zur Erkennung der zivilisatorischen Einflüsse auf das Krebsrisiko ist die epidemiologisch-statistische Analyse der zeitlichen und örtlichen Variation der Krebshäufigkeit in der Bevölkerung. Auf diese Weise wurde bekanntlich die enge Korrelation zwischen dem Zigarettenrauchen und dem Lungenkrebs-Risiko festgestellt. Bei einer derartigen Analyse ist zu berücksichtigen, daß das individuelle Krebsrisiko mit

zunehmendem Lebensalter zunimmt. Infolge der beträchtlichen Zunahme der Lebensdauer der Bevölkerung in den letzten Jahrzehnten ist daher von vornherein eine Zunahme der absoluten Krebshäufigkeit auch dann zu erwarten, wenn die Einwirkung zivilisationsbedingter, kanzerogener Stoffe konstant geblieben ist. Die Erkennung eines zivilisatorischen Einflusses ist daher nur möglich, wenn man das Krebsrisiko auf eine konstante Altersverteilung der Bevölkerung normiert.

In der Tat hat in der BR Deutschland in den letzten 25 Jahren das gesamte Krebsrisiko zwar absolut deutlich zugenommen, das altersnormierte Krebsrisiko ist jedoch nur gering angestiegen. Das heißt, wenn in diesem Zeitraum eine Erhöhung der Krebshäufigkeit durch chemische und radiologische Umwelteinflüsse eingetreten ist, so wurde diese Zunahme praktisch kompensiert durch die Abnahme anderer kanzerogener Faktoren.

Wesentlich geändert hat sich aber in diesem Zeitraum die relative Häufigkeit der einzelnen Krebsarten. Figur 3 zeigt die zeitliche Änderung des Anteils der wichtigsten Tumorarten an der Gesamthäufigkeit bösartiger Neubildungen in der BR Deutschland in den Jahren von 1952 - 1971. Bemerkenswert ist die starke Zunahme des Lungenkrebses. Diese Zunahme ist in erster Linie auf die Zunahme des Rauchens zurückzuführen. Da jedoch auch bei Nichtrauchern die Lungenkrebshäufigkeit etwas zugenommen hat, sind offensichtlich auch noch andere Faktoren an der Zunahme der Lungenkrebshäufigkeit beteiligt, jedoch dürfte ihr Anteil insgesamt nicht mehr als 20% überschreiten. Es ist nicht auszuschliessen, daß dieser Anteil im wesentlichen durch kanzerogene Stoffe verursacht wird, die bei der Verbrennung von Kohle, Erdöl und Benzin in die Atmosphäre freigesetzt werden. Ein geringer Anstieg ist auch beim

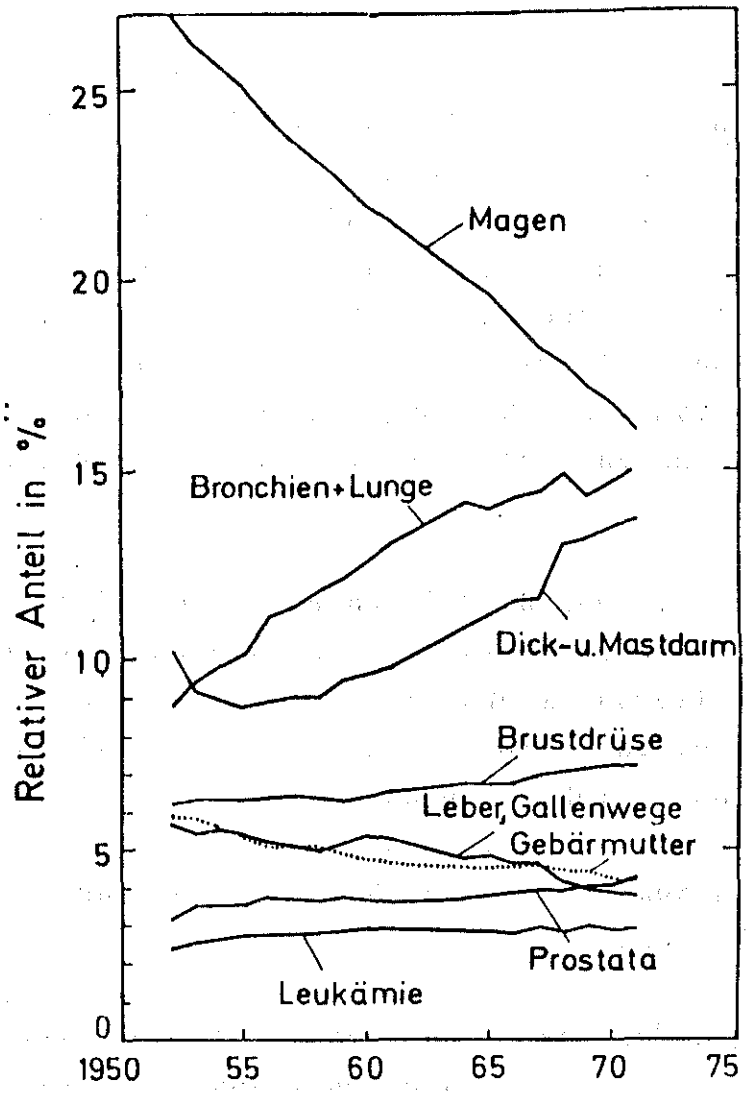

Relativer Anteil in %
25
20
15
10
5
0
1950
55
60
65
70
75
Magen
Bronchien+Lunge
Dick-u.Mastdarm
Brustdrüse
Leber,Gallenwege
Gebärmutter
Prostata
Leukämie

Fig. 3

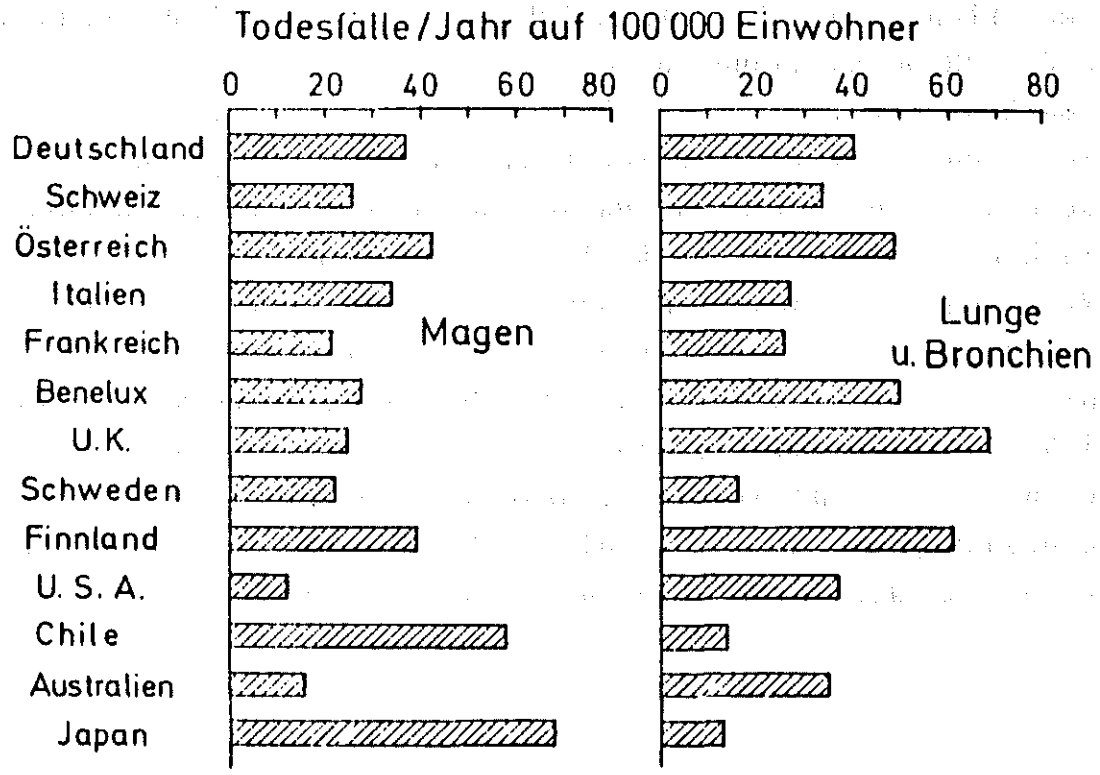

Todesfälle/Jahr auf 100 000 Einwohner
0
20
40
60
80
Deutschland
Schweiz
Österreich
Italien
Frankreich
Benelux
U.K.
Schweden
Finnland
U. S. A.
Chile
Australien
Japan
Magen
Lunge
u. Bronchien

Fig. 4

Darmkrebs und beim Brustdrüsenkrebs festzustellen, während Leberkrebs und insbesondere Magenkrebs deutlich abnehmen.

Ein ähnlicher zeitlicher Verlauf der Krebshäufigkeit ist auch in den meisten anderen Ländern festzustellen. Überraschend ist jedoch die starke regionale Variation der Krebshäufigkeit / 6-8/. Wie Figur 4 (nach /6, 7/) zeigt, ist zum Beispiel die Häufigkeit von Lungen- und Magenkrebs in den einzelnen Ländern sehr verschieden, auch bei Ländern mit vergleichbarer zivilisatorischer und industrieller Struktur. So liegt zum Beispiel die Magenkrebshäufigkeit in Japan um den Faktor 5 höher als in den USA. Ähnliche Unterschiede ergeben sich für die Häufigkeit von Lungen- und Bronchialkrebs. Hier ist zum Beispiel die Häufigkeit in England und Finnland etwa 4-mal so groß wie in Japan und Schweden. Dieser Unterschied ist nur teilweise durch den höheren Zigarettenkonsum in den beiden erstgenannten Ländern zu erklären.

Diese überraschend großen, nationalen Unterschiede der Krebshäufgkeit könnten zunächst zu der Vermutung führen, daß auch genetische Faktoren bei der Kanzerogenese eine wesentliche Rolle spielen. Dies scheint jedoch nicht der Fall zu sein. So haben zum Beispiel Erhebungen an japanischen Einwanderern in den USA ergeben, daß diese im Verlauf weniger Generationen die typische Krebsverteilung ihres Gastlandes übernehmen. Gegen einen wesentlichen genetischen Einfluss sprechen auch die erheblichen Unterschiede der Häufigkeit einzelner Krebsarten in lokalen Bereichen, wie sie zum Beispiel von MAASS et al. /9/ in Hamburg festgestellt wurden.

Zusammenfasssend ergibt sich aus diesen vergleichenden Analysen der Krebshäufigkeit in verschiedenen Ländern und in verschiedenen Bevölkerungsgruppen, daß die Krebshäufigkeit in erster Linie zweifellos durch Einflüsse der

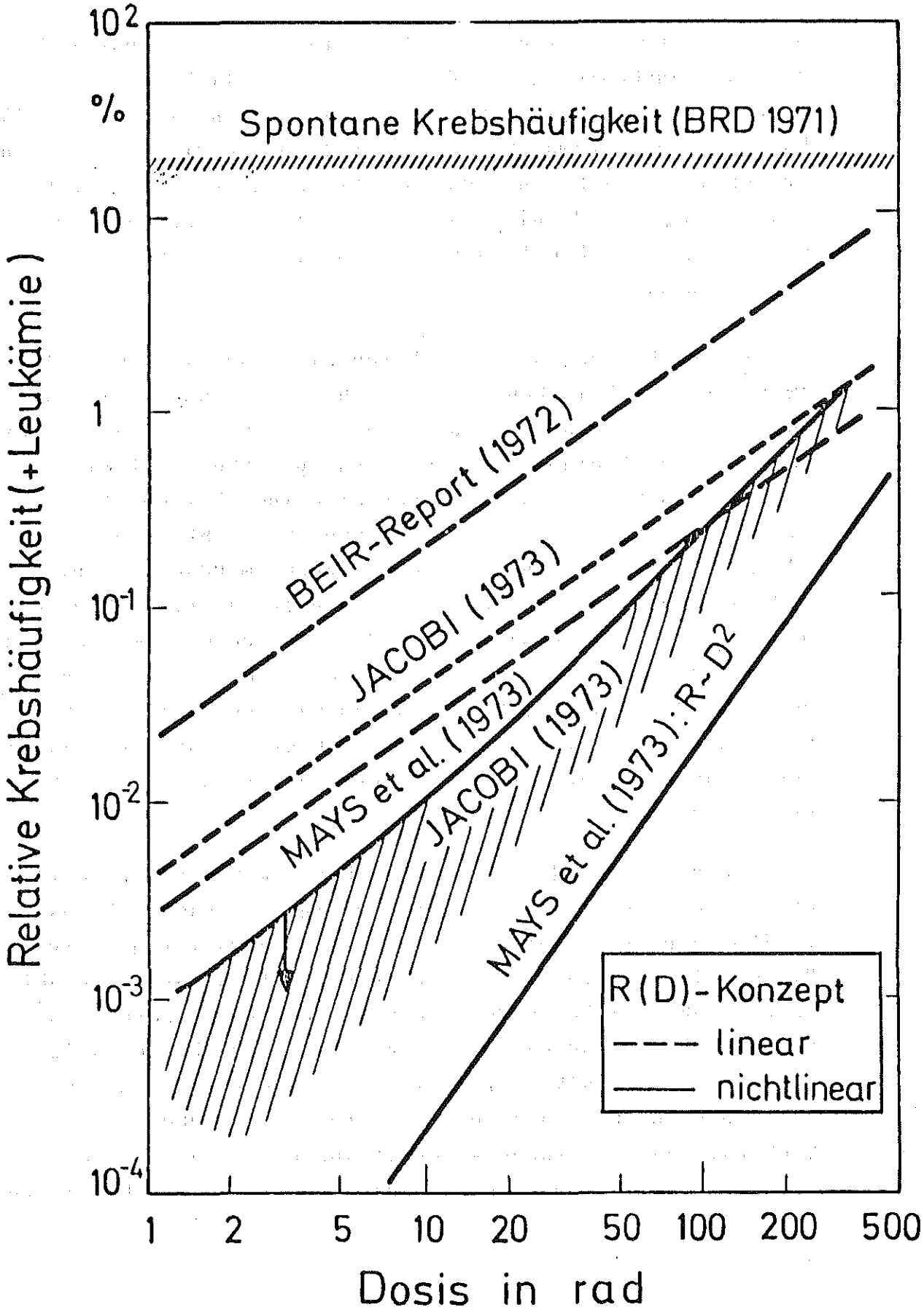
Umgebung aufgeprägt wird. Die zeitliche und örtliche Variation der Krebshäufigkeit deuten daraufhin, daß - abgesehen vom Lungenkrebs - den natürlichen, kanzerogenen Faktoren eine größere Bedeutung zukommt als den zivilisationsbedingten, kanzerogenen Umweltverunreinigungen. Von wenigen, speziellen Ausnahmen abgesehen, können wir jedoch die Art und Bedeutung dieser exogenen, kanzerogenen Faktoren bislang nicht angeben. Das heißt, wir können aus der Krebsstatistik der Bevölkerung keine quantitative Aussagen über das Krebsrisiko durch radiologische und chemische Umwelteinflüsse gewinnen. Um Aufschlüsse über diese kanzerogenen Einflüsse zu erhalten, müssen wir auf andere toxikologische Erfahrungen zurückgreifen. Hierzu gehören tierexperimentelle Untersuchungen und - soweit möglich - Beobachtungen bei speziellen, überexponierten Personengruppen.

DAS STRAHLENKREBSRISIKO

In der Beurteilung des Strahlenrisikos bei niedrigen Dosen haben uns gerade die in den letzten Jahren gewonnenen, neuen Erkenntnisse, auf die an dieser Stelle nicht näher eingegangen werden kann, einen wesentlichen Schritt weitergebracht (vgl. hierzu /10, 11/). Wir können daher heute das Strahlenkrebsrisiko sehr viel realistischer und genauer abschätzen als noch vor wenigen Jahren.

Für den Fall der Ganzkörperbestrahlung sind die Ergebnisse dieser verschiedenen, in den letzten Jahren veröffentlichter Risikobilanzen zusammenfassend in Figur 5 dargestellt.

Die ausgezogenen Kurven in Figur 5 basieren auf der nichtlinearen, sigmoiden Form der Dosis-Risiko-Beziehung, wie sie bei langzeitiger Einwirkung von Strahlen niedriger LET zu erwarten ist (JACOBI /10, 11/, MAYS et al. /12/).


Spontane Krebshäufigkeit (BRD 1971)
%
10^2
10
1
10^{-1}
10^{-2}
10^{-3}
10^{-4}
Relative Krebshäufigkeit (+Leukämie)
BEIR-Report (1972)
JACOBI (1973)
MAYS et al. (1973)
JACOBI (1973)
MAYS et al. (1973): R~D²
R(D)-Konzept
linear
nichtlinear
1
2
5
10
20
50
100
200
500
Dosis in rad

Der mittlere Erwartungswert des Strahlenrisikos unter diesen Bestrahlungsbedingungen dürfte wahrscheinlich in dem schraffierten Bereich zwischen diesen beiden nichtlinearen Risikokurven liegen. Demnach ist das real zu erwartende Strahlenkrebsrisiko bei kleinen Dosen wahrscheinlich nicht größer als 10^{-3}% pro rad; dies entspricht einem Erwartungswert von 10 zusätzlichen Krebsfällen auf 1 Million Personen pro rad Dosis.

In den beiden, oben erwähnten Risikoanalysen wird für Zwecke des praktischen Strahlenschutzes auch eine lineare Dosis-Risiko-Beziehung angegeben, die als gestrichelte Kurven in der Figur 5 eingetragen sind und gut übereinstimmen. Bei kleinen Dosen von Strahlung niedriger LET dürften diese linearen Ansätze zweifellos zu einer Überschätzung des effektiven Risikos führen, worauf auch im UNSCEAR-Bericht /13/ hingewiesen wird. Das Gleiche gilt für die Schlußfolgerungen des BEIR-Report /14/. Diese beruhen im wesentlichen auf einer Kombination der Beobachtungen bei den Atombombenüberlebenden von Hiroshima und Nagasaki und berücksichtigen nicht die nachgewiesene, geringere kanzerogene Wirksamkeit von Strahlen niedriger LET bei Langzeitexposition mit niedrigen Dosen.

Die Bedeutung des Strahlenkrebsrisikos wird ersichtlich aus einem Vergleich mit dem derzeitigen, gesamten Krebsrisiko in Deutschland, das nahezu 20% beträgt (vgl. Fig. 5). Die mittlere, natürliche Strahlenexposition unserer Bevölkerung führt im Laufe des Lebens zu einer Ganzkörperdosis von etwa 7 - 8 rad bzw. rem. Das damit verknüpfte, natürliche Strahlenrisiko dürfte kleiner sein als 100 Krebsfälle pro 10^6 Personen, d.h. weniger als 1/1000 des beobachteten, spontanen Krebsrisikos betragen. Die derzeitige, zivilisatorische Strahlenexposition der Bevölkerung

(ohne Medizin) liegt um etwa eine Zehnerpotenz niedriger und führt somit mit einer an Sicherheit grenzenden Wahrscheinlichkeit zu keiner statistisch erkennbaren Erhöhung der Krebshäufigkeit in der Gesamtbevölkerung.
Die Strahlung ist daher nicht die Ursache für die beobachtete Zunahme der Häufigkeit einzelner Krebsarten in der Bevölkerung.

ZUM KREBSRISIKO DURCH CHEMISCHE UMWELTEINFLÜSSE

Im Vergleich zum Strahlenkrebsrisiko ist die Beurteilung des Krebsrisikos durch chemische Umwelteinflüsse sehr viel problematischer. Erstens wissen wir sehr wenig über die Art der möglicherweise kanzerogenen Stoffe, ihre Verteilung und ihren Metabolismus in unserer Umwelt. Noch weniger kennen wir die Beziehung zwischen der vom menschlichen Körper aufgenommenen Menge eines kanzerogenen Stoffes und dem daraus resultierenden Krebsrisiko. Hinzu kommt die Möglichkeit synergistischer und kokanzerogener Effekte bei der gleichzeitigen Einwirkung mehrerer Schadstoffe.

Zu den bedeutsamsten, zivilisationsbedingten Chemikalien in unserer Umwelt, bei denen eine kanzerogene Wirkung vermutet wird, gehören einige organische Verbindungen aus der Gruppe der polycyclischen und chlorierten, cyclischen Kohlenwasserstoffe, der aromatischen Amine und der Nitrosoverbindungen. Daher ist auch eine kanzerogene Wirksamkeit einiger, heute verwendeten Insektizide und Herbizide nicht auszuschließen. Am Beispiel eines der wichtigsten und am besten bekannten Repräsentanten dieser kanzerogenen Kohlenwasserstoffe, dem 3,4-Benzpyren, möchte ich die Problematik der Risikobeurteilung aufzeigen.

Benzpyren wird bei den meisten Verbrennungsprozessen

in die Luft abgegeben. In der Luft unserer Großstädte beträgt seine Konzentration im Mittel etwa 0,1µg/m³ und erreicht kurzzeitig 10-fach höhere Werte /15/. Infolge der Aufnahme durch Boden und Pflanzen gelangt es auch in unsere Grundnahrungsmittel, in denen Benzpyren-Konzentrationen von 0,1 - 1µg/kg erreicht werden. Tierexperimente haben gezeigt (s. /15, 16/), daß das Benzpyren eine sehr hohe kanzerogene Wirksamkeit besitzt, wenn es unter die Haut injiziert oder auf die Haut aufgepinselt wird. Desgleichen wurde bei Mäusen auch bei chronischer oraler Zufuhr von etwa 1µg/d festgestellt. Hingegen gelang es bei Injektion in die Lunge nur bei extrem hohen Konzentrationen vereinzelt Lungenkrebs hervorzurufen. Offensichtlich wurde es in diesem Falle in der Lunge relativ schnell enzymatisch abgebaut.

Bei Injektion eines Gemisches von Benzpyren und Eisenoxydstaub wurde hingegen bei den Tieren nahezu 100% Lungenkrebs erzeugt. Es müssen somit noch andere Faktoren hinzukommen, um Lungenkrebs durch Benzpyren hervorzurufen. Eine quantitative Aussage über den ursächlichen Beitrag der Luftverschmutzung, und insbesondere des Benzpyrens, an der zunehmenden Lungenkrebshäufigkeit ist daher zur Zeit nicht möglich.

Neben künstlichen, zivilisationsbedingten kanzerogenen Stoffen sind in unserer Umwelt zweifellos auch natürlicherweise kanzerogene Stoffe enthalten. Die neueren Ergebnisse von Tierversuchen deuten daraufhin, daß die Bedeutung dieser natürlichen Kanzerogene bislang unterschätzt wurde /8/. Gerade eines der am stärksten und weit verbreiteten Kanzerogene ist natürlichen Ursprungs. Es handelt sich um das Aflatoxin, ein Stoffwechselprodukt bestimmter Schimmelpilzarten. Eine signifikante kanzerogene Wirkung des Aflatoxins ist bei langzeitiger Aufnahme bereits bei Tagesdosen im

µg-Bereich zu erwarten /8/. Die Bedeutung dieses Befundes wird erkennbar, wenn man berücksichtigt, daß in verschimmelten Lebensmitteln (Brot, Obst, Speck) Aflatoxin-Konzentrationen von 10 - 1000µg/kg Lebensmittel erreicht werden. Wir wissen heute, daß auch einige Pflanzen, wie z.B. Farnkraut, kanzerogene Wirkungen hervorrufen können /8/. Es sei ferner an die gesicherte und schon länger bekannte kanzerogene Wirkung des Arsens erinnert. Arsen ist wahrscheinlich die Ursache für die anomal hohe Krebshäufigkeit in einigen Regionen Chinas und Argentiniens, wo das Wasser natürlicherweise auch relativ hohe Arsenkonzentration aufweist.

In Analogie zur Strahlung, wo wir die zivilisatorische Strahlenexposition vergleichen mit dem relativ hohen natürlichen Strahlenpegel, müssen wir daher auch bei den kanzerogenen, chemischen Umwelteinflüssen eine sicher nicht unerhebliche, natürliche Exposition durch kanzerogene Stoffe in Betracht ziehen. Wir sind aber heute noch weit davon entfernt, eine genügend gesicherte, quantitative Aussage über den Anteil des Krebsrisikos durch natürliche und künstliche Kanzerogene in unserer Umwelt machen zu können.
Aus diesem Grund müssen wir in Zukunft darum bemüht sein, Ähnlichkeiten des Wirkungsmechanismus ionisierender Strahlen und kanzerogener Chemikalien aufzudecken und das gleiche Risikokonzept bei der Festlegung von Grenzwerten für beide Arten von Agentien anzuwenden. Bei einem solchen Vergleich fällt vor allem die bemerkenswerte Analogie bei der Kinetik der Krebsbildung durch Strahlen und Chemikalien auf.

VERGLEICH DER KINETIK DER KREBSBILDUNG BEI IONISIERENDEN STRAHLEN UND CHEMIKALIEN

Bereits vor mehreren Jahren hatte ich auf die Möglichkeit hingewiesen, daß die Latenzzeit der Strahlenkrebsbildung mit sinkender Dosis bzw. Dosisleistung zunimmt /17/. Anlaß zu dieser Vermutung waren die Untersuchungen von ROSENBLATT et al. /18/ über die Änderung der zeitlichen Verteilung der Knochensarkom-Inzidenz bei Beagles nach Inkorporation verschiedener Mengen von ^{226}Radium. Diese Ergebnisse sind in Figur 6 dargestellt, wobei auf der Ordinate die Summenhäufigkeit der Tumortiere in einem Wahrscheinlichkeitsnetz aufgetragen ist. Aus dieser Form der Darstellung ergeben sich zwei wichtige Folgerungen: Die Beobachtungswerte können bei relativ hohen ^{226}Ra-Aktivitäten in guter Näherung durch Geraden approximiert werden; das heißt die zeitliche Verteilung der Tumorrate entspricht in einem relativ großen Zeitintervall einer Gauß'schen Normalverteilung. Zweitens nimmt die mittlere Latenzzeit bzw. Krebsinduktionszeit mit sinkender ^{226}Ra-Aktivität zu. Der Zusammenhang zwischen der mittleren Krebsinduktionszeit (50%-Inzidenz) und der injizierten Aktivität ist in Figur 7 in doppeltlogarithmischem Maßstab aufgetragen. Daraus kann man schließen, daß bei ^{226}Ra-Aktivitäten unterhalb etwa 0,1µCi/kg Hund die mittlere Induktionszeit der Knochensarkome größer wird als die maximale Lebensdauer der Tiere ohne Bestrahlung.

Zu einem ähnlichen Ergebnis gelangt man, wenn man nunmehr vorliegende Befunde von BAIR et al. /19/ über die Erzeugung von Lungenkrebs und Lungenfibrose bei Beagles durch inhaliertes $^{239}PuO_2$ betrachtet. Mit sinkender Aktivität nimmt die Überlebenszeit der Tiere zu, d.h. die mittlere Induktionszeit für die Bildung von Lungenkrebs

und Lungenfibrose steigt an; bei Extrapolation überschreitet sie bei einigen nCi/g Lunge die maximale, normale Lebensdauer der Tiere.

Zu den gleichen Folgerungen führen die tierexperimentellen Ergebnisse der Krebsbildung durch chemische Stoffe. Besonders hervorzuheben sind hier die systematischen, quantitativen Untersuchungen von DRUCKREY und SCHMÄHL /16/ an Ratten. Als ein typisches Beispiel dieser Ergebnisse zeigt Figur 8 die zeitliche Änderung der Summenhäufigkeit der Tumortiere bei chronischer Aufnahme von Diäthylnitrosamin (DENA) mit dem Trinkwasser für verschiedene Tagesdosen. Auch hier ist auf der Ordinate die Summenhäufigkeit in einem Wahrscheinlichkeitsnetz aufgetragen, sodaß sich eine annähernde Gauß-Verteilung der Tumorrate ergibt. Die überraschend geringe Streuung dieser Verteilungskurven ist in erster Linie vermutlich auf die große Homogenität des Tiermaterials zurückzuführen. Figur 9 zeigt entsprechend wie Figur 7 die resultierende Abhängigkeit der mittleren Krebsinzidenz (Gehörgang-Ca) von der DENA-Tagesdosis; darin sind auch die Ergebnisse für 4-Dimethylaminostilben (4-DAST) bei chronischer Aufnahme mit der Nahrung angegeben, die zur Bildung von Leberkrebs führt. Diese speziellen Ergebnisse mit kanzerogenen Chemikalien führen zu dem grundsätzlich gleichen Ergebnis wie die zuvor beschriebenen Untersuchungen der Strahlenkrebsbildung.

Übereinstimmend deuten alle diese Befunde daraufhin, daß die Zunahme der mittleren Krebsinduktionszeit mit sinkender Dosis oder Dosisleistung ein genereller Effekt ist, der in gleicher Weise bei Einwirkung ionisierender Strahlen oder von Chemokarzinogenen auftritt.

Diese Analogie ist verständlich, da sich die karzinogene Wirksamkeit von Strahlung und Chemikalien nur hinsichtlich

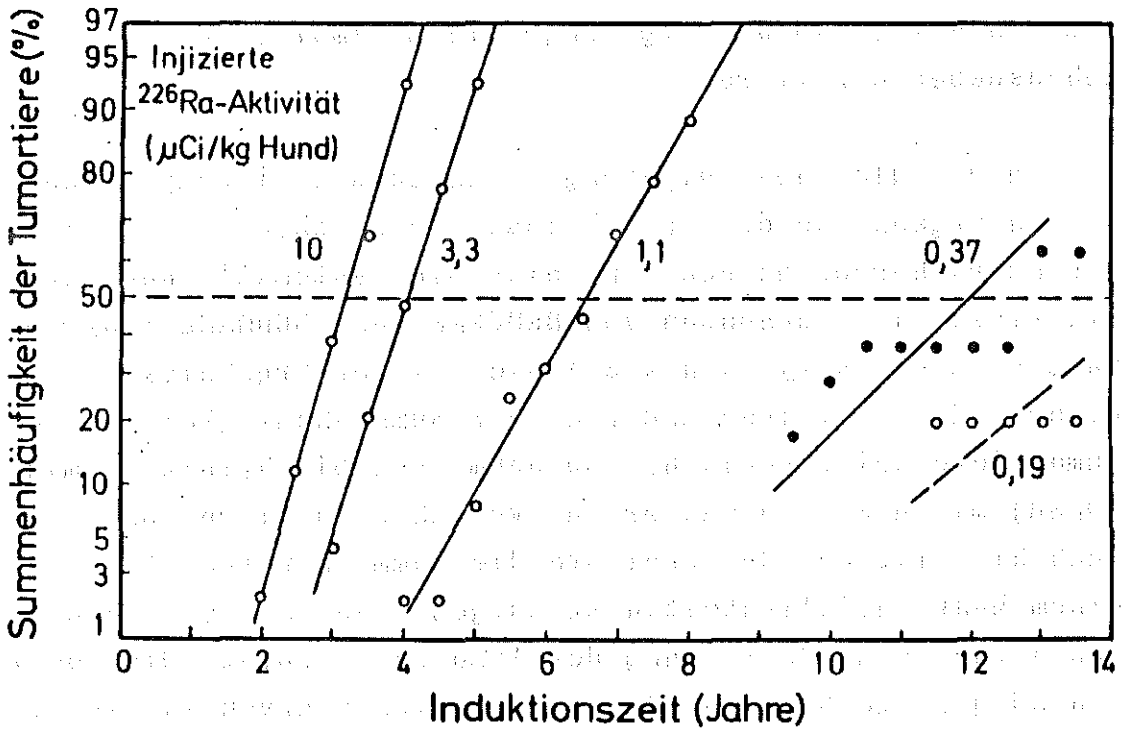

Summenhäufigkeit der Tumortiere (%)
97
95
90
80
50
20
10
5
3
1
Injizierte
226Ra-Aktivität
(µCi/kg Hund)
10
3,3
1,1
0,37
0,19
0
2
4
6
8
10
12
14
Induktionszeit (Jahre)

Fig. 6

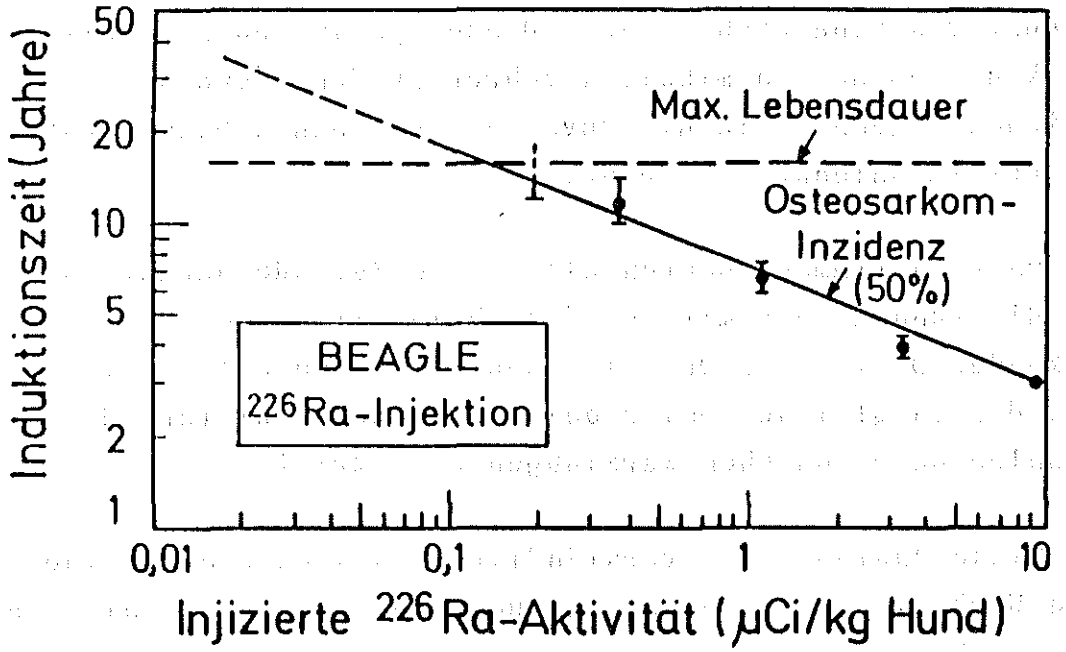

Induktionszeit (Jahre)
50
20
10
5
2
1
Max. Lebensdauer
Osteosarkom-
Inzidenz
(50%)
BEAGLE
226Ra-Injektion
0,01
0,1
1
10
Injizierte 226Ra-Aktivität (µCi/kg Hund)

Fig. 7

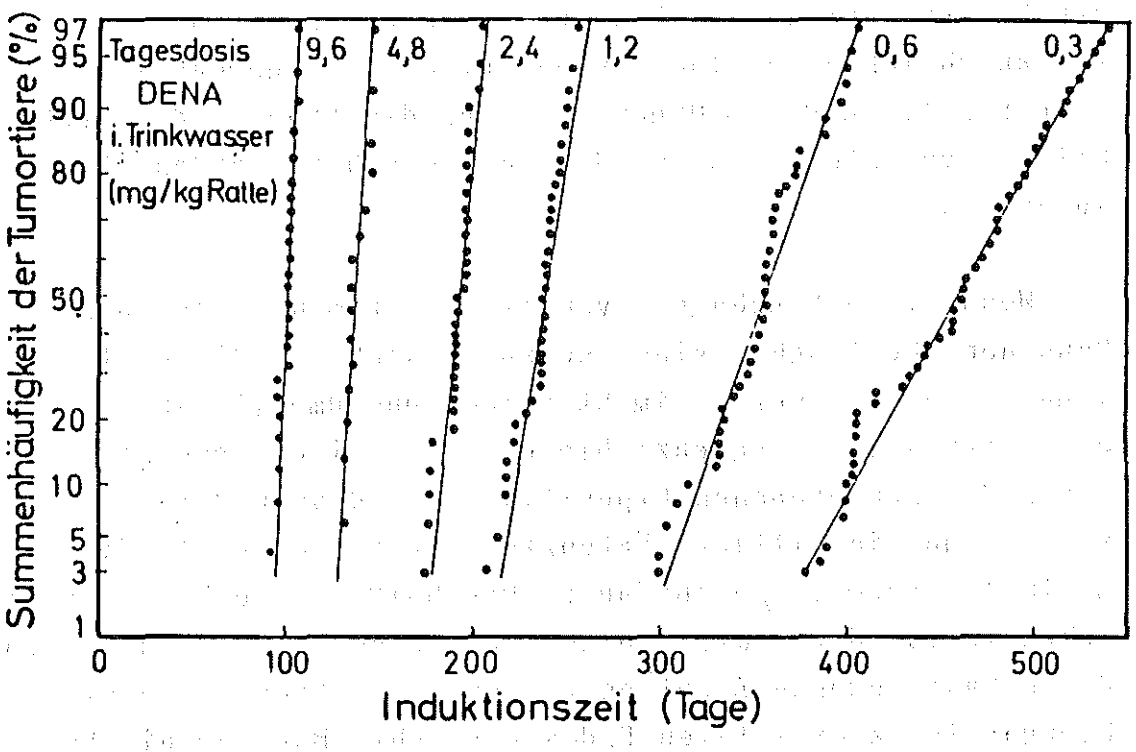

Summenhäufigkeit der Tumortiere (%)
97
95
90
80
50
20
10
5
3
1
Tagesdosis
DENA
i. Trinkwasser
(mg/kg Ratte)
9,6
4,8
2,4
1,2
0,6
0,3
0
100
200
300
400
500
Induktionszeit (Tage)

Fig. 8

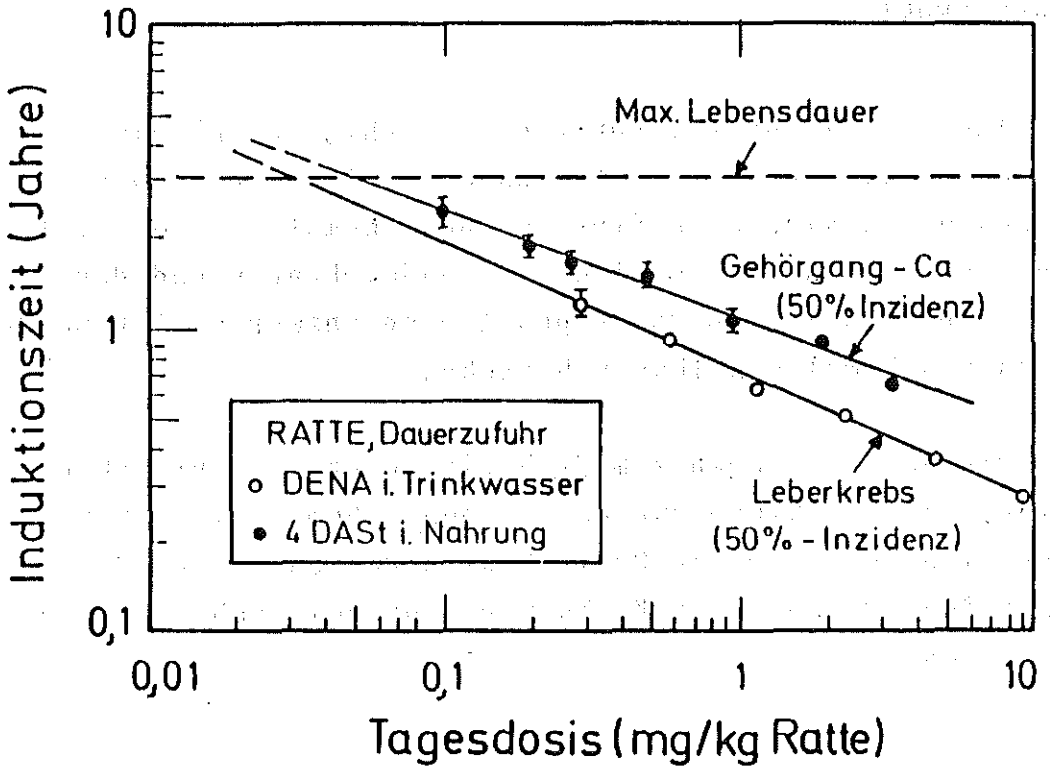

Induktionszeit (Jahre)
10
1
0,1
Max. Lebensdauer
Gehörgang - Ca
(50% Inzidenz)
Leberkrebs
(50% - Inzidenz)
RATTE, Dauerzufuhr
o DENA i. Trinkwasser
• 4 DASt i. Nahrung
0,01
0,1
1
10
Tagesdosis (mg/kg Ratte)

Fig. 9

der Primärreaktion der Kanzerogenese unterscheiden. Die anschließenden, langsam ablaufenden Folgereaktionen in der Zelle und dem Organ, die für die Kinetik der Krebsbildung verantwortlich sind, sind jedoch in beiden Fällen identisch.

Wenn diese Ergebnisse von Tierexperimenten auf den Menschen übertragbar sind, so ergibt sich für die Festlegung von Grenzwerten im Strahlen- und Umweltschutz eine wichtige Konsequenz: Die Existenz eines Schwellwerts der kanzerogenen Exposition, bei dessen Unterschreitung die mittlere Latenzzeit größer wird als die maximale, normale Lebensdauer. Das heißt, unterhalb dieser Schwelle ist der Erwartungswert der Lebensverkürzung durch diese kanzerogenen Agentien gleich Null. Diese Lebensverkürzung ist aber letzten Endes das echte Maß für die Beurteilung des realen Schadensrisikos.

SCHLUSSWORT

Ich habe in diesem Vortrag versucht, sowohl die Analogien als auch die Unterschiede aufzuzeigen, die zwischen ionisierenden Strahlen und chemotoxischen Stoffen hinsichtlich ihrer somatischen Schadwirkungen und der Konzepte zur Festlegung von Expositionsgrenzwerten für beide Arten von Umwelteinflüssen bestehen.

Die Betrachtungen zum Krebsrisiko haben deutlich gezeigt, daß Strahlung und kanzerogene Chemikalien sich hinsichtlich der Form der Dosis-Risiko-Beziehung und der Dosis-Abhängigkeit der Krebsinduktionszeit sehr ähnlich verhalten.

Im Gegensatz zur Strahlung sind wir heute jedoch noch nicht in der Lage, das somatische Risiko durch chemische Umwelteinflüsse quantitativ abzuschätzen.
Aus diesem Grund ist zur Zeit auch ein quantitativer Risikovergleich zwischen Kernkraftwerken und mit fossilen Brennstoffen betriebenen Kraftwerken nur schwer möglich. STARR et al. /20/ haben abgeschätzt, daß unter gleichen Bedingungen das Mortalitätsrisiko infolge der SO_2- und Staub-Emission eines Ölkraftwerks etwa um den Faktor 3 - 5 höher ist als das Strahlenkrebsrisiko der Bevölkerung durch ein Kernkraftwerk gleicher Leistung. Betrachtet man die Unsicherheiten in der Risikoabschätzung - insbesondere für die Wirkungen von SO_2 und Staub - so darf dieser Unterschied nicht überbewertet werden /4/. Es ist daher einerseits verfrüht, die Umweltfreundlichekt von Kernkraftwerken zu betonen; andererseits wäre es aber auch völlig falsch, ihre Gefährlichkeit im Vergleich zu Öl- oder Kohle-Kraftwerken herauszustellen. Mit Sicherheit ist aber das Risiko beider Arten von Anlagen klein im Vergleich zu anderen zivilisatorischen Risiken.

LITERATUR

/1/ H.W.SCHLIPKÖTER, R. DOLGNER:
Gesundheitsgefährdung durch Verunreinigung der Luft; Atomwirtschaft XVI (1971), 188-293

/2/ M. ZIMMER:
Dosis-Wirkungs-Beziehungen von Luftverunreinigungen beim Menschen unter besonderer Berücksichtigung von Ballungsgebieten; GSF-Bericht Ö 70, Januar 1973, 228 S.

/3/ D. HENSCHLER:
Veränderungen der Umwelt - Toxikologische Probleme; Angew. Chem. 85 (1973), 317-326

/4/ J. MEISSNER:
Biologische Auswirkungen der Emissionen von Schadstoffen durch technische Anlagen, insbesondere durch Kraftwerke; VGB-Konferenz "Kraftwerke und Umwelt", Essen 1973

/5/ Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft; 1. Allg. Verwaltungsvorschrift zum Bundesimmissionsschutzgesetz; 12.7.1974

/6/ M. SEGI, M. KURIHARA, T. MATSUYAMA: Cancer Mortality for Selected Sites in 24 Countries; Vol. 5 (1964-1965); Sendai: Tohuku Univ. School Med. 1969

/7/ J.H. WEISBURGER, E.K. WEISBURGER: Chemical Carcinogens, Cancer Research and the Prevention of Cancer; S. 3-28 in Akt. Probl.a.d. Gebiet d. Cancerologie III (Herausg. H. Lettre, G. Wagner), Springer-Verlag 1971

/8/ D. SCHMÄHL: Karzinogene Faktoren in der Umwelt; Umschau 72 (1972), 288-289

/9/ H. MAASS, H. SACHS, B. PAUKA: Epidemiologische Untersuchung bösartiger Neubildungen in Hamburg 1960-62; Z. Krebsforsch. 73 (1969), 1

/10/ W. JACOBI: Beziehungen zwischen der Strahlendosis und dem somatischen Strahlenrisiko; Atomwirtschaft-Atomtechnik XIX/6 (1974), 278-283

/11/ W. JACOBI: Die Grenzen der Strahlenbelastung; S. 64-85 in "Allgemeine Strahlenbelastung des modernen Menschen"; Schweiz. Vereinigung für Atomenergie, Bern-Zürich März 1973

/12/ C.W. MAYS, R.D. LLOYD, J.H. MARSHAL: Malignancy Risk to Humans from Total Body γ-Ray Radiation; Proc. 3. Int. Congress In t. Radiat. Prot. Assoc., Washington, Sept. 1973 (im Druck)

/13/ United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation: Ionizing Radiation, Levels and Effects; UN-Rep., New York 1972

/14/ BEIR-Report: The Effects on Population of Exposure to Low Levels of Ionizing Radiation; U.S. Nat. Acad. of Sciences - Nat. Res. Council, Washington, Nov. 1972

/15/ H.W. SCHLIPKÖTER: Gegenwärtiger Stand der Forschung zum Problem der Einwirkung der Luftverschmutzung auf die menschliche Gesundheit; S. 278-296 in "Schutz unseres Lebensraums" (Herausg. H. Leibundgut), Verlag Huber KG, Schweiz 1971

/16/ H. DRUCKREY, D. SCHMÄHL:
Quantitative Analyse der experimentellen Krebserzeugung;
Naturwiss. 49 (1962), 217-228

/17/ W. JACOBI:
Tendenzen der ICRP;
Tagungsbericht Fachverband für Strahlenschutz,
Karlsruhe, Mai 1972, S. 91-103

/18/ L.S. ROSENBLATT, N.H. HETHERINGTON, M. GOLDMAN,
L.K. BUSTAD:
Evaluation of Tumor Incidence following Exposure to
Internal Emitters by Application of the Logistic
Dose-Response Surface;
Health Phys, 21 (1971), 869-875

/19/ W.J. BAIR, R.C. THOMPSON:
Plutonium - Biomedical Research;
Science 183 (1974), 715-722

/20/ C. STARR, M.A. GREENFIELD, D.F. HAUSKNECHT:
A Comparison of Public Health Risks: Nulcear vs Oil-
fired Power Plants;
Nuclear News, Oct. 1972, 37-45

Genetische Risiken durch radiologische und chemische Umwelteinflüsse - Grenzwerte

U.H. Ehling

Abteilung für Genetik der Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung, Neuherberg

In einer Population besteht ein Gleichgewicht zwischen spontaner Mutabilität und Selektion. Wird dieses Gleichgewicht durch die technische Entwicklung gestört, so ergeben sich durch die Zunahme der Erbkrankheiten folgenschwere Konsequenzen für die betroffene Bevölkerung. Zwei Faktoren können das Gleichgewicht durch eine Erhöhung der spontanen Mutationsrate stören: Strahlung und chemische Schadstoffe.

Die Bestimmung des genetischen Risikos einer technisierten Umwelt entspricht der Lösung einer Gleichung mit 2 Unbekannten. Von diesem Ansatz ausgehend, möchte ich 3 Probleme diskutieren:

1) Das strahlengenetische Risiko
2) Das chemogenetische Risiko
3) Das tolerierbare Risiko

STRAHLENGENETISCHES RISIKO

Um das strahlengenetische Risiko zu bestimmen, müssen wir die Ergebnisse der strahlengenetischen Arbeiten mit Säugetieren verallgemeinern. Für die Übertragung der experimentellen Ergebnisse auf den Menschen machen wir folgende Annahmen:

A) Die Verdoppelungsdosis für spezifische Lokusmutationen der Maus ist repräsentativ für alle rezessiven Erbanlagen. Diese Aussage beruht auf der Beobachtung, daß mit der spezifischen Lokusmethode Gene der Maus untersucht werden (1, 2), die sich durch eine unterschiedliche Mutationshäufigkeit auszeichnen (3-5). Da extrem strahlenempfindliche und strahlenunempfindliche Gene erfaßt werden, ist die durchschnittliche Mutationsrate repräsentativ für das Genom.

In Großversuchen mit Mäusen zur Bestimmung der Mutationsrate rezessiver Gene, wurde eine Verdoppelungsdosis für Spermatogonien von 32 R ermittelt (6). Die 95% Vertrauensgrenzen liegen zwischen 18 und 55 R. Diese Aussage gilt für eine Dosisleistung von 80-90 R/min. Übertragen wir dieses Ergebnis auf den Menschen, würde eine Belastung der Bevölkerung mit 5 rem in 30 Jahren die spontane Mutationsrate, entsprechend den Werten für die Vertrauensgrenzen, um 9,1 - 27,7% erhöhen.

B) Die Mutationshäufigkeit ist abhängig von der Dosis-Leistung der Strahlen und von der Fraktionierung der Bestrahlung. Die Berechtigung dieser Annahme ergibt sich aus den umfangreichen Versuchen von W.L. RUSSELL (7) und M.F. LYON (4).

Übertragen wir diese Ergebnisse auf die Belastung der Bevölkerung mit 5 rem, dann werden nur 30% der ursprünglich geschätzten Mutationen induziert. Die spontane Mutationsrate würde sich bei 5 rem in 30 Jahren nicht um 9,1 - 27,7% erhöhen, sondern nur um 2,7 - 8,3%

C) Der Extrapolationsfehler für die Übertragung der Säugetierergebnisse auf den Menschen beträgt annähernd 1,2. Diese Aussage beruht auf der Arbeit von ABRAHAMSON und Mitarbeitern (8). Sie kamen zu diesem Extrapolationsfaktor, indem sie die Vorwärtsmutationsrate und den DNS-Gehalt der Keimzellen der verschiedenen Arten in Beziehung zum DNS-Gehalt der menschlichen Gameten setzten. Dieser Extrapolationsfaktor wird durch die experimentellen Arbeiten von BREWEN und Mitarbeitern (9) gestützt. Bezogen auf die Spermatogonien des Menschen würde eine Belastung mit 5 rem in 30 Jahren die spontane Rate der rezessiven Mutationen um 3 - 10% erhöhen.

D) Die Ergebnisse der spezifischen Lokusversuche sind repräsentativ für alle untersuchten Mutationstypen der Maus. Die Grundlagen für diese Aussage sind die Berechnungen von LÜNING und SEARLE (6). Die geringen Unterschiede der Verdoppelungsdosen für die verschiedenen Testsysteme sind sicherlich nicht zufallsbedingt, sondern eine Folg des gleichartigen Verhaltens der Chromosomen in den Spermatogonien der Maus.

Als letzte Annahme benötigen wir eine Aussage über die Empfindlichkeit der weiblichen Keimzellen im Vergleich zu der Empfindlichkeit der Spermatogonien. Folgende Unterschiede bestehen in der Mutabilität der weiblichen und männlichen Keimzellen von Mäusen im spezifischen Lokusexperiment:

1) Im männlichen Geschlecht beobachten wir eine spontane Mutation bei annähernd 17 000 Nachkommen, im weiblichen Geschlecht eine spontane Mutation bei etwa 99 000 Nachkommen (10).
2) Im Gegensatz zum männlichen Geschlecht, in dem die Mutationsrate der Spermatogonien unabhängig vom Zeitpunkt der Bestrahlung ist, werden im weiblichen Geschlecht Mutationen nur in den ersten 7 Wochen nach der Bestrahlung induziert (11).
3) Der Dosis-Leistungs-Effekt ist bei der weiblichen Maus ausgeprägter, als nach der Bestrahlung der Spermatogonien (11).

Aus den genannten 3 Gründen könnte man den Schluß ziehen, daß die Strahlenbelastung des weiblichen Geschlechts für das strahlengenetische Risiko unbedeutend ist. Gegen diese Schlußfolgerung spricht, daß sich die reproduktive Leistungsfähigkeit bestrahlter Mäuse anders verhält, als wir aufgrund der klinischen Daten erwarten würden (12-15).

Zusammenfassend können wir feststellen, daß die Belastung der Bevölkerung mit 5 rem pro Generation die spontane Mutationsrate um 3 - 10% erhöhen würde, <u>wenn die Strahlenbelastung des weiblichen Geschlechts unbedeutend wäre (E-1).</u> Die spontane Mutationsrate würde sich um 6 - 20% erhöhen, <u>wenn beide Geschlechter gleich empfindlich sind (E-2).</u> Da wir auch das tolerierbare Risiko auf die spontane Mutationsrate beziehen, ist diese Bestimmung ausreichend.

Eine weitergehende Aussage ist nach meiner Auffassung bedenklich, da sie Annahmen über die Zahl der Gene erfordert, die mit einem großen Unsicherheitsfaktor belastet sind. Im UNSCEAR-Bericht (16)

wurde angenommen, daß das menschliche Genom 30 000 Erbanlagen enthält. Übernehmen wir diese Annahme, können wir die Zahl der strahleninduzierten Mutationen ausrechnen. Die Mutationsrate pro rem der Maus ist $0{,}66 \times 10^{-7}$, die Zahl der Gene 30×10^{3}, die Zahl der Geburten 10^{6}, die Strahlenbelastung 5, der Extrapolationsfaktor 1,2. Diese Rechnung ergibt 11 880. Diese Zahl muß mit 2 multipliziert werden, wenn beide Geschlechter gleich empfindlich sind. Mit anderen Worten, 5 rem pro Generation induzieren bei 1 Million Geburten etwa 23 760 Neumutationen, von denen sich aber nur etwa 7 920 in der 1. Generation manifestieren. Wenn die Strahlenbelastung über mehrere Generationen konstant bleibt, stellt sich in der Population ein neues Gleichgewicht ein. Die Zahl der rezessiven Mutationen, die sich manifestieren, steigt sehr langsam an.

Die Aussage, daß etwa 4% der Geburten in 5 Generationen bei einer konstanten Bestrahlung der Bevölkerung mit 5 rem Träger einer strahleninduzierten dominanten Mutation sind, geht von der Annahme aus, daß das menschliche Genom 10 000 dominante Gene hat. Die Grundlage dieser Annahme ist die Untersuchung der nordirischen Bevölkerung von STEVENSON (17) im Jahr 1959. Die jetzt von TRIMBLE und DOUGHTY (18) durchgeführten Untersuchungen an einer 2 Millionen Population in Britisch-Kolumbien ergaben jedoch, daß STEVENSON die Häufigkeit um einen Faktor von 12 überschätzte. Die Schätzung von TRIMBLE und DOUGHTY entspricht etwa der Zahl der dominanten Erbkrankheiten, die McKUSICK (19) in seinem Katalog der Erbkrankheiten erfaßte, d.h. wir würden alle dominanten Erbkrankheiten des Menschen kennen. Wäre TRIMBLES Schätzung korrekt, würden 5 rem über 5 Generationen weniger als 0,33% dominante Mutationen induzieren.

Howard NEWCOMBE (20) stellte auf dem 5. Internationalen Kongreß für Strahlenforschung im Juli in Seattle die Frage, ob wir die Zahl der Mutationen mit der Zahl der Erbschädigungen gleichsetzen können. Mit dieser Frage müssen wir uns auseinandersetzen. NEWCOMBE nimmt an, daß die Zahl der Erbkrankheiten, die sozial von Bedeutung sind, wesentlich geringer ist, als die Zahl der induzierten Mutationen. Aufgrund der Untersuchungen von TRIMBLE und DOUGHTY und seiner eigenen Analyse kommt NEWCOMBE zu dem Schluß, daß wir das strahlengenetische Risiko der Verdoppelungsdosis um einen Faktor von 30 überschätzen. NEWCOMBE stützt seine Überlegungen auf die populationsgenetischen Untersuchungen von Säugetieren, die in jeder Generation bestrahlt wurden. Er sagte wörtlich, ich zitiere: "The ability to survive and develop normally does not appear to deteriorate". Und er fährt fort: "Among experiments with mammals, I can think of only two exceptions that did show harmful effects". Auf eine dieser Ausnahmen möchte ich noch kurz eingehen, da diese Untersuchungen die Mutationshäufigkeit von Spermatogonien berücksichtigen. Die Ergebnisse dieser Versuchsreihen (21) sind in der 1. Tabelle zusammengefaßt.

Ich gebrauchte den Ausdruck "presumed mutations" da der Nachweis der Mutationen sich ausschließlich auf eine statistische Argumentation gründete. In Vorversuchen konnte nachgewiesen werden, daß die vermutlichen Mutationen vererbbar sind (22). Dr. Paul SELBY (23) in meiner Abteilung setzt jetzt diese Untersuchungen fort, deren Ziel es ist, die Transmissionsrate der "presumed mutations" zu bestimmen. Die Untersuchungen sind noch nicht abgeschlossen. Wir

können aber schon jetzt mit großer Wahrscheinlichkeit sagen, daß allein für die Bestrahlung der Bevölkerung mit 5 rem pro 30 Jahre 30-60 strahleninduzierte Mutationen in der 1. Generation beobachtet werden, die sich als Erbkrankheiten des Skelettsystems manifestieren, wenn wir die diskutierten Annahmen zugrunde legen. Dieses experimentell gewonnene Ergebnis entspricht etwa der Schätzung des UNSCEAR-Reports, der aufgrund meiner früheren Untersuchungen 20 strahleninduzierte Skelettmutationen bei 1 Million Geburten und einer Strahlenbelastung von 5 rem voraussagte (24).

Die Beantwortung der Frage, ob die konventionelle Schätzung des strahlengenetischen Risikos oder die von NEWCOMBE (20) vertretene Schätzung richtig ist, hängt von der Bedeutung ab, welchen Anteil wir den Mutationen, die die Entwicklung des Skeletts beeinflussen, an der strahlengenetischen Gesamtschädigung, die zur "Human Ill Health" führt, zumessen.

CHEMOGENETISCHES RISIKO

Die Klärung der noch offenen Fragen der Strahlengenetik darf uns aber nicht davon abhalten, die 2. Unbekannte zu bestimmen, von der das genetische Risiko ebenfalls abhängt. Diese Unbekannte ist die Belastung der Bevölkerung durch Schadstoffe. In Anbetracht der mir zur Verfügung stehenden Zeit, kann ich die Problematik des chemogenetischen Risikos nur noch stichwortartig charakterisieren. Wie bei der experimentellen Ermittlung des Strahlenrisikos, werden auch für die Beurteilung des chemogenetischen Risikos, die Mutationsversuche mit Säugetieren ausschlaggebend sein.

CATTANACH (25) und wir (1, 3, 26-28) haben mit chemischen Mutagenen bei Mäusen spezifische Lokusmutationen induziert. Von diesen Versuchen ausgehend, können wir die Relative Mutagene Effektivität der Schadstoffe bestimmen (2. Tabelle).

Für eine exakte Bestimmung der Relativen Mutagenen Effektivität sind genaue Dosis-Effekt-Kurven erforderlich. Unsere Experimente ergeben einen guten Anhaltspunkt für die RME. Ausgehend von dieser Information, können wir das chemogenetische Risiko der Krebs-Chemotherapeutika bestimmen, wenn wir die Populationsbelastung durch dieses Medikament ermitteln. Dabei müssen wir berücksichtigen, daß die populationsgenetische Gefährdung nicht von der Gesamtbelastung der Bevölkerung abhängt, sondern von der Belastung der Kinder und der Personen im fortpflanzungsfähigen Alter. Wie man entsprechende Untersuchungen über die Belastung der Bevölkerung mit bestimmten Medikamenten durchführen kann, zeigen die Arbeiten von SCHMIDT (29) und VOGEL und JÄGER (30). Auch die Schätzung der Belastung durch mutagene Nahrungsmittelzusätze, dürfte verhältnismäßig einfach sein, während die Ermittlung der möglichen Schädigung durch Industriechemikalien vorläufig nur unvollkommen erfolgen kann.

TOLERIERBARES RISIKO

Wenn für einen Schadstoff die Relative Mutagene Effektivität und die Belastung der Bevölkerung bekannt ist, kann eine Risiko/Nutzen-Analyse des Mutagens durchgeführt werden. Die Risiko/Nutzen-Analyse eines Mutagens erfordert die Festlegung eines vertretbaren Risikos.

Eine Möglichkeit, das Schadstoffrisiko zu regulieren, wäre die Festsetzung einer maximal zulässigen Belastung. Die Belastung der Bevölkerung mit einem Schadstoff dürfte, da wir die Zahl der potentiellen Schadstoffe nicht kennen, höchstens 1/100 der jetzt zulässigen Strahlenbelastung betragen. Jeder Schadstoff, der die Bevölkerung mit einer zusätzlichen Relativen Mutagenen Effektivitä $> 1,7$ mrem pro Jahr belastet, müßte auf jeden Fall gesetzlich verboten werden. Im gleichen Maße wie die Zahl der zugelassenen Mutagene zunimmt, müßte die mögliche Strahlenbelastung abnehmen. Diese Regelung wäre praktikabel.

Eine andere Möglichkeit, das tolerierbare Risiko festzulegen, wäre die Ermittlung der Gesamtbelastung der Bevölkerung durch ionisierende Strahlen und Umweltchemikalien. In diesem Fall wäre die Festlegung der Normenwerte flexibler, die Risiko/Nutzen-Analyse könnte dann differenzierter durchgeführt werden. Die integrierte Betrachtungsweise wäre der willkürlichen Aufteilung der Belastung in eine strahlen- und chemogenetische Komponente vorzuziehen, jedoch ist die Ausführung dieses Konzepts schwieriger, als die starre Aufteilung. Ich meine jedoch, daß wir nicht nur die Freiheit beanspruchen sollten, die verschiedenen Ansätze zu durchdenken, sondern auch die Verpflichtung haben, die Normenwerte unseren heutigen Kenntnissen anzupassen.

Ausführlich wurde die Problematik der chemogenetischen Gefährdung und des tolerierbaren Risikos in verschiedenen Veröffentlichungen im letzten Jahr diskutiert (31-33).

ZUSAMMENFASSUNG

1) Für die Beurteilung des strahlengenetischen Risikos ist die Frage entscheidend, ob die Mutationsrate der Häufigkeit der Erbkrankheiten entspricht, die zu Bedingungen führen, die NEWCOMBE (20) mit "Human Ill Health" bezeichnete. Eine Revision der Strahlenschutzvorschriften wäre aber nur gerechtfertigt, wenn ein Gesamtkonzept für das genetische Risiko erarbeitet wird, einschließlich der Folgen der Kontraselektion, auf die ich aus zeitlichen Gründen nicht eingegangen bin.
2) Die ausschließliche Berücksichtigung der Strahlung für die Beurteilung des genetischen Risikos, führt zu einer Fehleinschätzung des tolerierbaren Risikos. Wir können die mutagene Belastung der Bevölkerung durch Schadstoffe nicht ignorieren.
3) Die vorbildlichen Strahlenschutzvorschriften müßten dringend ergänzt werden durch Normen für den kontrollierten Gebrauch von chemischen Mutagenen.

Tabelle 1 HÄUFIGKEIT DOMINANTER MUTATIONEN DES SKELETTSYSTEMS DER MAUS (21)

Dosis (R)	Bestrahlungs-intervall	Keimzellstadium	Zahl der Skelette (1. Generation)	Mutations-häufigkeit (n)	(%)
0			1 739	1	0,06
600	0	Post-spermatogonien	569	10	1,8
600	0	Spermatogonien	754	5	0,7
100 + 500	24 Stunden	Spermatogonien	277	5	1,8
500 + 500	10 Wochen	Spermatogonien	131	2	1,5

Tabelle 2 RELATIVE MUTAGENE EFFEKTIVITÄT VON KREBS-THERAPEUTIKA FÜR DIE INDUKTION SPEZIFISCHER LOKUSMUTATIONEN IN SPERMATOGONIEN VON MÄUSEN

Verbindung	Dosis (mg/kg)	Vergleichbare Röntgendosis (80 R/min)
Mitomycin C	5	100 - 200 R
Tretamin	2 x 2	400 - 500 R
Natulan(R)	600	600 - 700 R

Literatur

1) Ehling, U.H., The multiple loci method, in "Chemical Mutagenesis in Mammals and Man", F. Vogel and G. Röhrborn (Eds.), Springer-Verlag, Berlin, 1970, pp. 156-161.

2) Russell, W.L., X-ray-induced mutations in mice, Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology 16, 327-336, 1951.

3) Ehling, U.H., Dose-response relationship of specific locus mutations in mice, Arch. Toxicol. 32, 19-25, 1974.

4) Lyon, M.F., R.J.S. Phillips and H.J. Bailey, Mutagenic effects of repeated small radiation doses to mouse spermatogonia. I. Specific-locus mutation rates, Mutation Res. 15, 185-190, 1972.

5) Russell, W.L., and L.B. Russell, The genetic and phenotypic characteristics of radiation-induced mutations in mice, Radiation Res. (Suppl.) 1, 296-305, 1959.

6) Lüning, K.G., and A.G. Searle, Estimates of the genetic risks from ionizing irradiation, Mutation Res. 12, 291-304, 1971.

7) Russell, W.L., Studies in mammalian radiation genetics, Nucleonics 23, 53-56, 62, 1965.

8) Abrahamson, S., M.A Bender, A.D. Conger and S. Wolff, Uniformity of radiation-induced mutation rates among different species, Nature 245, 460-461, 1973.

9) Brewen, J.G., R.J. Preston, K.P. Jones and D.G. Gosslee, Genetic hazards of ionizing radiations: Cytogenetic extrapolations from mouse to man, Mutation Res. 17, 245-254, 1973.

10) UNSCEAR 1962, Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. General Assembly Official Records, Suppl. No. 16 (A/5216), New York, p. 106.

11) Russell, W.L., The genetic effects of radiation, in "Peaceful Uses of Atomic Energy", Vol. 13, United Nations, New York. International Atomic Energy Agency, Vienna, 1972, pp. 487-500.

12) Ehling, U.H., Strain variation in reproductive capacity and radiation response of female mice, Radiation Res. 23, 603-610, 1964.

13) Ehling, U.H., Maternal effect on reproductive capacity of irradiated female mice, Z. Naturforschg., 23b, 1476-1478, 1968.

14) Baker, T.G., Radiosensitivity of mammalian oocytes with particular reference to the human female, Amer. J. Obstet. Gynec. 110, 746-761, 1971.

15) Martius, H., Strahlenschäden bei der Frau, Med. Klin. 52, 255-264, 1957.

16) UNSCEAR 1972, Ionizing Radiation: Levels and Effects, United Nations, New York, Vol. II: Effects, p. 253.

17) Stevenson, A.C., The load of hereditary defects in human populations, Radiation Res. (Suppl.) 1, 306-325, 1959.

18) Trimble, B.K., and J.H. Doughty, The amount of hereditary disease in human populations, Ann. Human. Genet. (in press).

19) McKusick, V.A., Mendelian Inheritance in Man, 3rd Ed., The Johns Hopkins Press, Baltimore, 1971.

20) Newcombe, H.B., Mutation and the amount of human ill health, Proc. 5th Int. Congress of Radiation Research, Seattle, Washington, U.S.A., July 14-20, 1974 (in press).

21) Ehling, U.H., Dominant mutations affecting the skeleton in offspring of X-irradiated male mice, Genetics 54, 1381-1389, 1966.

22) Ehling, U.H., Evaluation of presumed dominant skeletal mutations, in "Chemical Mutagenesis in Mammals and Man", F. Vogel and G. Röhrborn (Eds.), Springer-Verlag, Berlin, 1970, pp. 162-166.

23) Selby, P.B., Transmissibility of skeletal abnormalities in mice, Arbeitstagung für Genetik der GSF, Göttingen, 8.-10. Mai 1974, GSF-Bericht M 199, 1974, S. 40-41.

24) UNSCEAR 1972, Ionizing Radiation: Levels and Effects, United Nations, New York, Vol. II: Effects, p. 254.

25) Cattanach, B.M., Chemically induced mutation in mice, Mutation Res. 3, 346-353, 1966.

26) Ehling, U.H., and A. Neuhäuser, Induction of specific locus mutations by tumor inhibitors in male mice, in "The Laboratory Animal in Drug Testing", A. Spiegel (Ed.), 5th ICLA Syposium, Hannover, 1972, G. Fischer Verlag, Stuttgart, 1973, pp. 331-338.

27) Ehling, U.H., Differential spermatogenic response of mice to the induction of mutations by antineoplastic drugs, Mutation Res. 26, 285-295, 1974.

28) Ehling, U.H., and A. Neuhäuser, Specific locus mutations in male mice induced by tumor inhibitors, Mutation Res. 21, 198, 1973.

29) Schmidt, H., Wahrscheinliche genetische Belastung der Bevölkerung mit "INH" (Isonicotinsäure-Hydrazid), Humangenetik 20, 31-45, 1973.

30) Vogel, F., and P. Jäger, The genetic load of a human population due to cytostatic agents, Humangenetik 7, 287-304, 1969.

31) Ramel, C. (Ed.), Evaluation of Genetic Risks of Environmental Chemicals, Ambio Special Report, No. 3, 1973.

32) Bridges, B.A., Some general principles of mutagenicity screening and a possible framework for testing procedures, Environmental Health Perspectives 6, 221-227, 1973.

33) Ehling, U.H., Mutagenitätsprüfung von Fremdstoffen, SchrReihe Ver. Wass.- Boden- und Lufthyg., Berlin-Dahlem, H. 40, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 1973, S. 21-37.

Masszahl für das Risiko beim Umgang mit radioaktiven Stoffen

von

Dr. W. Hunzinger

Eidgenössisches Gesundheitsamt, Bern

Vortrag gehalten an der Jahrestagung 1974 des Fachverbandes für Strahlenschutz e.V. in Helgoland, 23. - 29. September 1974

ZUSAMMENFASSUNG

Es werden die Kriterien untersucht, nach welchen sich die Gefährlichkeit bei der Handhabung offener radioaktiver Stoffe bestimmen lassen. Aus den Kriterien wird das DECO, das Dosisäquivalent des kritischen Organs nach einmaliger Inhalation des radioaktiven Stoffes in wasserlöslicher Form, ausgewählt. Es ist geeignet, das relative Risiko bei der Manipulation einzelner Radionuklide in bestimmter chemischer und physikalischer Form anzugeben, ausgenommen für Gase. Für Gase wird ein anderes Modellereignis vorgeschlagen.

Die daraus hergeleitete Klassierung der üblichen radioaktiven Substanzen nach ihrer Toxizität und ihre Aktivitätsbegrenzung für Arbeiten in Laboratorien eines bestimmten Typs, sowie ihre Freigrenzen gemäss revidierter schweizerischer Strahlenschutzverordnung, wird vorgelegt.

Die Handhabung offener radioaktiver Stoffe, insbesondere solche Manipulationen wie sie in einem Laboratorium üblich sind, gilt zu Recht als gefährlich, wenn nicht durch besondere Massnahmen das Risiko einer Strahlenbelastung des Laborpersonals auf ein tragbares Mass reduziert wird.

Die Regeln der Laboratoriumstechnik sorgen im allgemeinen dafür, dass - sofern angewendet - die vom Personal absorbierten Strahlendosen weit unterhalb der zulässigen Grenzwerte liegen. Die Arbeitsplatzüberwachung auf Expositionsdosen, Teilchenfluenzen und radioaktive Kontaminationen prüft die Wirksamkeit der angewandten Arbeitstechnik und spezieller Schutzmassnahmen. Ueberdies bestätigt die Kontrolle der individuellen Personendosen, dass Forscher und Techniker ihr Handwerk beherrschen und die zulässigen Dosiswerte nur sehr selten erreicht werden.

Der planmässige Ablauf einer nach den Regeln der Technik und des Strahlenschutzes vorbereiteten Manipulation nimmt unsere Aufmerksamkeit nicht in Anspruch. Erst wenn etwas schief geht, wenn der Ablauf der Dinge ausser Kontrolle gerät und unvorhergesehene Reaktionen und Situationen auftreten, sind wir angesprochen. Es wird darum gehen, darzulegen, welche getroffenen Anordnungen verhindert haben, dass die Unfalldosen in bedrohliche Höhen steigen können.

Eine einfache und besonders wirksame Massnahme, das Bestrahlungsrisiko bei der Manipulation von offenen radioaktiven Quellen klein zu halten, ist die Beschränkung der gehandhabten Aktivitäten. Bereits die erste Ausgabe der Safety Series No. 1 der Internationalen Atomenergieorganisation, welche 1958 erschienen ist, nennt

eine Reihe von Faktoren, welche die Gefährdung bei der Manipulation offener radioaktiver Quellen beeinflussen, nämlich

- die Art der Verbindung, in welcher das Radionuklid vorliegt
- die spezifische Aktivität
- die Flüchtigkeit
- die Kompliziertheit der vorgesehenen Manipulationen und Operationen
- die Strahlendosen der kritischen Organe oder Gewebe nach einem Zwischenfall.

"Unter Berücksichtigung aller dieser Kriterien" teilt die IAEA-Empfehlung alle Radionuklide in 4 Kategorien ein,

- sehr hoch toxisch
- hoch toxisch
- mässig toxisch
- wenig toxisch.

Je nach technischen Einrichtungen der Laboratorien sollten die darin zugelassenen Maximalaktivitäten festgelegt werden, wobei sich die Grenze pro Toxizitätskategorie um einen Faktor 10 ändert. Je nach den in Frage stehenden Verfahren und Operationen kann die Aktivitätsgrenze um Faktoren zwischen 1/100 und 100 erniedrigt oder erhöht werden.

Die Ausgabe 1973 derselben IAEA-Empfehlung drückt sich zum nämlichen Thema deutlicher und gleichzeitig vorsichtiger aus, indem es heisst:

> "Die Klassierung der Radionuklide basiert hauptsächlich auf dem Inhalationsrisiko",

und in einer Fussnote ist beigefügt:

"Im Falle einiger Radionuklide wird deren Klassierung vielleicht revidiert werden müssen in Anbetracht der bis dann gewonnenen Erfahrung".

Im Verlaufe der Revisionsarbeiten der Schweizerischen Strahlenschutzverordnung hatten wir uns mit der Frage der zulässigen Aktivitäten radioaktiver Stoffe in offener Form in einem Laboratorium mit bestimmten technischen Einrichtungen auseinanderzusetzen. Die Empfehlung der IAEA schien uns in dieser Hinsicht wenig geeignet, weil sie Maximalmengen von offenen Quellen vorsieht, welche sich zwischen den

sehr hoch toxischen (Gruppe 1) und den
schwach toxischen (Gruppe 4)

nur um 3 Zehnerpotenzen unterscheiden, wohingegen bei den MPC-Werten oder den DECO-Werten der Unterschied 8 oder mehr Zehnerpotenzen ausmacht.

Die nachfolgenden Voraussetzungen, welche für den überwiegenden Teil der Arbeiten in Isotopenlaboratorien zu Forschungs- oder Produktionszwecken, als auch zu medizinischen Zwecken, Gültigkeit haben, führen zur Wahl des DECO als Toxizitätskriterium bei der Festlegung der erlaubten Maximalaktivitäten, wobei - wie es üblich ist - bei Alternativen immer die pessimistische Annahme in Bezug auf ihre Folgen genommen wird:

- die Radionuklide liegen in wasserlöslichen Verbindungen vor, sind also in den Körpersäften transportabel; Ausnahme hiervon bilden die Gase.

- bei vorgesehenem planmässigen Ablauf der Manipulationen, Verfahren und Operationen treten keine nennenswerten Personendosen auf, weder durch externe Bestrahlung noch durch chronische Inkorporationen radioaktiver Stoffe; die Richtigkeit dieser Annahme wird laufend überprüft und findet Bestätigung.

- bei einem unvorhergesehenen Zwischenfall ist das Personal einer akuten Inkorporationsgefahr ausgesetzt.

- die Inkorporation erfolgt über die Atemwege.

- es wird ein konstanter Bruchteil der vorhandenen Aktivität inhaliert; der Bruchteil ist unabhängig vom Nuklid, seiner chemischen Form, seiner Konzentration und seiner spezifischen Aktivität.

Soweit die Aufzählung der zugrunde gelegten Annahmen. Die zuletzt genannte Voraussetzung, diejenige des konstanten Bruchteiles der inhalierten Aktivität, ist die am schwersten verdauliche. Deshalb werden wir bei den natürlich-radioaktiven Elementen noch darauf zurückkommen müssen.

Das Dosisäquivalent des kritischen Organs, oder abgekürzt das DECO, gibt die Aequivalentdosis des kritischen Organs nach Inhalation einer Aktivitätseinheit des Radionuklids in transportabler Form, integriert über 50 Jahre. Zahlenwerte finden sich in der Literatur oder für eine beschränkte Zahl von Nukliden in der ICRP-Publikation Nr. 10. Die DECO-Werte liegen zwischen

7,0	10^{-5}	rem/µCi	für S-35	und
1,7	10^{+5}	rem/µCi	für Cm-248	

Ordnet man jeder Grössenordnung des DECO eine Toxizitätsklasse zu, so ergibt sich das folgende Bild:

DECO	5 - 50 krem/µCi	→	Klasse	1	:	12	Nuklide
	0,5 - 5 krem/µCi	→		2	:	13	Nuklide
	50 - 500 rem/µCi	→		3	:	12	Nuklide
	5 - 50 rem/µCi	→		4	:	16	Nuklide
	0,5 - 5 rem/µCi	→		5	:	17	Nuklide
	50 - 500 mrem/µCi	→		6	:	47	Nuklide
	5 - 50 mrem/µCi	→		7	:	93	Nuklide
	0,5 - 5 mrem/µCi	→		8	:	49	Nuklide
	50 - 500 µrem/µCi	→		9	:	19	Nuklide
	5 - 50 µrem/µCi	→		10	:	10	Nuklide

Dieses in sich abgerundete und klare Bild der Toxizitätsverhältnisse bedarf jedoch noch einiger Kommentare; es hat einige Schönheitsfehler. Die Bemerkungen beziehen sich auf

- die chemische Verbindung, in welcher der radioaktive Stoff vorliegt,
- die gasförmigen Nuklide,
- die natürlich-radioaktiven Elemente.

Die chemische Verbindung

Die ICRP-Publikation Nr. 10 macht einen erfreulichen Anfang, indem für C-14 die metabolischen Daten einerseits für Karbonate oder Hydrogenkarbonate, andererseits für in C-2-Stellung markiertes Glykokoll oder Azetate zusammengefasst sind.

Daraus resultieren zwei DECO-Werte für C-14:

als Karbonat liegt C-14 in der Toxizitätsklasse 9,
als Glykokoll oder Azetat hingegen in der Klasse 8.

Es bleibt zu hoffen, dass für alle häufig verwendeten C-14- und Tritium-markierten Verbindungen genügend Stoffwechseldaten bekannt gemacht werden, um deren DECO angeben zu können.

Gase

Für die einmalige, akute Exposition durch ein radioaktives Gas müssen notgedrungen andere Modellvorstellungen herangezogen werden als bei den Nukliden in wasserlöslicher Verbindung, welche über die Lunge in den Körper eindringen, sich dort nach mehr oder weniger bekanntem Muster verteilen, zerfallen und wieder ausgeschieden werden. Für alle Gase mit Ausnahme des Sauerstoffs, nehmen wir an,

- dass nur eine Bestrahlung der Haut aus sphärischen Gaswolken erfolgt,
- dass die Wolke einen Radius von einem Meter habe, und
- sich mit einer Konstanten von 1 h^{-1} (= 1 Luftwechsel pro Stunde) verflüchtige.

Diese recht pessimistischen Annahmen führen zu DECO-Werten für Stickstoff-13 oder für die Edelgase unter den Spaltprodukten von der Grössenordnung von 10 µrad pro µCi, was diese gasförmigen Radionuklide nach der für die übrigen radioaktiven Stoffe adoptierten Skala in die Toxizitätsklassen 9 oder 10 fallen lässt.

Molekulares Tritium darf möglicherweise auch nicht nach diesem Schema behandelt werden, weil ein Anteil in Form von Wasserdampf vorliegen kann oder durch Austausch mit der Luftfeuchtigkeit zu solchem wird, und somit der Inkorporation unterliegt.

Natürlich-radioaktive Elemente

Das zur Festlegung der Toxizität eines Radionuklids angenommene Kriterium der Aequivalentdosis des kritischen Organs nach einmaliger Inhalation stösst bei seiner Anwendung auf natürlich-radioaktive Elemente auf Schwierigkeiten. Natürlich-radioaktive Stoffe sind durch eine relativ geringe spezifische Aktivität ausgezeichnet, die nicht unterschritten werden kann. Ein Zwischenfall bei der Handhabung von Radionukliden mit geringer spezifischer Aktivität kann somit nicht zu einer Inhalation unbegrenzter Aktivitäten führen, weil die Atemwege des Menschen eine beschränkte Aufnahmekapazität für fein disperse Materie haben. Betonschleifer inhalieren in einem 8-stündigen Arbeitstag bis zu 100 mg Staub. Eine Begrenzung der inhalierbaren Substanzmenge als Folge eines einmaligen Ereignisses auf 10 mg scheint demnach sinnvoll zu sein. Diese Substanzlimite bedeutet, dass nicht mehr als

30 pCi	Samarium	: 5	mrem
80 pCi	Kalium	: 4	µrem
200 pCi	Rubidium	: 1,3	µrem
200 pCi	Rhenium	: 0,3	µrem
1 nCi	gereinigtes Thorium	: 8	rem
13 nCi	gereinigtes Uran	: 0,9	rem

durch Inhalation in den Körper gelangen können. Die Inhalation von 10 mg führt zu den in der letzten Kolonne angegebenen Aequivalentdosen im kritischen Organ.

Anwendung

Die Zuordnung aller radioaktiven Stoffe in Toxizitätsklassen setzt einen relativen Massstab ihrer Gefährlichkeit bei ihrer Handhabung ohne feste Umhüllung

Um den absoluten Massstab zu setzen, lehnen wir uns bei der Revision der Strahlenschutzverordnung an die bisherige Verordnung an, indem die maximal zulässige Aktivität eines

- Stoffes geringer Toxizität erhöht wird, und diejenige eines
- Stoffes hoher Toxizität drastisch gesenkt wird.

In einem Laboratorium des Typs C, d.h. eines belüfteten chemischen Laboratoriums ohne besondere Einrichtungen wie Kapellen oder Unterdruckzellen, dürfen somit gemäss revidiertem Verordnungstext

maximal	1	nCi	radioaktive Stoffe der Toxizitätsklasse	1
	10	nCi		2
	0,1	µCi		3
	1	µCi		4
	10	µCi		5
	0,1	mCi		6
	1	mCi		7
	10	mCi		8
	0,1	Ci		9
	1	Ci		10 etc.

gehandhabt werden.

Für Laboratorien des Typs B, also solche mit Kapellen oder Unterdruckzellen gelten 100 mal höhere Aktivitätsgrenzen.

Um eine gewisse Flexibilität in der Anwendung zu erzielen, kann die Kontrollinstanz in speziellen Fällen diese Grenze um einen Faktor bis zu 10 erhöhen, sofern der Strahlenschutz auf geeignete Weise sichergestellt ist.

Gegenüber der alten Ordnung werden z.B.

10 mal mehr Tritium, Tc-99m, Fe-59 oder K-42 zugelassen,
hingegen z.B. 10 mal weniger Sr-90,
1'000 mal weniger Natururan oder Am-241, und
10'000 mal weniger Radium oder Transurane.

Diese hier dargelegte Festlegung des absoluten Massstabes für die zur Manipulation in einem Laboratorium des Typs C zugelassenen Maximalaktivitäten eines offenen radioaktiven Stoffes, führt im Falle seiner Totalinhalation in wasserlöslicher Form zu einer

Aequivalentdosis von 10 rem

im kritischen Organ. Der tausendste Teil dieser Maximalaktivitäten für ein C-Labor, stellt nach revidierter Verordnung die Freigrenze des Nuklides dar. Die Inkorporation einer radioaktiven Substanz mit Aktivitäten unterhalb der Freigrenze führt zu einer maximalen

Aequivalentdosis von 10 mrem

im kritischen Organ. Die natürlich-radioaktiven Elemente

Kalium,
Rubidium,
Rhenium und
Samarium

sind nicht in eine Toxizitätsklasse eingereiht, weil die einmalige maximal mögliche Inhalation von 10 mg weniger als 10 mrem zur Folge hat. Diese Elemente sind somit nicht radioaktiv im Sinne der revidierten schweizerischen Strahlenschutzverordnung.

Akademischer Oberrat Dr. L. Vollmer

Rechtsgrundlagen des Strahlen- und Umweltschutzes

I. Strahlenschutz als Teilproblem des allgemeinen Umweltschutzes

Mit dem Thema "Rechtsgrundlagen des Strahlen- und Umweltschutzes" ist die Frage nach der rechtlichen Bewältigung der Umweltschutzprobleme gestellt.

In der modernen Industriegesellschaft ist Umweltschutz eine umfassende und komplexe Aufgabe des Staates mit dem Ziel, die Umweltbedingungen zu erhalten bzw. zu schaffen, die für eine menschenwürdige Selbstverwirklichung des Einzelnen in der sozialen Gemeinschaft notwendig sind. Im weiteren Sinne gehört dazu auch die Befriedigung der sozialen und kulturellen menschlichen Bedürfnisse, während bei einem engeren Verständnis unter Umweltschutz primär die Aufgabe zu sehen ist, die Biosphäre vor physischen und damit physikalischen, chemischen und biologischen Einflüssen zu schützen [1]. Immer wichtiger wird in diesem Zusammenhang die im Mittelpunkt dieser Tagung stehende Aufgabe, einen wirksamen Strahlenschutz zu entwickeln, um Umweltgefährdungen durch ionisierende Strahlungen zu verhindern, die bei der friedlichen Nutzung der Kernenergie oder der sonstigen zunehmenden Verwendung radioaktiver Stoffe in Wirtschaft, Forschung und Lehre sowie in der Medizin entstehen können.

II. Der verfassungsrechtliche Auftrag für eine Umweltschutzgesetzgebung

Für den Staat ergibt sich die Verpflichtung, einen wirksamen Strahlenschutz zu entwickeln, ebenso aus den Grundsätzen und Normen unserer Verfassung, wie er ganz allgemein dem Umweltschutz von dieser Grundlage her Rechnung tragen muß.

1. Ein Verfassungsauftrag zum Umweltschutz ergibt sich für den Staat einmal bereits aus den allgemeinen verfassungsrechtlichen Gewährleistungen der Menschenwürde (Art. 1 Abs. 1 GG),

---

1) Vgl. statt vieler Rauschning D., Europa-Archiv 1972, S. 567 ff.

der freien Entfaltung der Persönlichkeit sowie des Lebens und der körperlichen Unversehrtheit (Art. 2 Abs. 1 und 2 GG) sowie aus der allseitigen und grundlegenden Verpflichtung der Staatsgewalt auf den sozialen Rechtsstaat (Art. 20 GG) [2]. Richtiger Ansicht nach enthalten weiter auch die Regelungen des Grundgesetzes über die Gesetzgebungszuständigkeiten von Bund und Ländern in den Art. 73 - 75 GG über die bloße Kompetenzverteilung hinaus einen Verfassungsauftrag für wesentliche Teile des Umweltschutzes [3].

Die Gesetzgebungszuständigkeiten für umweltrelevante Materien liegen heute im wesentlichen beim Bundesgesetzgeber, nachdem ihm über seine bisherigen Zuständigkeiten hinaus [4] im Jahre 1972 aufgrund einer entsprechenden Grundgesetzänderung auch die konkurrierende Gesetzgebung für die Abfallbeseitigung, die Luft-

---

2) Rehbinder E., Grundfragen des Umweltschutzes, Zeitschrift für Rechtspolitik (ZRP) 1970, S. 250 ff.; Weber W., Umweltschutz im Verfassungs- und Verwaltungsrecht, Deutsches Verwaltungsblatt (DVBl) 1971, S. 806 ff.; Külz, Umweltschutz und Umweltgestaltung, in: Gerechtigkeit in der Industriegesellschaft, herausgegeben von Duden u.a., Karlsruhe 1972, S. 131 ff.; a.A. Ule, Umweltschutz im Verfassungs- und Verwaltungsrecht, DVBl 1972, S. 437 ff.

3) Vgl. die Angaben in Note 1.

4) Für umweltrelevante Sachbereiche hat der Bund die konkurrierende Gesetzgebungsbefugnis für das Recht der Wirtschaft (Art. 74 Nr. 11 GG), die Binnenschiffahrt und Binnenwasserstraßen (Art. 74 Nr. 21 GG), den Straßenverkehr und das Kraftfahrwesen (Art. 74 Nr. 22 GG) und den Schutz beim Verkehr mit Lebens- und Genußmitteln sowie Bedarfsgegenständen, mit Futtermitteln, mit landwirtschaftlichem Saat- und Pflanzgut und den Schutz der Bäume und Pflanzen gegen Krankheiten und Schädlinge sowie den Tierschutz (Art. 74 Nr. 20 GG). Ferner besitzt der Bund die ausschließliche Gesetzgebungszuständigkeit für den Luftverkehr (Art. 73 Nr. 6 GG).

reinhaltung und die Lärmbelästigung eingeräumt worden ist (Art. 74 Nr. 24 GG). Für so umwelterhebliche Gebiete wie den Naturschutz, die Landschaftspflege, die Bodenverteilung, die Raumordnung und den Wasserhaushalt, steht dem Bund dagegen nach wie vor nur eine Kompetenz zur Rahmengesetzgebung zu [5].

2. Zur näheren Konkretisierung des allgemeinen Verfassungsauftrags zum Umweltschutz ist allerdings immer noch eine Entscheidung des parlamentarischen Gesetzgebers notwendig, durch die die politischen Prioritäten in dem allgemeinen Zielkonflikt von Umweltschutz einerseits und wirtschaftlichem Wachstum bzw. technischem und wissenschaftlichem Fortschritt andererseits gesetzt werden müssen.[6] Diese politische Prioritätensetzung kann aber, wie besonders zu betonen ist, immer nur im Rahmen und unter Bindung an die allgemeinen verfassungsrechtlichen Wertentscheidungen für Umweltschutz getroffen werden [7].

So kann und muß der Gesetzgeber z.B. Umweltschutzgesichtspunkten prinzipiell den Vorrang vor rein erwerbswirtschaftlichen Interessen einräumen. Gesetzliche Regelungen, die die erwerbswirtschaftliche Tätigkeit in die Schranken der Gemeinverträglichkeit zurückweisen, sind sowohl mit den verfassungsrechtlichen Gewährleistungen der Handlungs- und Berufsfreiheit in Art. 2 Abs. 1 GG und in Art. 12 Abs. 1 GG vereinbar, als auch mit der verfassungsrechtlichen Eigentumsgarantie

---

5) Ob auch für diese oder andere Gebiete eine weitergehende Gesetzgebungskompetenz des Bundes begründet werden müßte, ist umstritten, vgl. Rehbinder E., ZRP 1970, S. 251; Weber, DVBl 1971, S. 807; Rupp, Juristenzeitung (JZ) 1971, S. 403; Ule, DVBl 1972, S. 439.

6) Rehbinder E., ZRP 1970, S. 252; H. H. Rupp, Die verfassungsrechtliche Seite des Umweltschutzes, JZ 1971, S. 401 ff.

7) Zum verfassungsrechtlichen Prioritätenrahmen vgl. insbesondere Kriele, Verfassungsrechtliche und rechtspolitische Erwägungen, in: Gerechtigkeit in der Industriegesellschaft, a.a.O., S. 141 ff.

des Art. 14 GG [8]. Schwierigkeiten bereitet die Prioritätensetzung allerdings immer dann, wenn Umweltschutzinteressen, wie es häufig der Fall ist, nicht nur mit rein erwerbswirtschaftlichen Interessen einzelner kollidieren, sondern mit sonstigen Gemeinwohlinteressen wie etwa dem öffentlichen Interesse an ausreichender Energieversorgung oder verstärkter Industrialisierung aus Gründen der Arbeitsplatzbeschaffung und Erhaltung.

III. Überblick über die allgemeine Umweltschutzgesetzgebung

Dem Verfassungsauftrag zum Umweltschutz ist der Gesetzgeber bereits durch eine Fülle von Spezialgesetzen nachgekommen [9], die sich im wesentlichen auf folgende Aufgabenbereiche konzentrieren. Der Gesetzgeber versucht einmal den Umweltschäden bzw. Umweltgefährdungen zu begegnen, die durch konkrete Produktionsanlagen, Produkte oder Abfallstoffe entstehen können. Zum anderen versucht der Gesetzgeber ganz allgemein die lebensnotwendigen Ressourcen wie Luft, Wasser und Boden zu erhalten. Man kann danach zwei große Normkomplexe unterscheiden: das anlagen- bzw. produktbezogene Umweltschutzrecht und das sonstige auf die allgemeine Erhaltung von Luft, Wasser und Boden bezogene Umweltschutzrecht.

1. Anlagen- und produktbezogenes Umweltschutzrecht

a) Industrielle Produktionsanlagen waren und sind eine der Hauptursachen für Umweltbelastungen und Umweltgefährdungen. Im Gebiet der dicht besiedelten und industrialisierten Bundesrepublik ergeben sich vor allem bei der Errichtung und dem Betrieb industrieller Großanlagen wie z.B. von Kernkraftwerken, Raffi-

---

8) Kriele, a.a.O. S. 145.

9) Das Umweltschutzrecht der Bundesrepublik Deutschland ist zusammengestellt von Kloepfer, Deutsches Umweltschutzrecht, Loseblattausgabe, Stand April 1974. Eine kommentierende Gesamtübersicht gibt Kimminich, Das Recht des Umweltschutzes, 2. Aufl., München 1972.

nerien oder sonstigen chemischen Grundstoffindustrien immer schwieriger zu lösende Umweltschutzprobleme.

Mit der sich entwickelten Industrialisierung sind bereits im vorigen Jahrhundert sehr umfangreiche staatliche Genehmigungs- und Überwachungsvorschriften für Produktionsanlagen geschaffen worden. Die insoweit bisher maßgebenden Vorschriften der Reichsgewerbeordnung [10] bilden heute das Kernstück des im März dieses Jahres in Kraft getretenen Bundesimmissionsschutzgesetzes [11] (Zweiter Teil, §§ 4 - 31 BImSchG).

Beim anlagenbezogenen Umweltschutz geht es nicht nur darum, schädliche Umwelteinwirkungen und sonstige Nachteile und Belästigungen für die Allgemeinheit und die Nachbarn zu verhindern (vgl. § 5 BImSchG). Ein wesentliches Ziel des anlagenbezogenen Umweltschutzes bzw. eng mit ihm verbunden ist vielmehr seit jeher die Entwicklung eines wirksamen Arbeitsschutzes (Schutz am Arbeitsplatz einschließlich der Arbeitshygiene, vgl. § 6 BImSchG).

b) Gefahren für Leben und Gesundheit sowie für Sachgüter gehen heute in großem Umfang nicht nur von Produktionsanlagen, sondern auch von sonstigen Maschinen, Geräten oder Produkten aus, die mit der zunehmenden Industrialisierung und Technisierung aller Lebensbereiche an Zahl, Größe, Kompliziertheit und Gefährlichkeit ständig zunehmen. Neben dem anlagenbezogenen Umweltschutz hat daher der produktbezogene Umweltschutz wachsende Bedeutung erlangt.

Durch immer detalliertere und umfassendere Beschaffenheitsanforderungen für technische Geräte sowie industriell oder landwirtschaftlich erzeugte Produkte versucht der Staat einen wirk-

---

10) Gewerbeordnung für das Deutsche Reich i.d.F. vom 26. Juli 1900 (RGBl I, S. 871), neu bekanntgemacht durch Änderungsgesetz vom 29.9.1953 (BGBl I, S. 1459).

11) Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge (Bundesimmissionsschutzgesetz - BImSchG) vom 15. März 1974 (BGBl I, S. 721).

samen Verbraucher- und Anwenderschutz zu entwickeln oder sonstige Umweltschädigungen zu verhindern. Aus der Fülle der hier einschlägigen Gesetze ist besonders hervorzuheben das Gesetz über technische Arbeitsmittel (Maschinenschutzgesetz) [12] aus dem Jahre 1968, das durch Globalvorschriften ergänzt durch Verwaltungsanweisungen Beschaffenheitsregelungen praktisch für alle Maschinen und Apparate geben will, um so eine möglichst große Sicherheit im Umgang mit technischen Geräten zu gewährleisten [13]. Hinzuweisen ist in diesem Zusammenhang vor allem auch auf die umfangreichen lebens- und arzneimittelrechtlichen Vorschriften [14]. Produktbezogene Umweltschutzbestimmungen enthalten ferner der 3. Teil des Bundesimmissionsschutzgesetzes und zwar insbesondere über die Beschaffenheit von Brenn- und Treibstoffen sowie die Beschaffenheit und den Betrieb von Kraftfahrzeugen. Als Sonderrechtsgebiet im Rahmen des produktbezogenen Umweltschutzes hat sich ferner in den letzten Jahren sehr stark die Gesetzgebung im Bereich der Produkt- und Abfallbeseitigung entwickelt [15].

2. Sonstiges allgemeines Umweltschutzrecht (Erhaltung von Luft, Wasser und Boden)

Angesichts der sich mit der zunehmenden Industrialisierung und Technisierung aller Lebensbereiche verschärfenden Umwelt-

---

12) Vom 24. Juni 1968 (BGBl I, S. 717).

13) Vgl. dazu Lukes, Vom Arbeitnehmerschutz zum Verbraucherschutz - Überlegungen zum Maschinenschutzgesetz, RdA 1969, S. 220 ff.

14) Gesetz über den Verkehr mit Lebensmitteln und Bedarfsgegenständen (Lebensmittelgesetz) vom 5. Juli 1972 (BGBl I, S. 134), zuletzt geändert durch Gesetz vom 4. Sept. 1969 (BGBl I, S. 1590); Gesetz über den Verkehr mit Arzneimitteln (Arzneimittelgesetz) vom 16. Mai 1961 (BGBl I, S. 533).

15) Gesetz über die Beseitigung von Abfällen (Abfallbeseitigungsgesetz - AbfG) vom 7. Juni 1972 (BGBl I, S. 873), geändert durch Gesetz vom 15. März 1974 (BGBl I, S. 721).

probleme hat sich immer mehr die Erkenntnis durchgesetzt, daß ein wirksamer Umweltschutz nicht allein durch punktuelle Maßnahmen gegen Schädigungen oder Gefährdungen durch bestimmte Produktionsanlagen oder Produkte erreicht werden kann [16]. Notwendig ist vielmehr über eine Umweltpolitik des peripheren Eingriffs hinaus, daß immer größere Anstrengungen unternommen werden, um ganz allgemein die lebensnotwendigen Ressourcen wie Luft, Wasser und Boden zu erhalten, und zwar nicht zuletzt durch generelle vorsorgende und planerische Maßnahmen [17].

Für den Bereich der Luftreinhaltung und Lärmbekämpfung sind die Rechtsgrundlagen für einen allgemeinen gebietsbezogenen Umweltschutz im 5. und 6. Teil des Bundesimmissionsschutzgesetzes geschaffen worden. Für den Bereich des Gewässerschutzes sind die zentralen allgemeinen Basisschutzregelungen im Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts vom Jahre 1957 (Wasserhaushaltsgesetz) [18] enthalten und für den Bereich des allgemeinen Bodenschutzes und der Bodennutzung im Raumordnungsgesetz [19], Bundesbaugesetz [20] und im Naturschutzrecht [21].

IV. Das Strahlenschutzrecht

1. Die Grundlagen

Mit der zunehmenden Verwendung radioaktiver Stoffe in der Wirt-

---

16) Kritisch gegenüber den bisher überwiegend nur punktuell eingreifenden Umweltschutzmaßnahmen Mayer-Tasch, Umweltrecht und Umweltpolitik, in: Umweltschutz - Politik des peripheren Eingriffs, Hrsg. Wassermann R., Rasehorn T., Benseler F., Darmstadt, Neuwied 1974, S. 13 ff.

17) Vgl. Steiger, Rechtliches Instrumentarium, in: Gerechtigkeit in der Industriegesellschaft, a.a.O. S. 151 ff.

18) Vom 27. Juli 1957 (BGBl I, S. 1110), zuletzt geändert durch Gesetz vom 23. Juni 1970 (BGBl I, S. 805).

19) Vom 8. April 1965 (BGBl I, S. 306).

20) Vom 23. Juni 1960 (BGBl I, S. 341), zuletzt geändert durch Gesetz vom 7. Juni 1972 (BGBl I, S. 873).

21) Das Reichsnaturschutzgesetz vom 26. Juni 1935 (RGBl I, S. 821) gilt als Landesrecht fort, soweit es nicht landesgesetzlich aufgehoben oder geändert wurde.

schaft, der Forschung und Lehre sowie in der Medizin stellte sich für den Staat immer dringlicher auch die Aufgabe, einen wirksamen Schutz vor ionisierenden Strahlungen zu gewährleisten. Bei der Lösung dieser Aufgabe hat sich der Staat nicht allein darauf beschränkt, die insoweit notwendigen Vorschriften in die bereits vorhandenen anlagen- oder produktbezogenen Umweltschutzvorschriften oder in die allgemeinen Vorschriften zur Erhaltung von Luft, Wasser und Boden einzufügen. Der Gesetzgeber hat es vielmehr wegen der besonderen Gefahren der ionisierenden Strahlungen grundsätzlich für notwendig erachtet, besondere Strahlenschutzgesetze zu erlassen [22].

Die Grundlagen für das moderne Strahlenschutzrecht der Bundesrepublik wurden im Jahre 1959 nach mehrjährigen Vorarbeiten mit dem "Gesetz über die friedliche Verwendung der Kernenergie und den Schutz gegen ihre Gefahren (Atomgesetz)" [23] gelegt. Durch eine entsprechende Grundgesetzänderung wurde dabei zugleich eine eindeutige und umfassende Gesetzgebungszuständigkeit für die Bundesrepublik auf dem Gebiete des Strahlenschutzes geschaffen (Art. 74 Nr. 11 a GG) [24]. Sie erstreckt sich auf die Erzeugung und Nutzung der Kernenergie zu friedlichen Zwecken, die Errichtung und den Betrieb von Anlagen, die diesen Zwecken dienen, den Schutz gegen Gefahren, die bei Freiwerden von Kernenergie oder durch ionisierende Strahlen entstehen und die Beseitigung radioaktiver Stoffe.

In § 1 AtG ist ausdrücklich bestimmt, daß das Ziel des Gesetzes nicht nur die Förderung der friedlichen Nutzung der Kernenergie-, sondern auch der Schutz vor ihren Gefahren und der schädlichen Wirkung ionisierender Strahlen ist. Das Bundesverwaltungsgericht [25] hat in seiner Entscheidung über die Genehmigung des

---

22) Zur Gesamtübersicht vgl. Kimminich, Atomrecht, München 1974.

23) Vom 23. Dezember 1959 (BGBl I, S. 814), zuletzt geändert durch Gesetz vom 15. März 1974 (BGBl I, S. 721).

24) Neu eingefügt durch Grundgesetzänderung vom 23. Dezember 1959.

25) U. v. 16. März 1972, DVBl 1972, S. 648.

Kernkraftwerks Würgassen ausgeführt, daß von diesen beiden im Gesetz gleichrangig genannten Zielsetzungen der Schutzzweck grundsätzlich Vorrang vor dem Förderungszweck hat. Mit dieser Entscheidung ist eine zentrale Auslegungsrichtlinie für das gesamte Strahlenschutzrecht geschaffen worden.

2. Die nationalen Strahlenschutzvorschriften

Inhaltlich ist in den nationalen Strahlenschutzvorschriften im wesentlichen folgendes geregelt.

a) Das Atomgesetz enthält besondere Regelungen über den Umgang mit Kernbrennstoffen und die Errichtung und den Betrieb von Anlagen, die der Erzeugung oder der Spaltung von Kernbrennstoffen oder der Aufarbeitung bestrahlter Kernbrennstoffe dienen. Durch Überwachungsvorschriften (§§ 3-21 AtG) soll eine möglichst umfassende und lückenlose staatliche Kontrolle über die Ein- und Ausfuhr, die Beförderung, die Aufbewahrung und die Verwendung von Kernbrennstoffen gewährleistet werden. Insbesondere ist die Errichtung und der Betrieb von Atomanlagen von einer staatlichen Genehmigung abhängig gemacht, die nur erteilt werden darf, wenn in besonderer Weise Vorsorge gegen Schäden durch ionisierende Strahlungen getroffen worden ist (§ 7 AtG). Mittelbar haben auch die besonderen haftungsrechtlichen Vorschriften des Atomgesetzes (§§ 25-39) eine präventive umweltschützende Bedeutung.

b) Nach dem Atomgesetz ist die Bundesregierung weiter ganz allgemein ermächtigt, durch Rechtsverordnung - mit Zustimmung des Bundesrats - den Betrieb von Anlagen zur Erzeugung ionisierender Strahlen genehmigungs- und anzeigenpflichtig zu machen, Bauartprüfungen für Anlagen, Geräte und Einrichtungen, die ionisierende Strahlen erzeugen, vorzusehen, sowie die erforderlichen Überwachungsmaßnahmen zur Verhinderung von Strahlenschäden zu treffen (§§ 10-12 und § 54 AtG).

Aufgrund dieser Ermächtigung ist im Jahre 1960 die 1. Strahlenschutzverordnung über den Umgang, die Ein- und Ausfuhr, die Beförderung und den Verkehr mit radioaktiven Stoffen ergangen [26]. Sie hat vor allem Bedeutung für den Umgang mit radioaktiven Stoffen, die keine Kernbrennstoffe sind. Für Kernbrennstoffe gilt die 1. Strahlenschutzverordnung nur subsidiär, soweit nicht bereits das Atomgesetz spezielle Regelungen enthält.

Die im Jahre 1964 erlassene 2. Strahlenschutzverordnung [27] betrifft die Strahlenschutzprobleme, die im Zusammenhang mit dem Unterricht in Schulen auftreten.

Nach langen gesetzgeberischen Vorarbeiten ist aufgrund der Ermächtigungen des Atomgesetzes schließlich im Jahre 1973 die Röntgenverordnung [28] ergangen. Sie wurde erlassen, weil die bisherige Röntgenverordnung aus dem Jahre 1941 nicht für den medizinischen Bereich galt, den gewerblichen Bereich nur unvollkommen erfaßte und die materiellen Schutzvorschriften, insbesondere bezüglich der höchstzugelassenen Strahlendosis als unzureichend erachtet wurden [29]. Die Notwendigkeit für den Erlaß einer neuen Röntgenverordnung ist z.T. anders beurteilt worden [30]. Ohne auf diese viel diskutierte Frage hier noch

---

26) Erste Verordnung über den Schutz vor Schäden durch Strahlen radioaktiver Stoffe (Erste Strahlenschutzverordnung) vom 24. Juni 1960 (BGBl I, S. 430).

27) Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen in Schulen (Zweite Strahlenschutzverordnung) vom 18. Juli 1964 (BGBl I, S. 500), geändert durch Verordnung vom 12. August 1965 (BGBl I, S. 759).

28) Verordnung über den Schutz vor Schäden durch Röntgenstrahlen (Röntgenverordnung - RöV) vom 1. März 1973 (BGBl I, S. 173).

29) Pfaffelhuber, Deutsches Atomrecht - Die zukünftige Entwicklung, in: Erstes Deutsches Atomrechts-Symposium, 7./8. Dez. 1972 in Münster, Referate und Diskussionsberichte, herausgeg. von R. Lukes, Köln, Berlin, Bonn, München 1973, S. 16/17.

30) So z.B. von Zerlatt (Röntgenverordnung, Textausgabe mit amtl. Begründung und Erläuterungen für die Praxis, Köln 1973, S. 1), der meint, sowohl die Unfallverhütungsvorschriften der gewerblichen Berufsgenossenschaften über die Anwendung von Röntgenstrahlen in medizinischen und nichtmedizinischen Betrieben, die auf den Richtlinien der Deutschen Röntgengesellschaft

einmal näher einzugehen, muß jedoch begrüßt werden, daß nunmehr zum ersten Mal in der Bundesrepublik Deutschland eine umfassende rechtliche Regelung der Anwendung von Röntgenstrahlen getroffen worden ist, und zwar sowohl für den human- und veterinärmedizinischen, als auch für den gesamten naturwissenschaftlich-technisch-wirtschaftlichen Bereich [31].

Weitere Strahlenschutzverordnungen sind im Bereich des Lebensmittel- und Arzneimittelrechts erlassen worden [32]. Von den allgemeinen Umweltschutzgesetzen, die dem Strahlenschutz dienen, ist hier vor allem noch § 22 Wasserhaushaltsgesetz zu erwähnen, der auch Gewässerverunreinigungen durch Radioaktivität erfaßt [33].

c) Überblickt man die deutsche Strahlenschutzgesetzgebung als Ganzes, so ist festzustellen, daß sich der Gesetzgeber hierbei ungeachtet der getroffenen Sonderregelungen grundsätzlich der gleichen Gesetzestechnik bedient hat, wie im allgemeinen Umweltschutzrecht [34]. Um einen wirksamen Strahlenschutz zu entwickeln geht der Gesetzgeber im wesentlichen von zwei An-

---

basierten, die DIN-Vorschriften des Deutschen Normenausschusses, die in Zusammenarbeit mit der Deutschen Röntgengesellschaft und der Industrie erstellt wurden sowie die Empfehlungen der ICRP hätten bereits einen ausreichenden Strahlenschutz gewährleistet.

31) Vgl. Bischof, Das neue Röntgenrecht, Neue Juristische Wochenschrift, 1973, S. 1402 ff.; Lukes, Die gesetzlichen Voraussetzungen und Grundlagen der Röntgenverordnung einschließlich Überblick über die getroffenen Regelungen, Veröffentlichungen der Vereinigung Deutscher Strahlenschutzärzte e.V., 1974.

32) Verordnung über die Behandlung von Lebensmitteln mit Elektronen-, Gamma- und Röntgenstrahlen oder ultravioletten Strahlen (Lebensmittel-Bestrahlungs-Verordnung) vom 19. Dez. 1959 (BGBl I, S. 761), erlassen aufgrund der Ermächtigung in § 4 c Lebensmittelgesetz (eingefügt durch Änderungsgesetz vom 21. Dez. 1958, BGBl II, S. 950); Verordnung über die Zulassung von Arzneimitteln, die mit ionisierenden Strahlen behandelt worden sind oder die radioaktive Stoffe enthalten - vom 29. Juli 1962, BGBl I, S. 439, erlassen aufgrund der Ermächtigung in § 7 Abs. 2 Arzneimittelgesetz vom Mai 1961 (BGBl I, S. 533).

33) Vgl. Kimminich, Atomrecht, S. 143 ff.

34) Vgl. Pelzer, Grundzüge, Entwicklung und Bilanz des Atomgesetzes, in: Wirtschaftsrecht 1972, S. 230 ff.

satzpunkten aus [35]. Er versucht einmal besondere Beschaffenheitsanforderungen aufzustellen für die Anlagen, Geräte oder Stoffe, von denen ionisierende Strahlungen ausgehen können. Zum anderen versucht der Gesetzgeber Qualifikations- und Verhaltensanforderungen aufzustellen für die Personen, die mit solchen Anlagen, Geräten oder radioaktiven Stoffen umgehen. Im Strahlenschutzrecht sind allerdings wegen der besonderen Gefahren der ionisierenden Strahlung die Beschaffenheits- sowie die Qualifikations- und Verhaltensanforderungen höher und die staatlichen Überwachungsmaßnahmen zu ihrer Kontrolle schärfer als im allgemeinen Umweltschutzrecht. So ist die Errichtung bzw. der Betrieb von Anlagen oder Geräten, von denen ionisierende Strahlungen ausgehen können, oder der Umgang mit radioaktiven Stoffen grundsätzlich erst nach einer vorherigen staatlichen Genehmigung zulässig (vgl. § 7 Abs. 2 AtG, § 3 der 1. StrSchVO, § 3 RöV). Ein solches präventives Verbot mit Erlaubnisvorbehalt erscheint, abgesehen von den besonders vorgesehenen Ausnahmen, notwendig, aber auch geeignet, einen wirksamen Strahlenschutz zu gewährleisten.

3. Die gemeinschaftsrechtlichen Strahlenschutzvorschriften

Für den Strahlenschutz sind neben den nationalen Vorschriften vor allem auch solche des europäischen Gemeinschaftsrechts von zum Teil grundlegender Bedeutung [36]. Der Vertrag zur Gründung der Europäischen Atomgemeinschaft [37] sieht nicht nur die Entwicklung der Kernindustrien, sondern auch die Hebung der Lebenshaltung in den Mitgliedstaaten vor. Dazu gehört auch die Gewährleistung oder Vergrößerung des Schutzes vor ionisierender Strahlung. Art. 30 des Euratomvertrages gebietet ausdrücklich den Erlaß gemeinschaftsrechtlicher Grundnormen für den Gesundheitsschutz der Bevölkerung und der Arbeitskräfte über

---

35) Vgl. dazu Lukes, Die gesetzlichen Voraussetzungen und Grundlagen der Röntgenverordnung, a.a.O.

36) Zur internationalen Verflechtung des Atomrechts vgl. Kimminich, Atomrecht, S. 184 ff.

37) v. 25.3.1957 (BGBl 1957 II, S. 1014).

zulässige Höchstdosen von ionisierenden Strahlungen. Auf dieser Grundlage hat der Rat der Gemeinschaft bereits im Jahre 1959 in einer Richtlinie die Strahlenschutzgrundnormen festgelegt [38].

Nach Art. 33 EuratomV ist jeder Mitgliedstaat - also auch die Bundesrepublik Deutschland - gehalten, durch geeignete Rechts- und Verwaltungsvorschriften die Beachtung der festgesetzten Grundnormen für den Gesundheitsschutz der Bevölkerung und der Arbeitskräfte gegen Gefahren ionisierender Strahlen sicherzustellen. Der deutsche Gesetz- und Verordnungsgeber ist dieser Verpflichtung nachgekommen, indem er die gemeinschaftsrechtlichen Grundnormen im Atomgesetz und in den Strahlenschutzverordnungen dem deutschen Strahlenschutzrecht zugrundegelegt hat [39].

V. Kritische Gesamtwürdigung und Ausblick

Der Versuch einer kritischen Gesamtwürdigung der Umwelt- und Strahlenschutzgesetzgebung muß hier auf einige grundsätzliche Bemerkungen beschränkt bleiben. Wie der soeben skizzierte Überblick zeigt, sind zwar aufgrund der im letzten Jahrzehnt stark intensivierten Gesetzgebungsarbeit inzwischen für praktisch alle wesentlichen Bereiche des Umwelt- und Strahlenschutzes allgemeine Rechtsgrundlagen geschaffen worden. Gleichwohl bestehen aber nach wie vor erhebliche Probleme bei der praktischen Durchsetzung und Realisierung eines wirksamen Umwelt- und Strahlenschutzes. Die Probleme ergeben sich vor allem daraus, daß die Umwelt- und Strahlenschutzvorschriften neben detaillierten und für die Rechtsanwendung bereits weitgehend konkretisierten Einzelregelungen vielfach mit sog. unbestimmten Rechtsbegriffen und Generalklauseln arbeiten. Das hat seinen Grund in den Schwierig-

---

38) Richtlinien zur Festlegung der Grundnormen für den Gesundheitsschutz der Bevölkerung und der Arbeitskräfte gegen Gefahren ionisierender Strahlen vom 2. Februar 1959 mit Änderungen vom 5. März 1962 u. 27. Okt. 1966, veröffentlicht im Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften 1959, S. 221; 1962, S. 1633; 1966, S. 3693.

39) Vgl. Kimminich, Atomgesetz, S. 189.

keiten, umweltrelevante Sachverhalte gesetzestechnisch hinreichend konkret in Rechtsnormen zu erfassen.

Detaillierte und für die Rechtsanwendung bereits weitgehend konkretisierte Regelungen sind oft allein schon deshalb nicht möglich, weil dem Gesetzgeber Ursachen und Ausmaß der betreffenden Umweltgefährdung und die technischen Möglichkeiten ihrer Bewältigung im einzelnen noch gar nicht bekannt sind. Jede detaillierte Gesetzesregelung hat ferner auch den Nachteil, daß sie angesichts der Langwierigkeit der Änderung vonGesetzen u.U. den technischen und wissenschaftlichen Fortschritt behindert oder den nach dem neuesten Stand von Wissenschaft und Technik notwendigen und möglichen Umwelterfordernissen nicht entspricht. Aus diesen Gründen verwendet der Gesetzgeber in Umweltschutznormen häufig unbestimmte, generalklauselartige Begriffe, in denen zunächst lediglich ganz allgemein bestimmt wird, daß Anlagen, Geräte und Produkte dem "Stand von Wissenschaft und Technik" entsprechen müssen oder daß die für den Umweltschutz verantwortlichen Personen "die erforderliche Zuverlässigkeit und Fachkunde" besitzen müssen bzw. daß die "nach dem Stand von Wissenschaft und Technik erforderlichen Schutzvorkehrungen und Sorgfaltsmaßnahmen" zu treffen sind [40].

Für die Rechtsanwendung müssen solche unbestimmten Rechtsbegriffe immer noch näher konkretisiert werden. Eine weitere generelle Konkretisierung erfolgt in der Praxis durch den Erlaß bzw. die Änderung und Ergänzung staatlicher Rechtsverordnungen oder Verwaltungsrichtlinien. Dabei werden in großem Umfang sog. technische Normen, Richtlinien oder Empfehlungen übernommen, die von nichtstaatlichen Instanzen und Organisationen erarbeitet werden [41]. Umweltrelevante technische Normen, Richtlinien

---

40) Vgl. aus dem Bereich des allg. Umweltschutzrechts insbesondere § 5 BImSchG; aus dem Bereich des Strahlenschutzes § 7 Abs. 2 AtG; § 3 Abs. 2 1. StrSchVO; § 3 Abs. 2 und § 22 RöV.

41) Vgl. dazu eingehend Lukes, Überbetriebliche technische Normen im Recht der Wettbewerbsbeschränkungen, in: Wettbewerb als Aufgabe, Bad Homburg v.d.H., Berlin, Zürich 1968, S. 147 ff. (153); ders., Urheberrechtsfragen bei überbetrieblichen technischen Normen - insbesondere DIN-Normen und VDE-Vorschriften, Köln, Berlin, Bonn, München 1967, S. 7.

oder Empfehlungen können weiter auch dadurch rechtliche Bedeutung erlangen, daß in staatlichen Gesetzen oder Rechtsverordnungen auf sie konkret oder ganz allgemein verwiesen wird.

Die praktische Bedeutung der nichtstaatlichen Normung und Regelaufstellung für die Konkretisierung des Umweltschutzrechts kann kaum überschätzt werden [42]. Angesichts der Vielfalt und Komplexität umweltrelevanter Sachverhalte und der sich hierbei mit der Entwicklung von Wissenschaft und Technik immer neu ergebenden Probleme wäre der Staat allein gar nicht in der Lage, die notwendige Konkretisierung vorzunehmen. Er muß sich daher weithin auf technische Regeln, Richtlinien oder Empfehlungen stützen, die von nichtstaatlichen Organisationen im Bereich der Wirtschaft, der Wissenschaft und Medizin praxisnah erarbeitet werden. Besondere Bedeutung für den Umweltschutz haben u.a. die vom Deutschen Normenausschuß e.V. aufgestellten rd. 15.000 DIN-Normen, die vom Verband Deutscher Elektrotechniker e.V. auf elektrotechnischem Gebiet erlassenen VDE-Vorschriften, die vom Verein Deutscher Ingenieure e.V. aufgestellten VDI-Richtlinien, die von der Abwassertechnischen Vereinigung e.V. aufgestellten Richtlinien und nicht zuletzt die von der Vereinigung der Technischen Überwachungs-Vereine e.V. aufgestellten technischen Regeln.

In das Strahlenschutzrecht haben neben den nationalen technischen Regeln und Richtlinien vor allem die Empfehlungen der Internationalen Kommission für Strahlenschutz [43] Eingang gefunden, die auch den Euratom-Grundnormen zugrundeliegen [44].

---

42) Ihre Bedeutung erhellt daraus, daß im Materialienband der Bundesregierung zum Umweltschutzprogramm bei der Erörterung der einzelnen Problembereiche ausdrücklich auch die technischen Normen analysiert werden (vgl. z.B. S. 136).

43) International Commission on Radiological Protection - ICRP.

44) Vgl. Kimminich, Atomrecht, S. 205.

Ungeachtet der Wichtigkeit und Unentbehrlichkeit der Mitwirkung nichtstaatlicher Organisationen bei der Konkretisierung des Umweltschutzrechts darf die Problematik nicht übersehen werden, die sich hierbei aus dem Nebeneinander bzw. der Konkurrenz von staatlicher und nichtstaatlicher Normsetzung ergibt [45]. Es wird vielfach nicht richtig erkannt und ist oft auch den mit der Normsetzung und Regelaufstellung befaßten Personen nicht immer hinreichend bewußt, daß die umweltrelevanten sog. technischen Normen, Richtlinien oder Empfehlungen keineswegs nur fachwissenschaftlich begründete naturwissenschaftlich-technische Erkenntnisse enthalten, sondern vielmehr darüber hinaus normative Wertentscheidungen über hinzunehmende Umweltbelastungen oder Gefährdungen treffen, z.B. über höchstzulässige Strahlenbelastungen. Diese Zumutbarkeitswerte erlangen zwar rechtliche Bedeutung erst durch eine formelle Übernahme oder Bezugnahme in staatlichen Rechtsnormen. Sie werden dabei aber vom Gesetz- und Verordnungsgeber wie auch von den mit der Rechtsanwendung im Einzelfall befaßten Verwaltungsbehörden und Gerichten inhaltlich faktisch weitgehend akzeptiert. Die eigentlichen materiellen Wertentscheidungen über umweltrelevante Sachverhalte werden damit weitgehend von nichtstaatlichen Instanzen getroffen. Deshalb muß die nichtstaatliche umweltrelevante Normsetzung und Regelaufstellung so organisiert bzw. inhaltlich so ausgerichtet werden, daß sie den Ordnungsgrundsätzen unseres demokratischen und sozialen Rechtsstaats entspricht.

Als Ergebnis und Ausblick bleibt damit festzuhalten, daß die Effektuierung des Umwelt- und Strahlenschutzes entscheidend davon abhängt, ob und inwieweit es dem Staat im Zusammenwirken mit den nichtstaatlichen Organisationen aus dem Bereich der Wirtschaft, der Wissenschaft und der Medizin gelingt, die allgemeinen Rechtsgrundlagen in einer Weise zu konkretisieren, daß die sich aus dem dynamischen Wandel von Wissenschaft und Technik ergebenden Probleme optimal im Sinne der Grundwertentscheidungen unserer Staats- und Gesellschaftsordnung bewältigt werden können.

---

45) Zum mangelnden Problembewußtsein vgl. Lukes, Die überbetriebliche Normung in den USA, Berlin, Köln, Frankfurt 1971, S. 7 ff.

Aus dem Medizinischen Institut für Lufthygiene
und Silikoseforschung an der Universität Düsseldorf
(Direktor: Prof. Dr. med. H.-W. Schlipköter)

Die medizinische Beurteilung lufthygienischer Schadstoffe mit Ausnahme radioaktiver Isotopen.

J. Bruch

Helgoland, 24. September 1974

Im Gesamtkomplex der Umweltverschmutzung besitzt die Belastung der Luft mit Schadstoffen einen besonderen Aspekt, da größere Bevölkerungskollektive nahezu zwangsläufig und unausweichlich exponiert werden. Im Vordergrund steht ein Bericht über die medizinische Bewertung der verschiedenen Schadstoffe und es soll, nur soweit es notwendig ist, auf die Herkunft der Schadstoffe sowie auf die physikalisch-chemische Beschreibung eingegangen werden.

Die Konzentration der Luftverunreinigungen in der Atmosphäre wird einerseits durch die Anzahl und den Umfang der Emissionsquellen wie Hausbrand, Industrie und Kraftfahrzeugverkehr bestimmt, und andererseits maßgeblich durch meteorologische und geologische Faktoren beeinflußt. Inversionswetterlagen z.B., bei denen der vertikele Abstrom der Immission in die oberen Luftschichten der Atmosphäre verhindert ist, führen zu einer außerordentlichen Konzentration von Stäuben, Gasen und Aerosolen um mehr als das 1o-fache der normalen Konzentration. Weiterhin spielt die Sonneneinstrahlung eine große Rolle, welche die Entstehung von Ozon und anderen Oxydantien in der Atmosphäre bewirkt. Als Hauptquelle der Luftverunreinigungen müssen Verbrennungsprozesse vieler Energieträger in den verschiedenen genannten Emittentenquellen angesehen werden. Über eine Reihe von Zwischenprodukten oxydieren Kohlenwasserstoffe zu Kohlendioxid, wobei Wasser freigesetzt wird. Typischerweise verläuft jedoch dieser Verbrennungsprozess unvollständig ab,

es entstehen Zwischenprodukte wie ungesättigte oder polyzyklische Kohlenwasserstoffe, Ruß, Phenole, Aldehyde, Carbonsäuren und Kohlenmonoxid. Beimischungen von Fremdsubstanzen wie Schwefel in den Brennstoffen führen zu Schwefeldioxid-Emissionen. Zusammen mit Staub ist Schwefeldioxid nahezu ein obligates Produkt jeglicher Verbrennung und dient deshalb meist als Verschmutzungsindikator zur Überwachung der Luftverunreinigung. Die relativ hohen Konzentrationen an Bleiverbindungen in der Luft sind praktisch ausschließlich auf die Beimengungen von Blei zum Benzin zurückzuführen. Insgesamt wurden in der Bundesrepublik 1969 etwa 8 Mill. Tonnen CO, 4 Mill. Tonnen Staub, 3,6 Mill. Tonnen SO_2 und 2 Mill. Tonnen Kohlenwasserstoff, 2 Mill. Tonnen NO_x und 7 Mill. Tonnen Blei emittiert. Die Konzentrationen dieser Verunreinigungen betragen z.B. für Kohlenmonoxid im Durchschnitt 1000 bis 10 000 $\mu g/m^3$, für Schwefeldioxid und andere Schwefelverbindungen sowie Chlorwasserstoff, Phosphorwasserstoff, Ammoniak, Benzol u.a. Aromaten 100 bis 1000 $\mu g/m^3$. Chlor, Ozon, Blei, Formaldehyd sowie gesättigte und ungesättigte Kohlenwasserstoffe von niedriger C-Zahl liegen mit einer Konzentration von 10 bis 100 $\mu u/m^3$ vor. In diesem Konzentrationsbereich werden auch Schwebstoffpartikeln aus Ruß, Eisenoxid, Kohlenstoff, Alkali und Erdalkalioxiden vorgefunden. Schließlich sei noch erwähnt, daß Cadmium und Quecksilber zu 0,1 bis 1 μu in der Luft konzentriert sind und daß bis zu 0,1 $\mu g/m^3$ karzinogene Kohlenwasserstoffe wie 3,4-Benzpyren gemessen werden.

Aufnahme und Zielorgan für Luftverunreinigungen ist in erster Linie die Lunge mit einer über etwa 300 Millionen Alveolen verteilte riesige innere Oberfläche von ca. 80 m^2. Es kann davon ausgegangen werden, daß im wesentlichen Fremdstoffe, die in die tieferen Atemwege gelangen, und bis in die Alveolen vordringen, über die kurze Diffusionsstrecke zwischen Alveolen und Kapillaren von etwa 0,15 bis 3 μ vom Körper aufgenommen werden (Abb. 1). Gut wasserlösliche Gase wie SO_2 oder HCl werden praktisch schon im Naso-Pharyngialraum und in den oberen Bronchien vollständig resorbiert, wohingegen die schwerlöslichen Gase wie Stickoxide und Ozon bis in die Alveolen vordringen können. Ebenso können partikelförmige Luftverunreinigungen mit Teilchengrößen $\leq$ 10 μ bis in die Alveolen gelangen. Eine Ausnahme hierbei bilden faserförmige partikuläre Substanzen. Nach eigenen Untersuchungen wurden in Meerschweinchen Fasern bis zu 200 μ Länge, allerdings mit einem Durchmesser von 2 bis 5 μ nach Inhalationsexperimenten mit Asbest gefunden.

Zur Veranschaulichung der Wirkung von inhalativen Schadstoffen soll kurz auf den Aufbau der Lunge und seine funktionelle Morphologie eingegangen werden. Die Luft gelangt bei Inhalation über den Mund-Nasen-Rachenraum in die Trachea, die sich in die Lappen und Segmentbronchien aufteilt. Über 10 bis 15 weitere dichtonische Aufteilungen in Bronchiolen immer kleineren Kalibers mündet die Luft schließlich über die terminalen Bronchiolen und die ductus alveolares in die Endsäckchen, den Alveolen, wo der Gasaustausch mit dem

Blut stattfindet. Von wesentlicher Bedeutung ist nun, daß die Bronchien und die kleineren luftleitenden Röhren durch Flimmerepithelzellen und eine Mucus-Schicht weitgehend vor den schädlichen Substanzen, die inhaliert werden, geschützt sind. Gröbere Stäube, die sich dort niederschlagen, werden mit dem Ziliarstrom abtransportiert und ausgehustet. Auch leicht wasserlösliche Gase wie SO_2 werden in dieser oberflächlichen Schleim-Mucus-Schicht gelöst und herausbefördert. In realistischen Konzentrationen von 100 $\mu g/m^3$ hat dieses Gas, wenn es allein appliziert wird, auch nur einen geringen toxischen Effekt auf die Lunge.

Morphologisch-histologische und elektronenmikroskopische Studien weisen nach, daß gerade die tiefen Lungenabschnitte, die nicht mehr durch eine Mucus- und Ziliarschicht geschützt sind, als wesentliche Angriffspunkte für verschiedene luftverunreinigende Substanzen angesehen werden müssen. Die Struktur der Alveolarsepten wird im wesentlichen durch Epithelialzellen, die mit ihren dünnen Ausläufern die Oberfläche der Alveolen auskleiden, gebildet. Innerhalb des Septums befinden sich die Alveolarkapillaren, deren Endothelzellen mit den Alveolarepithelzellen eine gemeinsame Basalmembran bilden. Die Gewebsdicke zwischen Luft und Blut beträgt an diesen Stellen nur 0,5 bis 1,5 μm und stellt somit für einmal eingedrungene Gase praktisch kein Diffusionshindernis mehr dar. Zwischen den Epithelzellen oder den Pneumozyten Typ I sind vereinzelt große Nischenzellen oder Pneumozyten Typ II zwischengeschaltet. Diese Zellen

zeichnen sich durch eine große aufgegliederte Oberfläche mit zahlreichen Fortsätzen und durch sog. osmiophile Körper aus (Abb. 2).

Autoradiographische und histochemische Untersuchungen zeigen, daß diese osmiophilen Körper Sekretionsprodukte der Pneumozyten Typ II sind, welche in das Alveolarlumen ausgestoßen werden und auf der Epithelschicht die Alveolarlining oder das sog. Surfactant bilden. Wegen des geringen Durchmessers von 100 bis 200 µ müßten die Alveolen, wenn sie mit körpereigenen Eiweißen oder Lipiden bedeckt wären, aufgrund der hohen Oberflächenkräfte vollständig kollabieren. Das von den Pneumozyten Typ II produzierte Surfactant besteht überwiegend aus gesättigten Fettsäuren (Dipalmityl-Lecithin), welche die Oberflächenspannung stark reduzieren und somit die Alveolen am Kollabieren hindern (CLEMENTS, 1968).

Als weitere wichtige Struktur des Alveolarparenchyms können die Alveolarmakrophagen gelten, die eingedrungene Staubpartikeln und Bakterien aufnehmen, verdauen und auf dem bronchialen Wege hinausbefördern. Von den uns bekannten inhalativen Schadstoffen besitzen einige typische Angriffspunkte an den genannten morphologischen Strukturen, wodurch charakteristische Schädigungen der Funktion und der Struktur der Lunge herbeigeführt werden.

Stickstoffdioxid und Ozon werden in erhöhten Konzentrationen in der Atmosphäre von Großstädten gemessen. Beide Reizgase

sind schwer wasserlöslich und können so in die tiefen Atemwege eindringen. Expositionen mit NO_2 in einer Konzentration von 0,5 ppm an Ratten und Kaninchen zeigten als charakteristische und frühzeitige Schädigung im elektronenmikroskopischen Bild eine Nekrose der Pneumozyten Typ I (STEPHANS, FREEMAN und EVANS, 1972).
Morphometrische Mesungen der Kollagenfibrillen unterhalb der terminalen Bronchiolen wiesen nach, daß deren Durchmesser auf das 5-fache der normalen Werte ansteigen (STEPHANS, FREEMAN und EVANS, 1971).
Da normalerweise im Verlaufe der Lebensspanne eines Labortieres ebenfalls eine gewisse Verdickung der Kollagenfibrillen festzustellen ist, könnte dieser Befund als Beschleunigung des normalen Alterungsprozesses aufgefaßt werden. Langzeitstudien mit Expositionen in Konzentrationen von 0,5 ppm an Mäuselungen über 6 Stunden täglich wiesen schon nach 3-monatiger Exposition fokale Emphyseme als Basis der Lungenläsion nach (BLAIR, HENRY und EHRLICH, 1969).
Als ein besonders empfindlicher Indikator zur Prüfung der chronischen NO_2-Toxizität haben sich Infektionsversuche erwiesen. Verschiedene Gruppen von Mäusen inhalierten 0,5 ppm NO_2 zwischen 3 und 12 Monaten 6, 18 oder 24 Stunden täglich. Zu verschiedenen Versuchszeitpunkten wurden sie einem Aerosol von Klebsiella pneumoniae ausgesetzt. Bereits nach 3 Monaten führte die 24-stündige Beatmung zu einer statistisch signifikanten Erhöhung der Infektionsrate und der Mortalität. Die 6- bzw. 18-stündige Exposition mit NO_2 ließ nach 6 und 12 Monaten deutliche Effekte erkennen. Weiterhin wurde in dieser niedrigen Konzentration von NO_2

eine Beeinträchtigung der Lungenreinigung für Bakterien beobachtet (EHRLICH und HENRY, 1968).
Diese Untersuchungen zeigen deutlich, daß die NO_2-bedingten Läsionen der Lunge (Pneumozyten Typ I - Nekrosen) die Disposition für bakterielle Infekte erhöhen. Die von der gleichen Arbeitsgruppe beobachteten emphysematischen Veränderungen der Mäuselungen weisen eindringlich auf die Einheit des patho-histologischen Bildes des Emphysems und der klinisch beobachteten chronisch rezidivierenden Bronchopneumonien in der Humanmedizin hin. Neben einer Aufklärung der NO_2-bedingten Lungenläsion erbrachten diese Untersuchungen noch eine weitere wesentliche Erkenntnis: Praktisch alle der untersuchten Untersuchungsparameter wurden erst nach langfristiger Exposition sichtbar. Darüberhinaus verstärkte sich die Läsion im Verlaufe der folgenden Versuchszeit, so daß wir dem Gesichtspunkt der k u m u l a t i v e n W i r k u n g niedriger NO_2-Konzentrationen große Beachtung schenken müssen.

Eigene chronische Expositionsversuche mit Ozon in niedriger Konzentration (0,8 ppm) an Mäusen bis zu einem Jahr zeigten in vielen histologisch-pathologischen Bildern ähnliche Veränderungen des Lungenparenchyms wie nach NO_2-Exposition (BRUCH und SCHLIPKÖTER, 1973; SCHLIPKÖTER und BRUCH, 1973). Ausgangspunkt der Schädigung ist die Nekrose der Pneumozyten Typ I (Abb.). In der Folge tritt ein mit der Versuchsdauer zunehmendes Emphysem auf. Darüberhinaus wurde eine adenoide Wucherung der terminalen Bronchiolen beobachtet, welche von NETTESHEIM (1972) als Bronchiolisation der

Alveolen bezeichnet wird. Quantitativ morphometrische Untersuchungen konnten nachweisen, daß die ozonbedingte Lungenläsion, das Emphysem, die Bronchiolisation der Alveolen und die Abnahme der inneren alveolären Oberfläche mit der Versuchsdauer zunahm und somit als k u m u l a t i v bezeichnet werden muß (BRUCH, 1974). Nur am Rande sei erwähnt, daß weitergehende molekularbiologische Untersuchungen zum Effekt von NO_2 und Ozon insbesondere Lipidperoxidationsprozesse nachweisen konnten und daß man bei Ozon auch von einer radiomimetischen Wirkung spricht. So exponierte THOMAS (1968) z.B. Ratten mit 1 ppm NO_2 über 4 Stunden. 24 und 48 Stunden nach Exposition wurden die Absorptionsspektra der extrahierten Lungenlipide bestimmt. Peroxidierte Polyenfettsäuren wurden in solchen Ratten gefunden, die zuvor mit Stickstoffdioxid exponiert waren. Elektronenspinnresonanzstudien zeigten in einer weiteren in vitro-Untersuchung, daß NO_2 in der Reaktion mit ungesättigten Fettsäuren langlebige freie Radikale bildet, die mit biologischen Molekülen reagieren können (ROWLANDS und GAUSE, 1971).
In eigenen Untersuchungen wurde gezeigt, daß nach Ozonbegasung die ultrastrukturellen Veränderungen an den Klarazellen der terminalen Bronchiolen und an den subakut geschädigten Pneumozyten Typ I als Lipidperoxidations-Reaktionen des Ozons gedeutet werden konnten (BRUCH und SCHLIPKÖTER, 1973).

Neben den Reizgasen stellen die Schwermetalle eine weitere Klasse der Luftverunreinigungen dar. Hier ist zunächst das Blei zu nennen, über dessen Wirkung aus der Arbeitsmedizin

vieles bekannt ist. In Ballungsgebieten beträgt der Bleigehalt der Luft im Mittel 2 bis 4 $\mu g/m^3$, er kann in Hauptverkehrszeiten auch 20 und in besonderen Lagen auch bis zu 70 $\mu g/m^3$ ansteigen (BROCKHAUS et al., 1974). Versuche mit Radioisotopen an Tier und Mensch belegten, daß die der Lunge zugeführte Bleimenge zu 100% resorbiert wird. Die biologische Bedeutung erhöhter Luft-Bleispiegel wird z.Zt. noch diskutiert. Neuere Untersuchungen zeigen allerdings auch die Gefahr niedriger Bleikonzentrationen im Blut. Tierexperimente wiesen auf Enzephalopathien neugeborener Ratten bei erhöhten Blutbleispiegeln hin. Morphometrische Analysen dieser Rattenhirne enthüllten, daß die Myelinformation verspätet war und daß weniger Myelin gebildet wurde, und daß die Cortex dünner, die Neuronen schmaler und weniger terminale Verknüpfungspunkte formiert wurden. Im Verhalten zeigten die Tiere je nach Dosis leichtere oder schwerere Störungen, von denen im einfachsten Fall Hyperaktivitäten zu erwähnen sind (MICHAELSON et al.,1974 Epidemiologische Studien am Menschen erbrachten z.T. noch widersprüchliche Ergebnisse, doch wurden z.B. auf dem letzten Pariser EPA-WHO-Symposium im Mai 1974 auf die Hyperaktivität chronisch bleiexponierter Kinder in New Yorker Stadtgebieten hingewiesen (DAVID, 1974).

Neben solchen körpersystematischen Effekten von Blei wurde in neuerer Zeit auch über pathologische Wirkungen auf die Lunge selbst berichtet. BINGHAM et al. (1972) fand bei chronischer Exposition von Tieren mit 10 μg Bleioxid/m^3

Luft eine deutliche Abnahme der Alveolarmakrophagenzahl. Eigene Experimente wiesen bei höherer Konzentration (70 $\mu g/m^3$) eine Erniedrigung der Fähigkeit der Alveolarmakrophagen das karzinogene Benzpyren abzubauen nach (BRUCH et al., 1962). Im chronischen Versuch wurde bei gleichzeitiger Inhalation von Titandioxid zusammen mit Bleioxid eine erhöhte Retention des Inertstaubes in der Lunge festgestellt. Dies bedeutet im Prinzip eine Verschlechterung der Lungenreinigung (BRUCH et al., 1974).

Eine typische inhalative Noxe, die nicht oder kaum auf die Lunge wirkt, ist Kohlenmonoxid. Versuche an Tieren und Testpersonen zeigten, daß CO sowohl das kardiovaskuläre System als auch das zentrale Nervensystem beeinträchtigt. Lipidanreicherung und herdartige subendotheliale Ödeme in den Arterien wurden bei Konzentrationen von 9 bis 10% COHb beobachtet (ASTRUP, 1972; WANSTRUP et al., 1969). Bei COHb-Werten von 5 bis 9% treten bei älteren Probanden, unter Belastung myokardialer Ischämien, Funktionsbeeinträchtigungen des Myokards und Ausbildung von Arhythmien auf (KNELSON, 1972). Experimentalpsychologische Untersuchungen ergaben bei COHb-Werten von 8 bis 9% eine Beeinflussung der Aufmerksamkeitsleistung bei monotoner Reizbelastung und Veränderungen der EEG-Ableitung bei evozierten Potentialen (WINNEKE und KASTKA, 1972).

Von relativ großer lufthygienischer Bedeutung ist der hohe Gehalt der Großstadtluft an Feinstäuben. Tierversuche über

die Wirkung des Großstadtaerosols auf Lungen liegen bisher nicht vor, da die Verabreichung der Stäube für Inhalationsexperimente schwer realisierbar ist. Die Prüfung der Zelltoxizität an Gewebkulturzellen von Stäuben, die in mehreren Gebieten der Bundesrepublik entnommen wurden, zeigte jedoch eine mehr oder minder starke Toxizität auf Alveolarmakrophagen (BECK et al., 1973; BECK, 1974). Eine besondere Bedeutung wird dem Feinstaub im Hinblick auf Kombinationswirkungen mit anderen Schadstoffen beigemessen. Inerte Kohlepartikeln bewirken durch ihre Vehikelfunktion bei Blei, Benzo(a)pyren, SO_2 und anderen Schadstoffen ein vermehrtes Eindringen dieser Stoffe in den Organismus (DALHAMM, 1963; SCHLIPKÖTER et al., 1973). Auf die besondere Bedeutung des auf den Feinstaub gebundenen Benzo(a)pyrens hinsichtlich der zunehmenden Tumorhäufigkeit von Lungen wird später noch eingegangen.

Neben Tierexperimenten erlauben insbesondere e p i d e m i o l o g i s c h e S t u d i e n eine Prüfung der Wirkungen von Luftverschmutzung auf den Menschen. Luftverschmutzung ist im wesentlichen die Totalität aller Stoffe, so daß die Effekte einzelner Komponenten am Menschen nur sehr ungenau geprüft werden können. Trotzdem weist eine Fülle von Untersuchungen nach, daß eine hohe Inzidenz zwischen erhöhter Luftverschmutzung und der Häufigkeit brochiopulmonaler Erkrankungen besteht. Besonders in Situationen extremer Anreicherung von Schadstoffen in bodennahen Schichten, werden Immissionskonzentrationen erreicht, die akute

Gesundheitsschädigungen hervorrufen können. Bei einem Anstieg der Schwebstoffkonzentration auf 4,5 mg und der SO_2-Konzentration auf 3,8 mg/m^3 in London 1952 starben 4000 Menschen mehr als statistisch zu erwarten war. Auch im Kölner Raum und vor allem im Ruhrgebiet konnten wir in der ersten Dezemberhälfte 1962 eine Zunahme der Todesfälle im Zusammenhang mit einer extremen Konzentrationserhöhung der Luftverunreinigung nachweisen. In der Zeit vom 3. bis 7. Dezember wurden im Ruhrgebiet SO_2-Konzentrationen von 3,3 bis 5 mg bei einer Schwebstoffkonzentration von 2,4 mg/m^3 gemessen. Während dieser Inversionswetterlage wurden 156 Todesfälle mehr registriert als aufgrund der Mortalitätsrate der vergangenen Jahre zu erwarten war. In einer mehrjährigen epidemiologischen Studie wurden hauptsächlich chronische Effekte des heute in Ballungsgebieten üblichen Verschmutzungsniveaus untersucht. Hierbei wurde insbesondere die non disease effects als spezielles Forschungsobjekt ausgewählt. Die Arbeiten werden seit 1969 gemeinsam mit den Kollegen des Prager Instituts für Hygiene und Epidemiologie an 9- bis 13-jährigen Schulkindern durchgeführt. So wurden z.B. 1973 1709 Schulkinder untersucht, wobei die relative Häufigkeit abnormer Tonsillen- und Lymphknotenbefunde, eine relative Verzögerung der Knochenreifung, eine relative Erhöhung der Erythrozytenzahl und Verminderung des HB sowie eine Veränderung der Resistenz der roten Blutkörperchen in Abhängigkeit von der Stärke der Luftverschmutzung beobachtet wurden. Diese Veränderungen stimmen nach Art und Richtung generell mit denen überein, die bei unterschiedlich

exponierten Kindern in der CSSR und in der DDR gefunden wurden. Jahresmittelwerte für SO_2 und Staub über jeweils 100 $\mu g/m^3$ waren die Schwellkonzentrationen, bei denen erste Effekte nachzuweisen waren (DOLGNER, 1973). Eine größere amerikanische epidemiologische Studie (EPA-Programm aus den Jahren 1970/71 von CHAPMAN u. Mitarb., 1974) umfaßte mehrere Untersuchungsreihen, in welchen die Effekte der Tag-zu-Tag-Fluktuation der Luftverschmutzung auf kranke Individuen geprüft wurde. Es wurden 359 Asthmatiker und 500 ältere Personen mit Herz-Lungenerkrankungen in New York City und Utah/Salt Lake Basin untersucht. Im Ergebnis fand sich in Utah eine stark negative Korrelation der Temperatur mit asthmatischen Attacken. Bei Temperaturen unter 0°C war der Effekt so stark, daß jeder Effekt von Luftverschmutzung auf die Häufigkeit der Attacken verdeckt wurde. Bei höheren Temperaturen allerdings wurde eine Antwortschwelle (response threshold) abgeschätzt, die bei 107 $\mu g/m^3$ Feinstaub und 17,4 $\mu g/m^3$ suspendierter Sulfate lag. Keinz Grenzwert konnte für Schwefeldioxid gefunden werden. In New York wurde hingegen kein sichtbarer Effekt der Temperatur auf die Häufigkeit der asthmatischen Anfälle beobachtet. An Tagen zwischen 0 und 10°C bewirkten Konzentrationen von 26 $\mu g/m^3$ Feinstaub eine leichte Zunahme der asthmatischen Attacken. Dagegen war auch hier kein konstanter Effekt von SO_2 auf die Asthmaerkrankungen in New York gefunden worden.

Ein weiteres Teilergebnis dieser von der EPA veranlaßten epidemiologischen Studie beschreibt die Häufigkeit von

akut respiratorischen und chronisch respiratorischen Erkrankungen in Abhängigkeit von langfristigen Expositionen mit hoher Luftverschmutzung in größeren Kollektiven. Die Untersuchungen wurden in Chicago, New York City, Utah und Idaho/Montana durchgeführt. Es zeigte sich, daß die chronisch respiratorischen und akut respiratorischen Erkrankungen in Gegenden mit hoher Luftverschmutzung sehr stark erhöht sind und in der Erkrankungshäufigkeit ungefähr bis zu einem Drittel den Effekt des Zigarettenrauchens ausmachen. In einem besonderen Kollektiv war der Effekt der Luftverschmutzung sogar größer als der Effekt des Rauchens. Im allgemeinen war der Luftverschmutzungseffekt gegenüber dem Rauchen am stärksten, in Gegenden mit hohem Feinstaubgehalt, wie Chicago und New York ausgeprägt. Weiterhin wurde geschlossen, daß die Effekte des Rauchens und der Luftverschmutzung ungefähr additiv wirksam sind. Ein weiteres interessantes Ergebnis war, daß in Chicago mit Abnahme der Luftverschmutzung z.B. für SO_2 von 110 $\mu g/m^3$ auf 57 $\mu g/m^3$ und für suspendierte Sulfate von 18 auf 15 $\mu g/m^3$ auch eine Abnahme der Häufigkeit für akute respiratorische Erkrankungen zu verzeichnen war. Ein Zwischenbericht aller amerikanischen Arbeitsgruppen des EPA-Programms zeigt, daß ungefähr 100 $\mu g/m^3$ SO_2 und 100 $\mu g/m^3$ Feinstaub sowie 15 $\mu g/m^3$ suspendierte Sulfate als schädlich auf die menschliche Gesundheit anzusehen sind (LOVE, 1974).

Ein besonders schwieriges epidemiologisches Problem ist das pandemische Auftreten von Lungenkrebsen in den Vereinigten

Staaten und in Europa im Zusammenhang mit Luftverunreinigung. Nach den bisher vorliegenden Befunden kann die starke Zunahme von Lungentumoren im wesentlichen mit dem erhöhten Tabakkonsum assoziiert werden. Darüberhinaus sprechen aber auch die Untersuchungen für das Vorliegen eines sog. Stadtfaktors, der eine 2- bis 3-fach höhere Tumorhäufigkeit in Ballungsgebieten gegenüber ländlichen Gebieten verursacht. Nach tierexperimentellen Befunden dürften diesem sog. Stadtfaktor polyzyklische Kohlenwasserstoffe, wie das 3,4-Benzpyren und faserförmige Feinstäube, zugrunde liegen. Aus arbeitsmedizinischen und experimentellen Untersuchungen ist die Karzinogenität sowohl für Asbest als auch für 3,4-Benzpyren nachgewiesen. In der Atmosphäre von Großstädten wurden zwischen 1000 und 6000 Fasern/m^3 gezählt. 3,4-Benzpyren ist an Feinstaub gebunden und findet sich in erhöhten Konzentrationen besonders in Wintermonaten in luftverschmutzten Gegenden. Typische Werte für Bochum und Duisburg liegen etwa bei 100 ng/m^3. Bedeutsam ist weiterhin, daß im internationalen Vergleich die Benzpyrenkonzentration im Ruhrgebiet rund 10-mal höher ist als in stark verschmutzten Gegenden der USA, wo Werte von ca. 10 bis 16 ng/m^3 in Extremfällen gemessen werden. In einem Überblick über mehrere epidemiologische Untersuchungen wurde temptativ der Benzpyrengehalt der Luft als Index für Verschmutzung bzw. des Stadtfaktors eingesetzt. Es soll hiermit keineswegs eine direkte Beziehung zwischen dem Benzpyrengehalt und der Tumorhäufigkeit als schon erwiesen angesehen werden. Der Benzpyren-Index für die Stadtverschmutzung zeigt bei einer Zunahme von 1 ng/m^3 Luft eine Zunahme von 5% der Tumorrate.

Weiterhin wird kalkuliert, daß eine Reduktion der Luftverschmutzung um 60% wahrscheinlich eine Verminderung der Lungentumorhäufigkeit um 20% bei Rauchern bewirken müßte. (CARNOW und MEIER, 1973). Es darf aber nicht unerwähnt bleiben, daß epidemiologische Studien zur Tumorhäufigkeit sich außerordentlich schwierig gestalten. Wahrscheinlich werden in Zukunft prospektive Untersuchungen mehr Aufschluß über den Zusammenhang von Luftverschmutzung und Lungentumorhäufigkeit erbringen.

Literatur

ASTRUP, P.: Pathologische Wirkung mäßiger Kohlenmonoxid-Konzentrationen.
Staub - Reinhalt.Luft, 32 (1972), 146-149.

BECK, E.G.: Action cytotoxique de la poussière atmosphérique et du plomb sur les macrophages alvéolaires in vitro.
Rev.franç.Mal.Resp. (Paris), Suppl. 1 (1974)(2), 84-88.

BECK, E.G., N. MANOJLOVIĆ und Anna B. FISCHER: Vergleichende Untersuchungen über die Zelltoxizität atmosphärischer Schwebestäube.
In: Proceedings of the 3rd International Clean Air Congress. Sponsored by: Internat.Union of Air Pollution Prevention Associations (IUAPPA) vom 8.-12.10.1973 in Düsseldorf. - Düsseldorf: VDI-Verl. (1973), S. A3-A6.

BINGHAM, E., W. BARKLEY, M. ZERWAS, K. STEMMER, P. Taylor: Responses of alveolar macrophages to metals. I. Inhalation of lead and nickel.
Arch.Environ.Hlth, 25 (1973), 406-414.

BLAIR, W.H., M.C. HENRY, and R. Ehrlich: Chronic toxicity of nitrogen dioxide: II. Effects on histopathology of lung tissue.
Arch.Environ.Hlth, 18 (1969), 186-192.

CLEMENTS, J.A.: Surface active materials in the lung.
In: The lung. Ed. by A.A. Liebow, and D. E. Smith. - Baltimore, Md.: Williams & Wilkins Comp. 1968, S. 31-40.

BROCKHAUS, A., H. WEISZ, K.-H. FRIEDRICHS und U. KRÄMER: Das Vorkommen von Benzo(a)pyren und partikulärem Blei bei unterschiedlichen Immissionssituationen.
1974, (im Druck).

BRUCH, J. (im Druck)

BRUCH, J., und H.-W. SCHLIPKOTER: Veränderungen der Lungenalveolen bei der Maus nach chronischer Exposition mit Ozon in niedriger Konzentration.
Virchows Arch. Abt. A Path.Anat., 358 (1973), 355-368.

BRUCH, J., A. BROCKHAUS, W. DEHNEN: Elektronenmikroskopische Beobachtungen an Rattenlungen nach Exposition mit partikelförmigem Blei. In: Tagungsbericht Internationales Symposium: "Die gesundheitlichen Aspekte der Umweltverschmutzung durch Blei". - Luxembourg: Commission of the European Communities, Centre for Information and Documentation 1973, S. 221-230.

BRUCH, J., A. BROCKHAUS, W. DEHNEN: Local effects inhaled lead compounds on the lungs.
International Symposium: "Neueste Erkenntnisse in der Beurteilung der gesundheitlichen Folgen der Umweltverschmutzung". Commission of the European Communities and United States Environmental Protection Agency. Paris, 24.-28.6.1974. Vortrag 35.

DALHAMM, T.: Effects of ammonia alone and combined with carbon particles on the ciliary activity in the rabbit trachea in vivo, with study of the absorption capacity of the nasal cavity.
Int.J.Air Water Pollut., 7 (1963), 531-539.

DAVID, O.J.: The association between lower level lead concentrations and hyperactivity in children.
International Symposium: "Neueste Erkenntnisse in der Beurteilung der gesundheitlichen Folgen der Umweltverschmutzung". Commission of the European Communities and United States Environmental Protection Agency. Paris, 24.-28.6.1974. Vortrag 16

EHRLICH, R., and M.C. HENRY: Chronic toxicity of nitrogen dioxide I. Effects on resistance to bacterial pneumonia.
Arch.Environ.Hlth, 17 (1968), 860-865.

KNELSON, J.H.: Luftqualitätskriterien und Immissionsgrenzwerte für Kohlenmonoxid in den Vereinigten Staaten.
Staub - Reinhalt.Luft, 32 (1972), 180-183.

MICHAELSON, A., and M.W. SAUERHOFF: Animal models of human disease: Severe and mild lead encephalopathy in the neonatal rat. In: Environmental Health Perspectives. Ed. by R.L. Dixon et al. Experimental Issue no.7 (1974), S. 201-225.

NETTESHEIM, P., and A.K. SZAKAI: Morphogenesis of alveolar bronchiolization.
Lab.Invest., 26 (1972), 210-219.

ROWLANDS, J.R., and E.M. GAUSE: Reaction of nitrogen dioxide with blood and lung components.
Arch.Intern.Med., 128 (1971), 94-100.

SCHLIPKÖTER, H.-W., und J. BRUCH: Funktionelle und morphologische Veränderung bei Ozonexposition.
Zbl.Bakt.Hyg., Abt. I, Orig. B, 156 (1973), 486-499.

SCHLIPKÖTER, H.-W., L. GHELERTER, G.G. FODOR und R. DOLGNER: Tierexperimentelle Befunde zur Kombinationswirkung.
In: Proceedings of the 3. International Clean Air Congress. Sponsored by: Internat. Union of Air Pollution Prevention Associations (IUAPPA), 8.-12.10.1973 in Düsseldorf. - Düsseldorf: VDI-Verl. (1973), S. A26-A30.

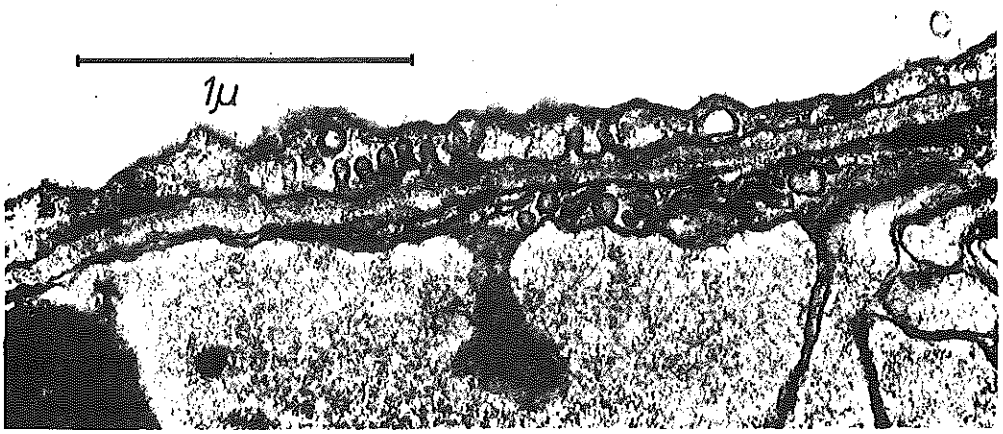
STEPHENS, R.J., G. FREEMAN, and M.J. EVANS: Early response of lungs to low levels of nitrogen dioxide. Light and electron microscopy.
Arch.Environ.Hlth, 24 (1972), 160-179.

STEPHENS, R.J., G. FREEMAN, and M.J. EVANS: Ultrastructural changes in connective tissue in lungs of rats exposed to NO_2.
Arch.Intern.Med.Symp., 9 (1971), 80-90.

THOMAS, H.V., P.K. MUELLER, and R.L. LYMAN: Lipoperoxidation of lung lipids in rats exposed to nitrogen dioxide.
Science, 159 (1968), 532-534.

WANSTRUP, J., K. KJELDSEN, and P. ASTRUP: Acceleration of spontaneous intimal-subintimal changes in rabbit aorta by a prolonged moderate carbon monoxide exposure.
Acta pathol.microbiol.scand., 75 (1969), 353-362.

WINNEKE, G., und J. KASTKA: Auswirkungen geringer Kohlenmonoxidkonzentrationen auf sensumotorisches Leistungsverhalten.
4. Arbeitstagung der Deutschen Ges. für Hygiene und Mikrobiologie vom 2.-4.10.1972 in Mainz.
Zbl.Bakt., Abt. I, Ref., 233 (1973), 43-33.



1

3

Probleme bei der Abschätzung der Körperbelastung infolge Inhalation von Radionukliden

H. Schieferdecker
Gesellschaft für Kernforschung mbH., Karlsruhe
Medizinische Abt./Toxikologisches Labor

1. Einleitung

Die Möglichkeit einer Inkorporation ist bei Einhaltung der strengen Strahlenschutzbestimmungen beim Umgang mit offenen radioaktiven Stoffen äußert gering. Nur bei Mißachtung dieser Bestimmungen oder bei unbeabsichtigten Zwischenfällen kann eine Inkorporation durch Inhalation, Ingestion oder Wundkontamination über die maximal zulässige Grenze erfolgen.

Die häufigste Aufnahmeart ist dabei die Inhalation, weil bei vielen Zwischenfällen eine Freisetzung von radioaktiven Stoffen nicht sofort erkannt wird und ein radioaktives Aerosol über mehr oder weniger lange Zeiträume unbemerkt eingeatmet werden kann. Verschlucken oder Wundkontamination sind Ereignisse, die im allgemeinen sofort bemerkt und begrenzt werden können.

Die schnelle Erkennung einer unzulässig hohen Inhalation ist nur mit Hilfe von Luftüberwachungsanlagen möglich, die bei Grenzwertüberschreitung schnell Alarm geben. Wird man in solchen Fällen vor die Aufgabe gestellt, die Höhe der aufgenommenen Aktivitätsmengen zu bestimmen, so sind eine Reihe von Fragen zu beantworten und daraus resultierend zweckentsprechende Messungen vorzunehmen. Über die Probleme, die dabei auftreten, soll im folgenden berichtet werden.

2. Sofortmaßnahmen zur groben Erstabschätzung

Der Verdacht auf eine mögliche Inhalation von radioaktiven Substanzen entsteht dann, wenn eine übermäßig hohe Kontamination des Arbeitsplatzes, der Hände und vor allem des Gesichts festgestellt wird. Auch eine Kontamination der Haare läßt auf luftgetragene Aktivitäten schließen und macht damit eine Inhalation wahrscheinlich.

Ob und in welchem Ausmaß dies geschehen ist, kann durch Ausmessen von Nasenabstrichen oder Schneuzproben überprüft werden. In der Nase wird ein großer Teil des inhalierten Aerosols festgehalten und kann durch Mulltupfer oder durch Ausschneuzen in Papiertaschentücher leicht wieder entfernt werden. Die Aktivität dieser Probe ist durch Direktmessung mit geeigneten Meßgeräten feststellbar. Dabei ist darauf zu achten, daß diese Maßnahmen möglichst umgehend durchzuführen sind.

Aus dem Meßergebnis kann jedoch nur sehr grob auf das Ausmaß einer Inkorporation rückgeschlossen werden, da sowohl das Radionuklid als auch die chemische Eigenschaft der inhalierten Verbindung den Verbleib im Körper beeinflussen. Radionuklide wie H-3, Cs, Jod werden sehr schnell aufgenommen, während unlösliche Verbindungen wie PuO_2 nur zum Teil im Körper verbleiben und ein großer Teil wieder ausgeschieden wird. Um eine Aussage über die Höhe der Inkorporation machen zu können, ist daher die Kenntnis über die Art des inhalierten Radionuklids notwendig.
Erfahrungsgemäß kann man erwarten, daß bei Inhalation einer unlöslichen Verbindung die Inkorporation in der gleichen Größenordnung liegt wie die im Nasenabstrich gefundene Aktivität oder geringer ist [1][2]. Bei löslichen Verbindungen kann allerdings das Vielfache der im Nasenabstrich gemessenen Aktivität im Körper auftreten.

3. Direktmessung der Körperaktivität

Ist aufgrund einer positiven Nasenabstrichprobe eine Inhalation wahrscheinlich, muß durch geeignete Meßmethoden das Ausmaß dieser Inhalation festgestellt werden. Handelt es sich bei dem inhalierten Radionuklid um ein γ-Strahlen emittierendes Nuklid, kann dessen Aktivitätsmenge in den meisten Fällen mit einem Ganzkörperzähler bestimmt werden. Durch geeignete Kalibrierung ist für jede Körpergröße und -gewicht eine genaue Aktivitätsbestimmung möglich, so daß hierbei keine Probleme auftreten.

Problematisch wird dagegen die Direktmessung von α-Strahlern, die mit üblichen Ganzkörperzählern nicht nachweisbar sind. Für die besonders gefährlichen Transuranelemente Pu, Am, Cm wurden deshalb spezielle Meßgeräte entwickelt, die nicht die α-Aktivität, sondern die beim Zerfall vom Tochternuklid emittierte weiche Quantenstrahlung im Bereich von 13 - 21 keV messen [3].

Das Hauptproblem bei dieser Meßmethode ist die Kalibrierung des Meßgeräts und eine wirkungsvolle Reduzierung des Nulleffekts. Verwendet werden zwei Arten von Detektoren, die innerhalb ausreichender Blei- oder Stahlabschirmungen betrieben werden. Bei den Großflächenproportionalzählern wird eine Reduzierung der Störstrahlung durch Antikoinzidenzschaltung mit einem Schirmzähler erreicht. Die gleiche Wirkung wird bei den NaJ-Kristallzählern dadurch erreicht, daß verschiedene Kristallsorten (NaJ + CsJ) im Sandwichsystem verwendet werden. Eine Diskriminierung der Störstrahlung ist durch die unterschiedliche Impulsform in beiden Kristallen möglich.

Das Problem der Kalibrierung ist für beide Detektoren gleich. Es muß eine Strahlung gemessen werden, deren Intensität wegen der geringen Energie in einer Gewebeschicht von ca. 7 mm auf die Hälfte reduziert ist. Es gelangt somit nur ein geringer Anteil der in der Lunge abgelagerten Aktivität bis an die Oberfläche des Körpers und

in den Detektor. Körperumfang, Gewebedicke und die Art der Verteilung des Radionuklids in der Lunge spielen bei der Kalibrierung des Detektors eine große Rolle.

Es wurden dazu Phantome verwendet, die eine möglichst naturgetreue Nachbildung des Körpers darstellten und die Aktivität gleichverteilt im simulierten Lungengewebe enthalten [4]. Diese Kalibrierungsmethode entspricht den Vorstellungen, daß eine Gleichverteilung des inhalierten Radionuklids eine gleichmäßige Strahlenbelastung des Lungengewebes hervorruft. Um genaue anatomische Verhältnisse zu schaffen, wurde eine Leiche als Phantom verwendet [5]. Eine Simulierung der tatsächlichen Verteilung des Radionuklids in der Lunge ist in diesen Fällen jedoch nicht möglich.

In der Praxis verteilt sich das Radionuklid in Form von Teilchen bestimmter Korngröße inhomogen im Atemtrakt. Eine realistischere Kalibrierung wurde dadurch erreicht, daß Versuchspersonen ausgemessen wurden, die ein Aerosol inhaliert hatten, das nur Quantenstrahlung der gleichen Energie wie Plutonium emittierte (z.B. Pd-103) [6]. Auf diese Weise kann eine anatomisch richtige Verteilung des Radionuklids vorausgesetzt werden, auch wenn das tatsächliche Verteilungsmuster nicht quantitativ bekannt ist. Dies zu erfahren ist Ziel intensiver Forschungen und Spekulationen.

Die Vorstellung, daß ein einzelnes in der Lunge abgelagertes Teilchen von z.B. Plutonium in dem umgebenden Gewebe eine Jahresdosis von mehreren 1000 rem erzeugen kann, hat die Diskussion in letzter Zeit auf das Problem der sog. "hot-particles" gelenkt. Es wird eine drastische Erniedrigung der als maximal zulässig angesehenen Lungenbelastungen für Radionuklide gefordert, die als heiße Teilchen eine Jahresdosis von mehr als 1000 rem im Gewebe erzeugen [7]. Bisher liegen jedoch keine ausreichenden Erfahrungen über die biologische Wirkung hoher Dosen von α-Strahlern auf kleinste Gewebeteile vor, die eine derartige Forderung unterstützen. Seit mehreren Jahren

wird im Rahmen der in den USA geführten "Transuranium Registry" Material über die biologische Wirkung von inkorporierten Transuranen auf den Menschen gesammelt [8]. Bisher sind von dort keine Anzeichen dafür bekannt, daß die bisherigen Richtwerte in derart drastischer Weise revidiert werden müßten. Forschungen auf diesem Gebiet werden künftig im Mittelpunkt des Interesses stehen, und eine Kommission der ICRP ist bereits eingesetzt, um zu dem Problem Stellung zu nehmen.

Ein weiteres Problem bei der Plutoniummessung in der Lunge muß ebenfalls noch erforscht werden, nämlich der gleichzeitige Nachweis von kleinen Plutoniummengen neben gleichzeitig inhalierten Mengen von Spaltprodukten. Diese stören den Nachweis der Quantenstrahlung, da ihre Bremsstrahlung in den Plutoniummeßbereich einstreut. Mit Hilfe eines anthropomorphen Phantoms, in dem sowohl eine inhomogene möglichst wirklichkeitsgetreue Verteilung des Plutoniums, als auch eine anatomisch richtige Ablagerung einzelner oder mehrerer Spaltprodukte simuliert werden kann, soll der Einfluß dieser Störstrahlung eliminiert werden.

Zu beachten ist auch, daß eine Direktmessung von Körperaktivitäten lediglich die Ermittlung der Körperbelastung zum Meßzeitpunkt gestattet. Eine Aussage über die zeitliche Veränderung dieses Wertes ist nicht möglich, wenn nicht Angaben über den Inkorporationszeitpunkt gemacht werden können. Durch den Reinigungsmechanismus der Lunge wird in den ersten Tagen nach einer Inhalation ein sehr starker Abfall der anfangs aufgenommenen Menge erfolgen, während später je nach chemischem Verhalten der inhalierten Verbindungen und deren physikalischen Eigenschaften eine geringere Abnahme zu erwarten ist [9].

Bei Unkenntnis des Inkorporationszeitpunktes sind daher in zeitlichen Abständen weitere Messungen der Körperaktivität vorzunehmen. Erst dann kann eine Abschätzung der über längere Zeit im Körper verbleibenden Menge gemacht werden.

4. Verhalten von Radionukliden nach Inhalation im Körper

Bei der Aufnahme von Radionukliden in den Körper muß man generell zwischen drei Vorgängen unterscheiden

1. Aufnahme in den Körper über Körperöffnungen
2. Vorübergehende Ablagerung der aufgenommenen Radionuklide am Ort des Eintritts
3. Bleibende Ablagerung in bestimmten Organen

Bei einer Inhalation ist das Verhältnis von anfänglicher Aufnahme zu bleibender Ablagerung von den chemischen und physikalischen Eigenschaften der Radionuklidverbindungen abhängig [9]. Es kann zwischen 1 und mehr als 10 liegen. Wurde daher durch Direktmessung am Tage des Zwischenfalls eine bestimmte Körperaktivität ermittelt, so kann diese unter Umständen später wesentlich kleiner sein. Ursache für diese z.T. sehr großen Unterschiede der anfänglichen Aufnahme und Ablagerung bei Inhalation ist der Selbstreinigungsmechanismus der Lunge (lung clearance). In dem sog. Lungenmodell der ICRP werden die dazu notwendigen Daten zusammengestellt (Abb.1).

Formal und funktionell wird der Atemtrakt, in dem bei einer Inhalation die Aufnahme erfolgt, in drei Kompartimente unterteilt. In diesen lagern sich inhalierte Aerosole vorübergehend ab und verlassen den Körper nach bestimmter Zeit wieder über den Magen-Darm-Trakt im Stuhl. Eine endgültige Ablagerung in der Lunge oder anderen Organen des Körpers führt dann zu der Körperbelastung, die für den Strahlenschutz von Bedeutung ist.

Die Aufenthaltsdauer des Aerosols und dessen Verteilung im Atemtrakt hängen von der chemischen Form der inhalierten Verbindung sowie von deren Korngrößenverteilung ab.

In der Abb. 2 sind die Daten für die Verteilung und Aufenthaltsdauer inhalierter Aerosolteilchen zusammengestellt [9]. Unterteilt wird in drei verschiedene Verbindungsklassen D, W und Y, die sich aufgrund der Löslichkeit ihrer Verbindungen in den Körperflüssigkeiten ergeben. Leichtlösliche Verbindungen (D) haben eine kurze Aufenthaltsdauer im Atemtrakt (Halbwertszeit weniger als 10 Tage), da sie schnell ins Blut diffundieren. Mäßig lösliche Verbindungen (W) verbleiben mit einer Halbwertszeit von 10 - 100 Tagen im Atemtrakt und gelangen zu einem kleineren Teil ins Blut, während unlösliche Verbindungen (Y) mit einer Halbwertszeit von mehr als 100 Tagen im Atemtrakt verbleiben und nur zum geringen Teil ins Blut gelangen. Die Selbstreinigung des Atemtrakts erfolgt durch Ciliartransport aus dem Tracheobronchialraum in den Rachenraum und führt durch Verschlucken zu einer Ausscheidung über den Gastrointestinaltrakt im Stuhl.

Die Verteilung des inhalierten Materials in die einzelnen Kompartimente des Atemtrakts ist mit Ausnahme des tracheobronchialen Kompartiments abhängig von der Korngrößenverteilung des inhalierten Aerosols. Während hier ca. 8 % der eingeatmeten Menge bis zu einer Korngröße von $\geq$ 0.05 µm abgelagert wird, ist die Ablagerung in den anderen beiden Kompartimenten in der Weise von der Korngrößenverteilung abhängig, wie es die Abb. 3 und 4 zeigen. Aerosole mit größeren Teilchen werden demnach bevorzugt im Nasen-Rachenraum abgelagert, während kleinere Teilchen zunehmend bis in den pulmonalen Raum eindringen können.

Die Konsequenzen, die sich aus diesem biologischen Verhalten für eine Inkorporationsabschätzung ergeben, sind verschieden.

Man muß beachten, daß die Aufnahme von Radionukliden durch Inhalation nur zu einer vorübergehenden Lungenbelastung führt, die mehr oder weniger schnell durch die Selbstreinigung des Atemtrakts vermindert wird. Eine direkte Aktivitätsmessung über der Lunge wird

daher sofort nach dem Zwischenfall einen Maximalwert ergeben. Eine endgültige Abschätzung der Lungenbelastung ist erst nach weiteren Messungen möglich, wobei besonders das chemische Verhalten des inhalierten Materials dessen Aufenthalt im Körper beeinflußt. Es muß besonders darauf geachtet werden, daß bei einer Inhalation von Material der Klasse D und W eine Umlagerung von der Lunge in andere Körperorgane erfolgen kann, so daß aufgrund der anderen Meßgeometrie eine andere Kalibrierung des Meßgerätes erforderlich wird.

In diesen Fällen ist eine zusätzliche Abschätzung der Körperbelastung auf andere Weise notwendig.

5. Indirekte Abschätzung der Körperbelastung durch Ausscheidungsanalysen

Durch Inhalation aufgenommene Radionuklide werden aus der Lunge in andere Körperorgane umgelagert und von dort über die Niere und z.T. auch über Leber und Galle im Stuhl ausgeschieden (s.Abb.1). Aus dieser Ausscheidung im Urin oder Stuhl kann unter Einbeziehung der nuklidspezifischen Ausscheidungsfunktionen eine Körperbelastung abgeschätzt werden. Allerdings muß diese unter zeitlicher Berücksichtigung der Umlagerung aus der Lunge in die Körperorgane erfolgen. Diese Umlagerungsgeschwindigkeit ist von der Art der chemischen Verbindung abhängig, wie in der Abb. 2 ersichtlich ist. In der Praxis wird es Verbindungen geben, die zwischen den in der Abb. 2 aufgeführten Klassen liegen, so daß die Übergangsrate von der Lunge ins Blut in Einzelfällen unterschiedlich sein wird.

Für Plutonium wurde von Healy [11] ein Modell aufgestellt, nach dem aus Urinanalysen auf eine Lungenbelastung geschlossen werden kann. Unter der Annahme einer bestimmten Übergangsrate von der Lunge ins Blut und der bekannten Ausscheidungsfunktion des Plutoniums wurde die theoretische Ausscheidungskurve berechnet. In der Abb. 5 sind solche Ausscheidungskurven für zwei Übergangsraten von 10 und 50 Tagen dargestellt. Die Urinausscheidungsrate nimmt anfangs zu und nimmt erst nach erfolgter Lungenclearance wieder ab.

Welche dieser Kurven nach einem Zwischenfall verwendet werden kann, muß durch Vergleich mit der tatsächlichen Ausscheidungskurve ermittelt werden. Es ist leicht zu erkennen, daß eine Abschätzung erst dann möglich wird, wenn sich nach längerer Zeit der Verlauf der Kurve deutlich abgezeichnet hat.

Diesem Kurvenverlauf nach Healy überlagert sich jedoch ein Anteil, der entsprechend den Angaben in Tab. 2 bereits am ersten Tag sehr schnell in die Körperorgane gelangt ist und von dort wieder ausgeschieden wird. Dieser Anteil läßt sich gemäß der Ausscheidungsfunktion nach Langham berechnen und muß zu dem nach Healy ermittelten Anteil hinzuaddiert werden. In der Abb.6 ist eine solche Summenkurve für eine Übergangsrate von 50 Tagen berechnet worden, wobei angenommen wurde, daß sehr schnell übergegangene Anteile etwa 25 % des Gesamtanteils ausmachen. Diese Annahme stammt aus praktischen Erfahrungen, die von Heid [12] publiziert wurden, im Einzelfall jedoch eventuell geändert werden muß.

Zur rechnerischen Ermittlung der Körperbelastung aus Ergebnissen der Urinanalysen sind eine Reihe von Rechenprogrammen erstellt worden, die im einzelnen in [3] zusammengestellt sind. Es sei hier nur darauf hingewiesen, daß dazu nötige Analysenergebnisse über einen längeren Zeitraum hinweg vorliegen müssen, um eine befriedigend genaue Abschätzung vornehmen zu können.

Ein besonderes Problem tritt dann auf, wenn durch Applikation von Komplexbildnern eine Ausscheidungsintensivierung auftritt. Die Höhe dieser Intensivierung kann jedoch durch Erfahrungswerte ausreichend genau abgeschätzt werden [12][13].

Die hauptsächliche Unbekannte bei der Berechnung der Lungenbelastung aus Urinanalysen ist jedoch die Übergangsrate des Radionuklids von der Lunge ins Blut. Eine gewisse Abschätzung dieses Wertes ist mit Hilfe des Lungenmodells möglich.

Ein schneller Übergang ins Blut erfolgt vorwiegend bei mehr oder weniger leicht löslichen Verbindungen. Diese Verbindungen werden jedoch entsprechend den Angaben im Lungen-Modell (Abb. 2) auch schneller im Stuhl ausgeschieden. So kann aus dem Ausscheidungsverhalten im Stuhl indirekt auf die Größe der Übergangsrate ins Blut geschlossen werden.

Aus Stuhlanalysen kann ebenfalls eine Lungenbelastung abgeschätzt werden. Allerdings sind die in den einzelnen Kompartimenten der Lunge abgelagerten Mengen stark von der Korngrößenverteilung des inhalierten Aerosols abhängig. Zu einer Abschätzung ist somit die Kenntnis dieses Wertes notwendig. Dies ist jedoch in den meisten Fällen nur unbefriedigend möglich. Analysen der Korngrößenverteilung werden zwar zunehmend in den Aufgabenkreis des Strahlenschutzes einbezogen, ihr Wert wird aber dadurch gemindert, daß sie im Einzelfall nicht unbedingt repräsentativ für die tatsächliche Atemluft sind.

Um dennoch aus den Ergebnissen von Stuhlanalysen auf eine gewisse Lungenbelastung schließen zu können, ist die theoretische Ausscheidung von inhalierten Aerosolen verschiedener Löslichkeiten und Korngrößenverteilungen für die Aufnahme von jeweils 1 nCi berechnet worden und in der Abb. 7 graphisch dargestellt. Der Einfluß der Korngröße des inhalierten Aerosols auf die Ablagerung in den einzelnen Kompartimenten führt dazu, daß die Ausscheidungsmengen im Stuhl sehr unterschiedlich sind. Große Teilchen werden gegenüber kleineren Teilchen bevorzugt im NP-Kompartiment abgelagert und von dort auch sehr schnell wieder entfernt. Kleinere Teilchen gelangen bevorzugt bis ins pulmonale Kompartiment und werden von dort langsamer ausgeschieden. Nach der ersten schnellen Lungenclearance nimmt die Ausscheidung über 3 bis 4 Größenordnungen innerhalb der ersten Tage ab und repräsentiert von der Zeit an nur noch die langsame Lungenclearance aus dem pulmonalen Kompartiment. Die Belastung dieses Kompartiments kann als repräsentativ für die Körperbelastung angesehen werden, da die anderen beiden Kompartimente schnell geräumt

werden. Ein Übergang ins Blut muß durch Urinanalysen abgeschätzt werden. Aus der biologischen Halbwertszeit, mit der das inhalierte Material ausgeschieden wird, kann geschlossen werden, welche chemische Verbindungsklasse vorliegt. Eine Abschätzung der in der Lunge abgelagerten Menge ist nur bei Kenntnis der Korngrößenverteilung möglich. Im Bereich von 0,5 bis 10 µm schwankt die ausgeschiedene Menge innerhalb einer Größenordnung, wie aus der Abb. 7 zu erkennen ist. In der Praxis kann man jedoch davon ausgehen, daß übliche Aerosole im Bereich von 4 µm liegen, so daß die Abschätzung mit diesem Wert eine weitgehend realistische Darstellung ergibt.

In der Praxis kann diese Art der Abschätzung bei ausreichend hohen Lungenbelastungen durch eine direkte Aktivitätsmessung bestätigt werden. Nur in den Fällen, bei denen die Lungenbelastung unter der Nachweisgrenze der Meßanordnung liegt, ist man allein auf Urin- und Stuhlanalysen angewiesen. Bei einer Inhalation von unlöslichem Material wird eine verschwindend kleine Urinausscheidung einer großen Stuhlausscheidung mit langer biologischer Halbwertszeit gegenüberstehen, während mäßig lösliches Material sowohl im Urin als auch im Stuhl ausgeschieden wird. Die biologische Halbwertszeit der Stuhlausscheidung ist dann der Löslichkeit entsprechend kürzer als bei unlöslichem Material. Lösliche Verbindungen werden dementsprechend vorwiegend im Urin ausgeschieden.

Eine Abschätzung der Lungenbelastung aus der pulmonalen Clearance der Lunge über Stuhlanalysen kann erst dann vorgenommen werden, wenn die praktische biologische Halbwertszeit aus den Ergebnissen von Stuhlanalysen über mehrere Wochen hinweg ermittelt ist [14]. Dabei sind einige Fehlerquellen zu beachten.

Mit der Zeit nimmt die Stuhlausscheidung ab und kann dann bei bestimmten Fällen die Größenordnung der Urinausscheidung annehmen. In diesen Fällen ist zu berücksichtigen, daß die Ausscheidung im

Stuhl nicht allein von der Räumung eines Lungendepots herrühren muß, sondern zum Teil auch von einer zusätzlichen Ausscheidung über Leber, Galle und Magen-Darm-Trakt (siehe Abb. 1). Dieser Anteil muß aus den Ergebnissen der Urinausscheidung gesondert bestimmt werden, wobei die quantitativen Zusammenhänge zwischen der Ausscheidung über Niere und Leber bekannt sein müssen.

Einen stärkeren Störeinfluß muß man berücksichtigen, wenn die über längere Zeit zu überwachende Person wegen der Geringfügigkeit der Inhalation weiterhin in Kontrollbereichen tätig ist. Nach Zwischenfällen wird eine Weiterbeschäftigung in der Regel sofort untersagt, um eine eventuelle zusätzliche Inkorporation zu vermeiden. Bei kleineren Zwischenfällen steht jedoch, wenn nach der ersten Abschätzung eine geringfügige Inkorporation festgestellt wurde, einer Weiterbeschäftigung im Kontrollbereich nichts im Wege. Dadurch wird jedoch eine erneute Inhalation wahrscheinlich, deren Höhe sich aus dem Aktivitätsgehalt der Atemluft ergibt. Auch bei Unterschreitung der maximal zugelassenen Atemluftkonzentration können z.B. für Plutonium nachweisbare Plutoniumaktivitäten im Stuhl ausgeschieden werden. Dieses ausgeschiedene Plutonium stammt von der schnellen Lungenclearance und repräsentiert nahezu quantitativ die inhalierte Menge. Diese Ausscheidung überlagert sich mit der langsamen Lungenclearance, die bei der weiteren Überwachung des Zwischenfalls untersucht werden soll und verfälscht das Ergebnis um Größenordnungen. Die Verfälschung ist umso größer, weil bei geringfügigen Zwischenfällen die Aktivität in den Ausscheidungen entsprechend klein ist.

In einem praktischen Beispiel kann dies erläutert werden. Nach einer vermuteten Inhalation von Plutonium in Form einer mäßig löslichen Verbindung wurden Stuhlanalysen über einen Zeitraum von 86 Tagen untersucht (siehe Abb. 8). Aus den Ergebnissen wurde eine biologische Halbwertszeit der langsamen Lungenclearance von etwa 50 Tagen und damit eine anfängliche pulmonale Lungenbelastung von ca. 8 nCi ermittelt, die anfangs schnell und später mit einer Halbwertszeit

von 50 Tagen abnahm. Danach setzte die betroffene Person wieder ihre Tätigkeit fort. Kontrollmessungen nach 150 und 200 Tagen ergaben dann jedoch Werte, die nicht nur größer als erwartet, sondern sogar noch höher als die letzten Werte waren. Erst eine erneute Sammlung nach einer Urlaubszeit brachte Werte, die den erwarteten entsprachen.

Eine Korrelation zwischen der Atemluftkonzentration und der Ausscheidung im Stuhl bietet die Möglichkeit, diesen Störfaktor zu bestimmen. Gleichzeitig bietet sie die Möglichkeit, auch kleinste Inhalationen, die mit Atemluftüberwachungsanlagen noch nicht erkannt werden können, festzustellen [15]. Der Einsatz dieser Methode hängt neben den physikalisch-chemischen Eigenschaften der Radionuklide stark von biologischen Einflüssen ab, z.B. von der Aufenthaltsdauer im Magen-Darm-Trakt, so daß ihr Einsatz im Strahlenschutz nur bedingt möglich ist. Gerade beim Nachweis kleinster Inkorporationen stellt sie jedoch die einzige Möglichkeit dar und sollte nicht übersehen werden.

Literatur:

[1] Heid, K.R., Jech, J.J., Andersen, B.V.,
Interpretation of data on internal plutonium contamination
Radiation Protection Relating to Transuranium Elements
(Proc.Sem. Karlsruhe, 1970) Rep. EUR 4612 d-f-e (1971)

[2] Dolphin, G.W.
Some problems in interpretation of bio-assay data
Assessment of Radioactive Contamination in Man
(Proc.Symp.Stockholm, 1971), IAEA, Vienna (1972) 425-35

[3] König, L.A., Schieferdecker, H.
Assessment of Uranium and Plutonium Body Burdens; Methods and Techniques
Atomic Energy Review 12 (1974) 343-417, IAEA, Vienna

[4] Speight, R.G., Peabody, C.O., Ramsden, D.
An improved chest phantom for studies of plutonium and americium in human lungs
Assessment of Radioactivity in Man
(Proc.Symp.Heidelberg, 1964) 1, 115-30, IAEA, Vienna

[5] Ehret, R., Kiefer, H., Maushart, R., Möhrle, G.
Performance of an arrangement of several large-area proportional counters for the assessment of ^{239}Pu lung burdens
Assessment of Radioactivity in Man
(Proc. Symp. Heidelberg, 1964) 1, IAEA, Vienna (1964) 141-54

[6] Newton, D., Rundo, J., Taylor, B.T.
Progress in instrumentation and calibration techniques for the assessment of lung burdens of plutonium-239
Radiation Protection Problems Relating to Transuranium Elements
(Proc. Sem. Karlsruhe, 1970), Rep. EUR 4612 d-e-f (1971) 469-82

[7] Tamplin, R.A., Cochran, T.B.
Radiation Protection Standards for Hot Particles -
A Report on the Inadaquacy of Existing Radiation Protection Standards Related to Internal Exposure of Man to Insoluble Particles of Plutonium and other α-Emitting Hot Particles
Natural Resources Defense Council, Washinton D.C., 14.Febr.1974

[8] Norwood, W.D.
U.S.Transuranium Registry; Progress and Expectations
(Stover,B.J., Jee, W.S.S. (eds.): Radiobiology of Plutonium.
Salt Lake City: J.W.Press 1972. 531-7

[9] International Atomic Energy Agency
Inhalation Risk from Radioactive Contaminants
(Rep. Panel Vienna, 1970), Technical Reports Series No.142 (1973)

[10] Jacobi, W.
Das zukünftige ICRP-Konzept zur Ableitung von Grenzwerten für die Inhalation radioaktiver Aerosole
KFK 1899 (1974) 7-23

[11] Healy, J.W.
Estimation of plutonium lung burden by urine analysis
Amer.Ind.Hyg.Assoc.J. 18 (1957) 261-63

[12] Jech, J.J., Andersen, B.V., Heid, K.R.
Interpretation of human urinary excretion of plutonium for cases treated with DTPA
Health Pyhsics 22 (1972) 787

[13] Ohlenschläger, L., Schieferdecker, H.
Bericht über eine mit Pu-239 kontaminierte Riß-Schnittverletzung
Strahlentherapie 146 (1974) 675-84

[14] Schieferdecker, H., Polig, E.
Abschätzung der Lungenbelastung infolge Inhalation von PuO_2 mit Hilfe von Ausscheidungsanalysen
KFK 1638 (1972)

[15] König, L.A., Piesch, E., Schieferdecker, H.
Gegenüberstellung der Ergebnisse der Raumluftüberwachung und der Inkorporationsüberwachung im Kernforschungszentrum Karlsruhe
KFK 1899 (1974) 183-191

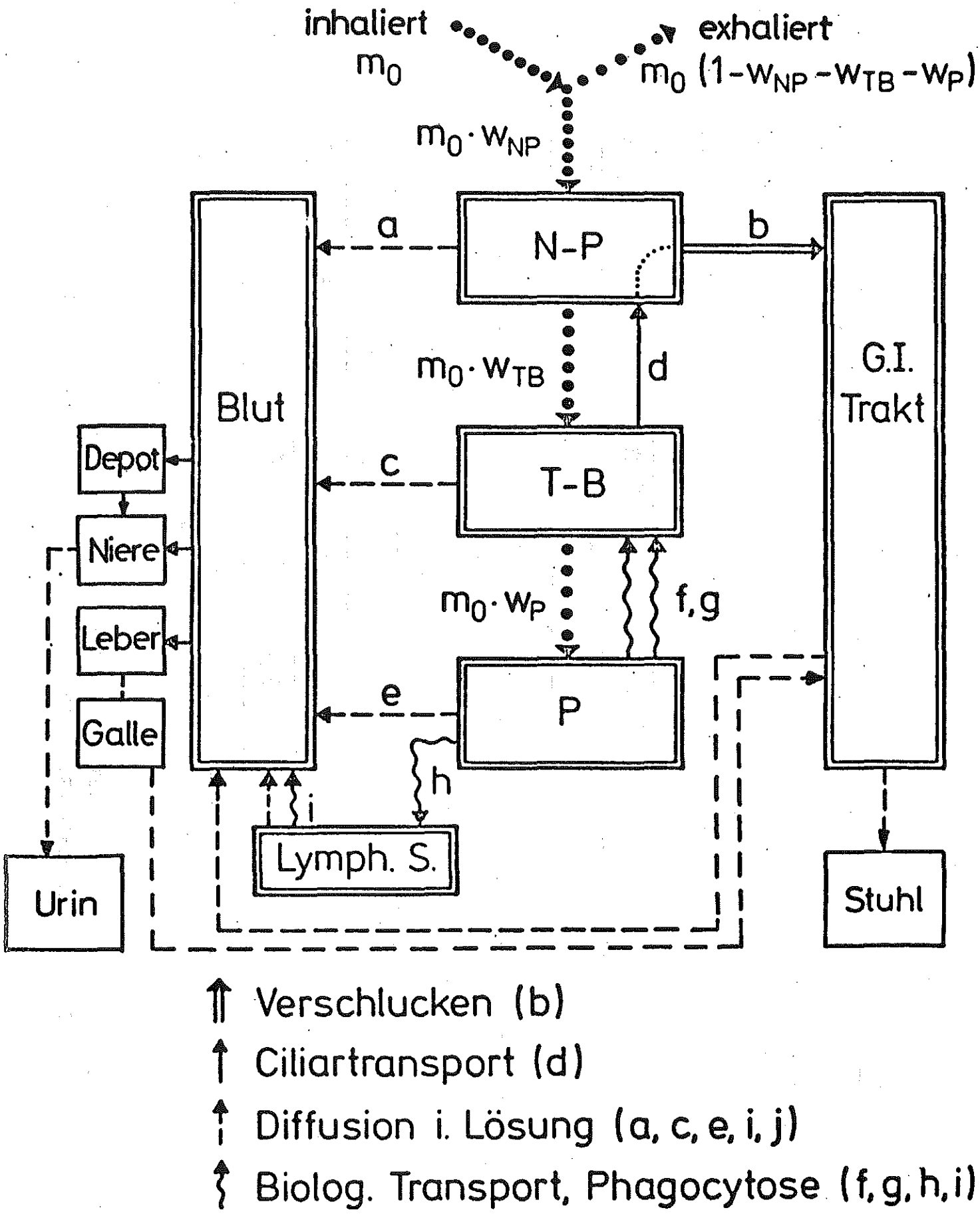


Abb. 1 Ablagerung und Transport eines inhalierten Aerosols im Körper (nach Jacobi [10])

Kompartiment	Transportweg	Verbindungsklasse D		W		Y	
		t_b	w	t_b	w	t_b	w
NP	a	0.01	0.5	0.01	0.1	0.01	0.01
	b	0.01	0.5	0.01	0.9	0.01	0.99
TB	c	0.01	0.95	0.01	0.5	0.01	0.01
	d	0.2	0.05	0.2	0.5	0.2	0.99
P	e	0.5	0.8	50	0.15	500	0.05
	f	-	-	1	0.4	1	0.4
	g	-	-	50	0.4	500	0.4
	h	0.5	0.2	50	0.05	500	0.15
Lymph.	i	0.5	1.0	100	1.0	1000	0.1

t_b = biologische Halbwertszeit in Tagen
w = Anteil der Ablagerung im Kompart.

D = leicht löslich
W = mässig löslich
Y = unlöslich

Abb. 2 Verteilung und Aufenthaltsdauer eines inhalierten Aerosols im Atemtrakt (NP = Naso-Pharyngial-Raum; TB = Tracheo-Bronchial-Raum; P = Pulmonalraum) (nach [9])

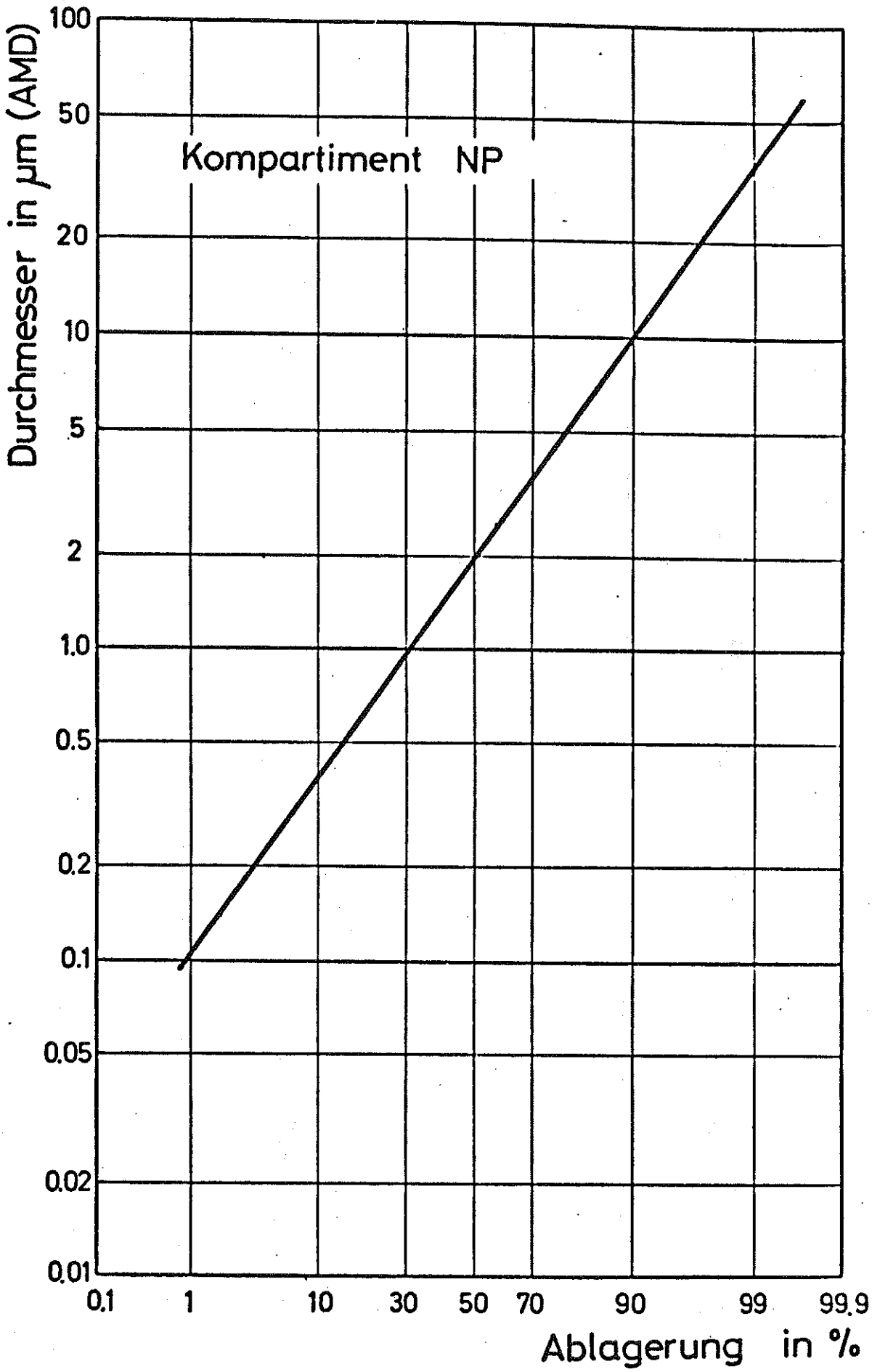


Abb. 3 Ablagerung eines inhalierten Aerosols im NP-Kompartiment in Abhängigkeit von der mittleren Korngrößenverteilung (aus [9])

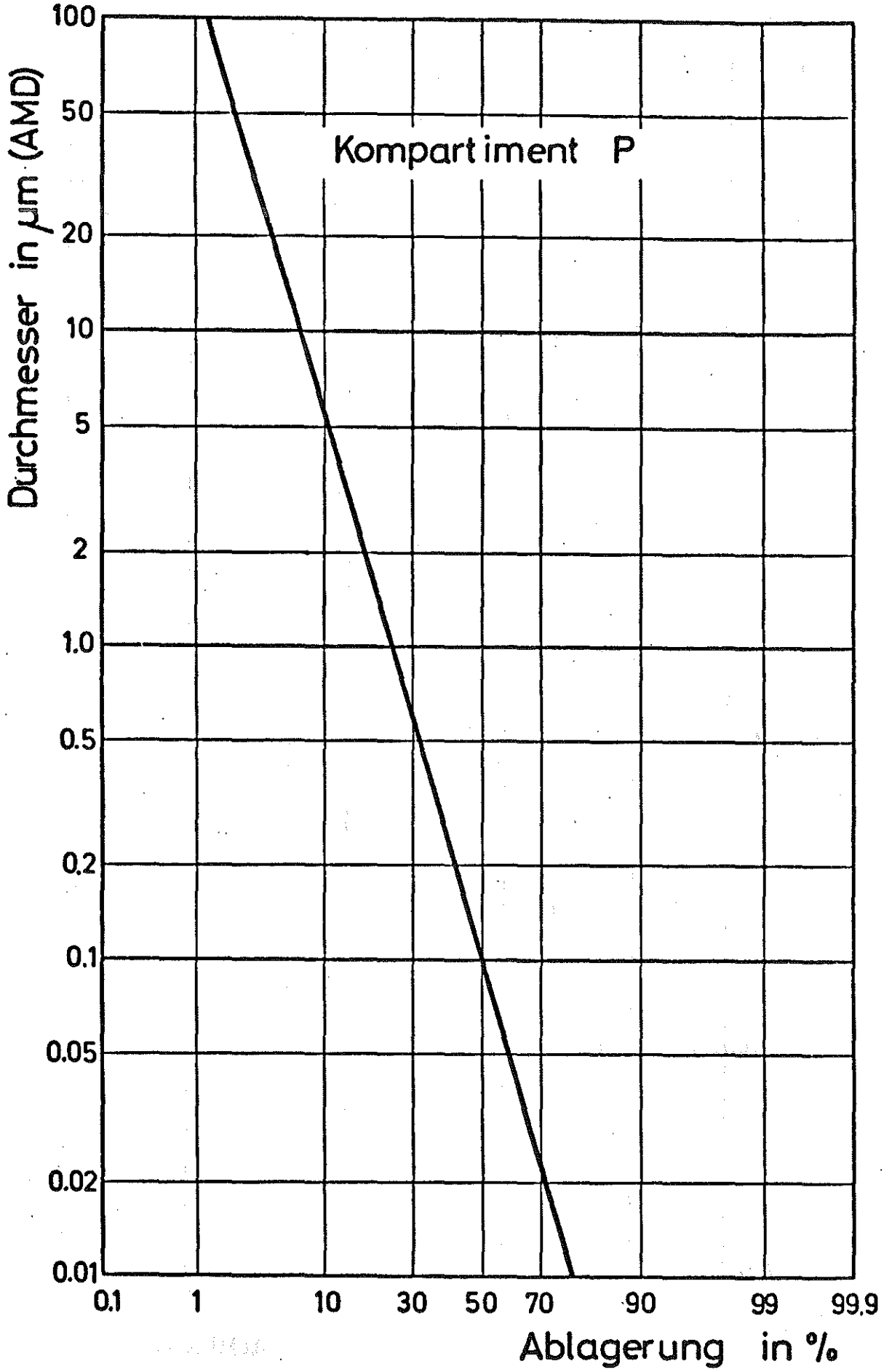


Abb. 4 Ablagerung eines inhalierten Aerosols im P-Kompartiment in Abhängigkeit von der mittleren Korngrößenverteilung (aus [9])

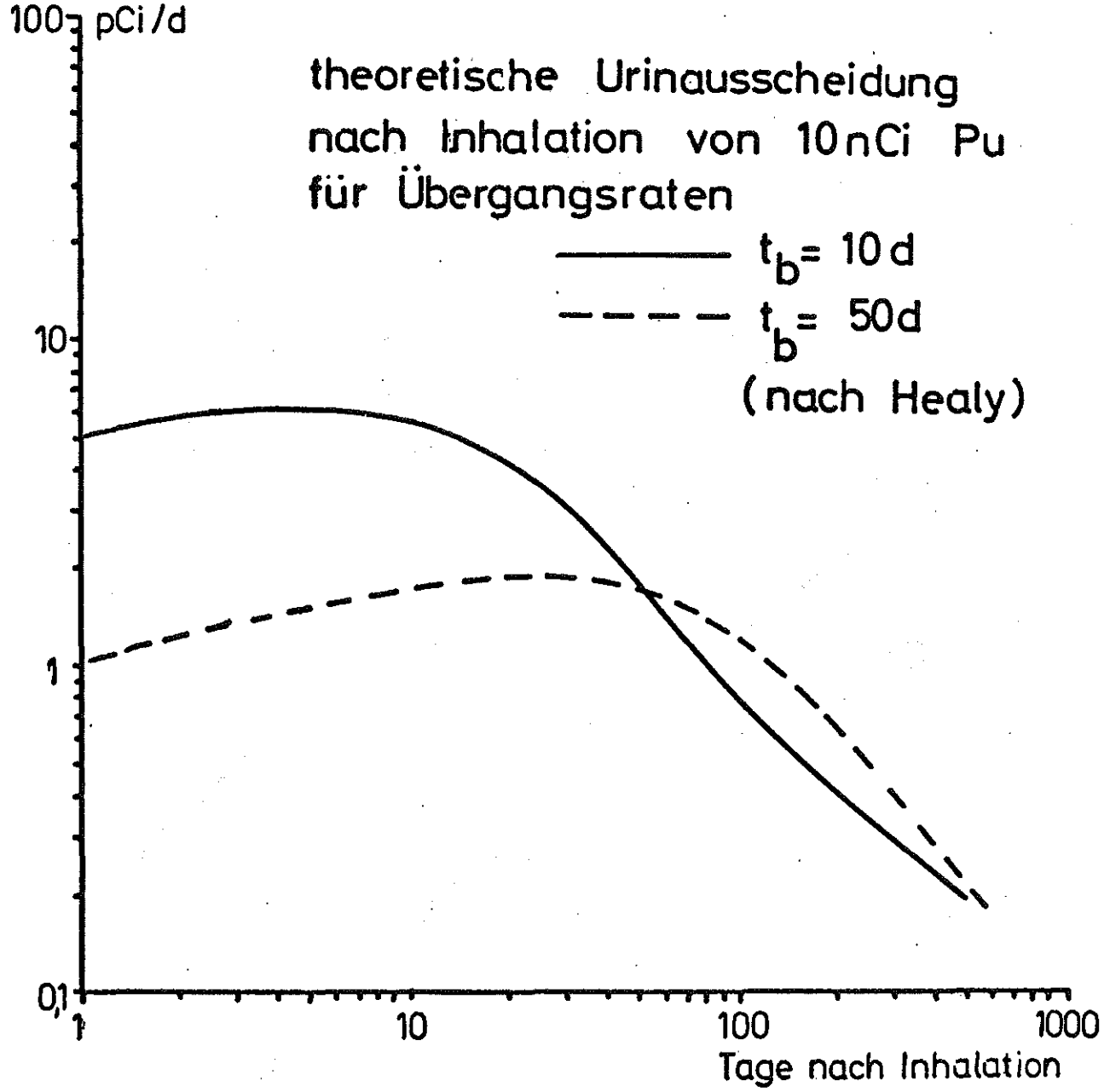


Abb. 5 Theoretische Urinausscheidung nach Inhalation von 1 nCi Pu-239 für zwei verschiedene Übergangsraten aus dem P-Kompartiment ins Blut, berechnet nach Healy [11]

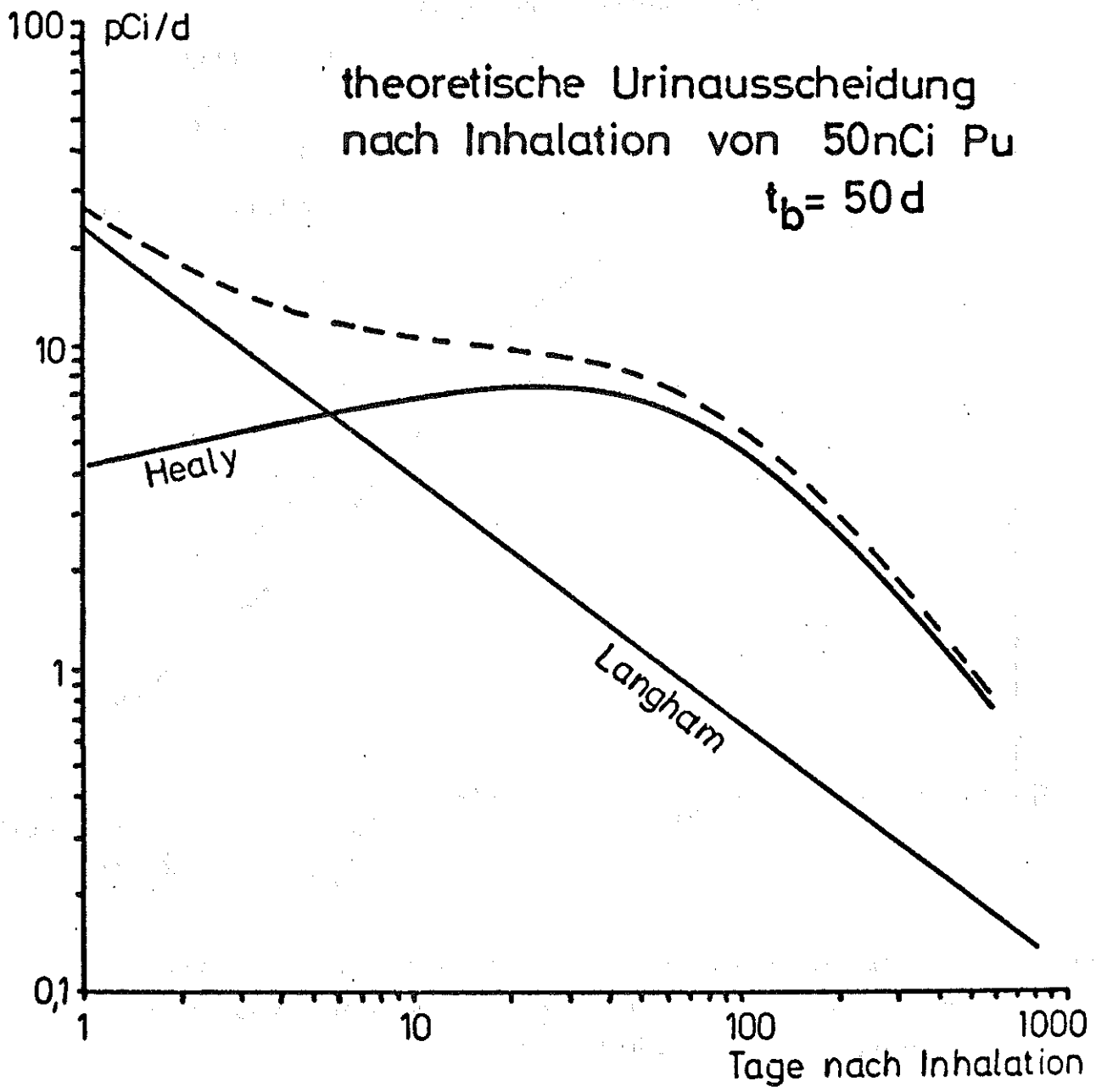


Abb. 6 Theoretische Urinausscheidung nach Inhalation von 50 nCi Pu-239 in Form einer mäßig löslichen Verbindung

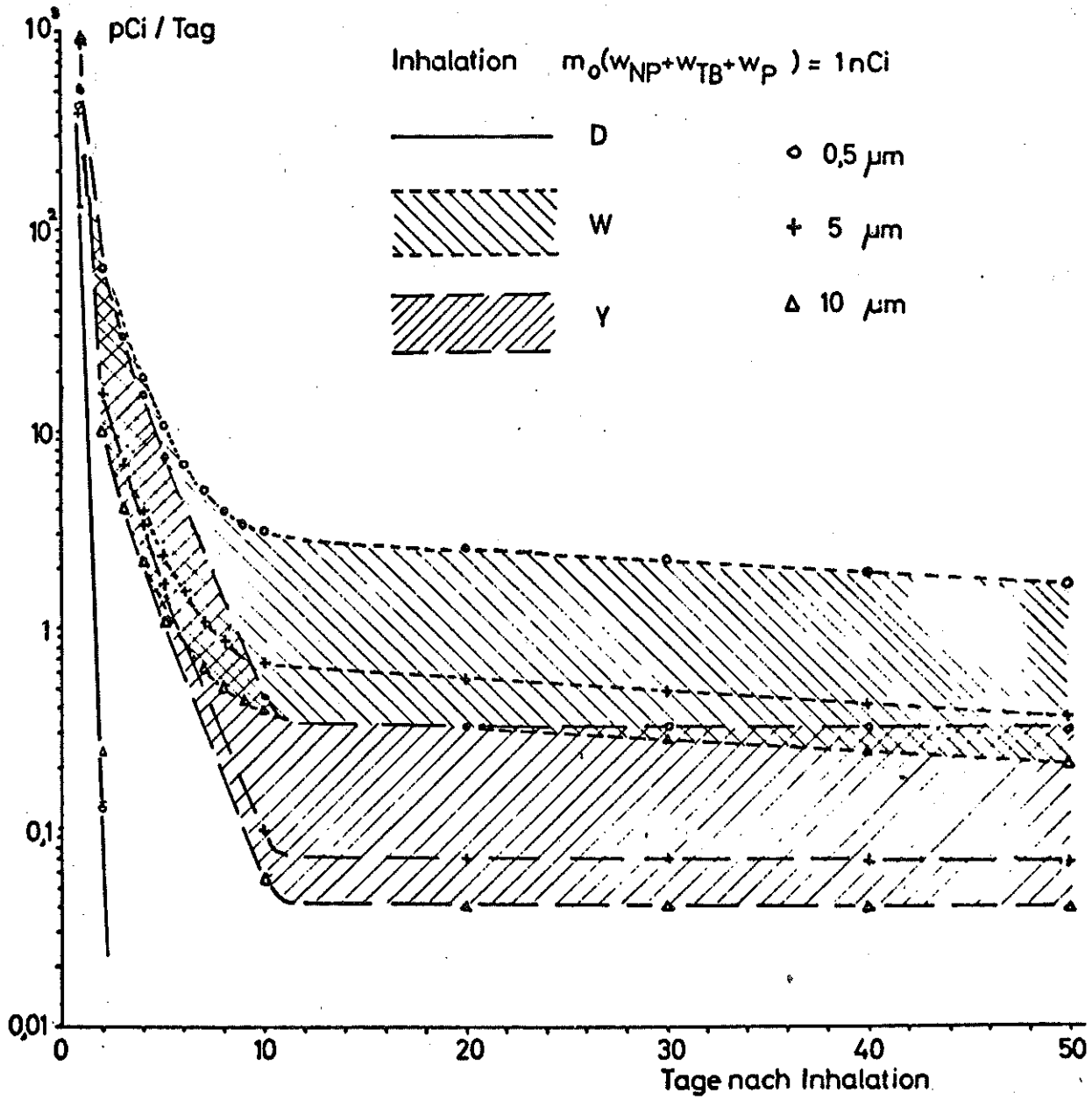


Abb. 7 Theoretische Ausscheidung eines inhalierten Aerosols im Stuhl für verschiedene Verbindungsklassen und Korngrößen

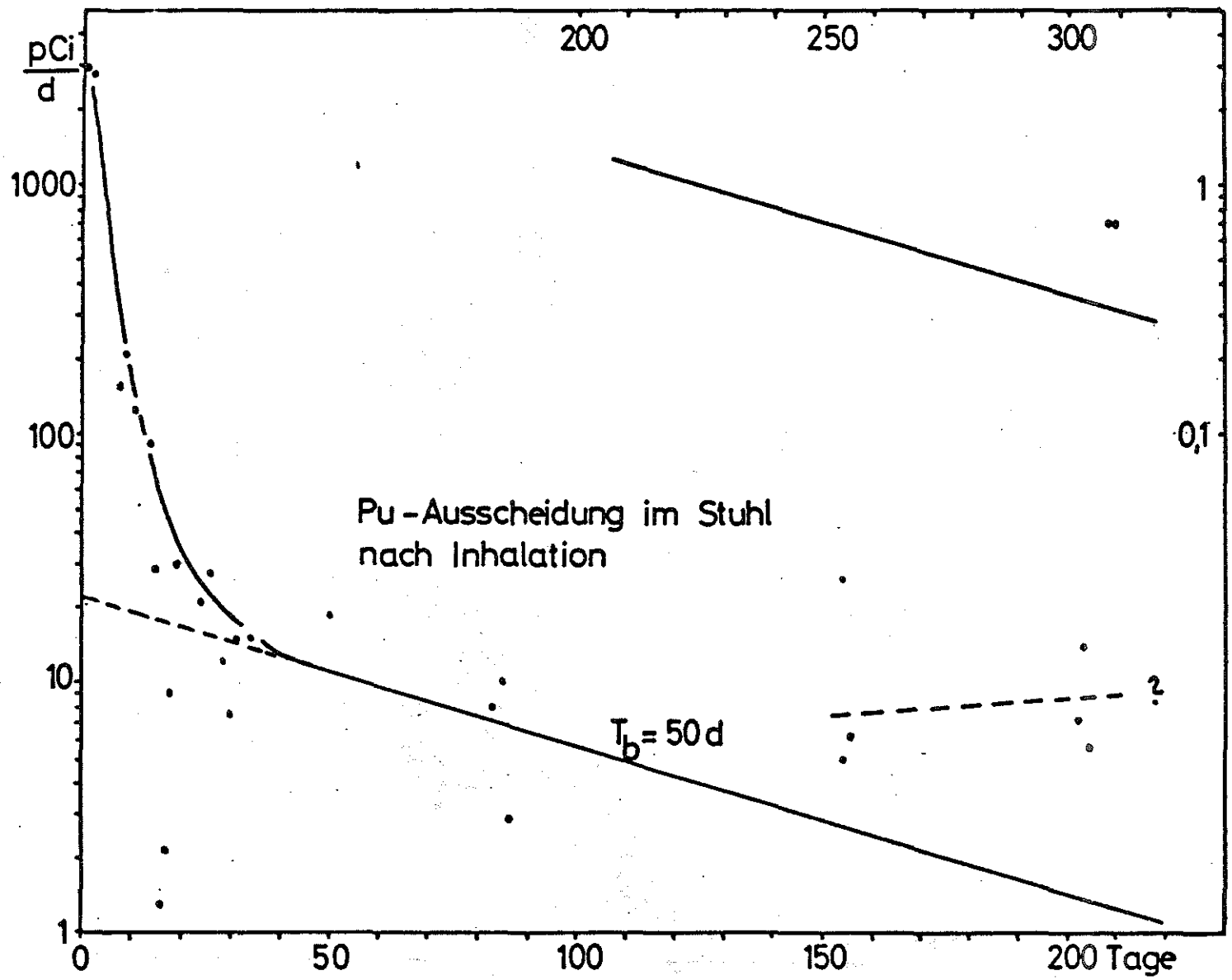


Abb. 8 Stuhlausscheidung im Fall einer Inhalation von Pu-239

K E R N F O R S C H U N G S A N L A G E J Ü L I C H
Gesellschaft mit beschränkter Haftung

Zentralabteilung Strahlenschutz

ZST-Bericht Nr. 198

Kurzzeit- und Langzeitausbreitungsfaktoren zur Berechnung der Umweltbelastung durch Abluftfahnen

K.J. Vogt, H. Geiß

Vortrag anläßlich der Jahrestagung 1974
des Fachverbandes für Strahlenschutz e.V.
unter Beteiligung
der Vereinigung Deutscher Strahlenschutzärzte e.V.
veranstaltet vom 23.-29. September 1974 in Helgoland

September 1974

Kurzfassung

In der Kernforschungsanlage Jülich werden Ausbreitungsversuche mit markierten Abluftfahnen durchgeführt, um die Ausbreitungsparameter σ_y und σ_z zu bestimmen, die für Umweltbelastungsberechnungen benötigt werden. Die Verteilung der bodennahen Konzentration wird mit ca. 100 Probenahmestationen für verschiedene Wetterlagen und verschiedene Emissionshöhen (50 m und 100 m) gemessen. Die Ergebnisse zeigen, daß die Maxima der bodennahen Konzentration im Vergleich zu den Pasquillschen Prognosen je nach Diffusionskategorie um einen Faktor 2 bis 5 näher an der Quelle liegen, wobei der Absolutwert der Konzentration im Maximum um etwa einen Faktor 2 unterschätzt wird. Diese Diskrepanz läßt sich daraus erklären, daß bei der Bestimmung der Diffusionskategorien nach den auf synoptischen Beobachtungen beruhenden Verfahren die unterschiedlichen Bodenrauhigkeiten nicht in Betracht gezogen werden. Dies führt dazu, daß bei gegenüber dem Vergleichsstandort höherer Bodenrauhigkeit in kleineren Quelldistanzen zu geringe, in größeren Entfernungen zu hohe Konzentrationen vorhergesagt werden.

Um die Ergebnisse von Ausbreitungsversuchen auch auf andere Standorte übertragen zu können, ist es notwendig, Bestimmungssysteme für die Diffusionskategorien auf der Basis von meteorologischen Größen zu entwickeln, die in direkter Korrelation mit den Parametern stehen, die den turbulenten Zustand der Ausbreitungsschicht (u.a. aufgrund der Bodenrauhigkeit) beschreiben.

In Jülich werden deshalb Statistiken erstellt, um den Zusammenhang der in Experimenten gemessenen Ausbreitungsparameter mit Vektorwindfahnenmessungen sowie Stabilitätsparametern wie z.B. der Richardsonzahl zu ermitteln. Ferner werden Untersuchungen zur Bestimmung von Rauhigkeitsparametern durchgeführt.

Die Ergebnisse dienen zur Berechnung der Umgebungsbelastung von Schadstoffemittenten. Die aus den Experimenten ermittelten Ausbreitungsparameter für Emissionen von etwa einstündiger Dauer bilden in Verbindung mit der lokalen 3-dimensionalen Statistik von Windrichtung, Windgeschwindigkeit und Diffusionskategorie die Grundlage zur Errechnung der Langzeitausbreitungsfaktoren für die verschiedenen Belastungspfade. Die Maxima dieser Verteilungen liegen noch etwas näher an der Quelle als bei den Kurzzeitverteilungsfaktoren. Als wichtigstes Resultat ergibt sich, daß die Höhe des Maximums der Langzeitverteilungskurve bei Verwendung der Pasquillschen Ausbreitungsparameter für Standorte mit einer Bodenrauhigkeit wie Jülich bei den üblichen Emissionshöhen um etwa den Faktor 5 gegenüber den sich aus den Jülicher Ausbreitungsexperimenten ergebenden Werten unterschätzt wird. Wenn die 3-dimensionale Häufigkeitsverteilung an einem Standort nicht gemessen wurde, kann man seine Langzeitausbreitungsfaktoren näherungsweise ermitteln, indem man ihn einer Basisstandortklasse zuordnet, für die die ausbreitungsklimatologischen Statistiken vorliegen, und den für diese berechneten (über alle Windrichtungen gemittelten) Verteilungsfunktionen die als bekannt vorauszusetzende Windrichtungsverteilung des speziellen Standortes überlagert.

1. Einleitung

Der Zusammenhang zwischen den in die Atmosphäre abgeleiteten Schadstoffmengen und den dadurch bewirkten Umweltbelastungen, der durch die Ausbreitungsrechnung beschrieben wird, hat im Zuge der verstärkten Umweltschutzaktivitäten der letzten Jahre erhöhte Aktualität gewonnen. Auf dem radiologischen Sektor wird der Ermittlung der Umweltbelastungen mit dem verstärkten Zubau von Kernkraftwerken in den kommenden Jahrzehnten eine noch größere Bedeutung zuzumessen sein. Die bei der Kernforschungsanlage Jülich durchgeführten Ausbreitungsuntersuchungen sollen dazu wesentliche experimentelle und theoretische Beiträge leisten.

Die Grundlagen der Ausbreitungstheorie stammen aus der 2. und 3. Dekade dieses Jahrhunderts. Sowohl die statistische Theorie (1) als auch die auf der Diffusionsgleichung beruhende K-Theorie(2,3) führen unter bestimmten Annahmen (isotrope Turbulenzbedingungen, konstante Ausbreitungsgeschwindigkeit und Reflexion der Abluftfahne am Boden) zur Beschreibung der Schadstoffverteilung in einer Abluftfahne durch eine Gaußverteilung der Form

$$\chi(x,y,z) = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_z u}\, e^{-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}} \left(e^{-\frac{(z-H)^2}{2\sigma_z^2}} + e^{-\frac{(z+H)^2}{2\sigma_z^2}}\right) \qquad (1)$$

Als meteorologischer Verteilungsfaktor ergibt sich daraus die als Kurzzeitausbreitungsfaktor bezeichnete, auf die Einheit der Quellstärke Q bezogenen bodennahe Konzentrationsverteilung unter der Ausbreitungsachse

$$\hat{\chi}(x,o,o) = \frac{\chi(x,o,o)u}{Q} = \frac{1}{\pi\sigma_y\sigma_z}\, e^{-\frac{H^2}{2\sigma_z^2}} \qquad (2)$$

Daraus erhält man durch azimutale Integration in einem Ausbreitungssektor von 30° den Mittelwert

$$\bar{\chi}(x) = \frac{12}{\sqrt{2\pi^3}\, x\sigma_z}\, e^{-\frac{H^2}{2\sigma_z^2}} \qquad (3)$$

Die Jülicher Messungen haben zum Ziel,

- die gaußförmige Verteilung in azimutaler (y) und vertikaler (z) Richtung experimentell zu verifizieren
- die Ausbreitungsparameter σ_y und σ_z als Funktion der Quelldistanz x unter den verschiedenen meteorologischen Bedingungen und bei verschiedenen Emissionshöhen H für den Standort Jülich zu messen
- mit Hilfe meteorologischer Statistiken Langzeitverteilungsfunktionen für den Standort Jülich herzuleiten
- die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere Standorte zu prüfen.

Die im folgenden mitgeteilten Ergebnisse werden zeigen, daß diese Untersuchungen trotz einer Vielzahl früherer Messungen an anderen Standorten (4-8) notwendig sind, weil die in der Literatur empfohlenen Ausbreitungsparameter bei einer Übertragung auf für die Bundesrepublik Deutschland typische Standorte im allgemeinen zu erheblichen Fehlern bei der Prognose der Umweltbelastung führen (9-11).

2. Ausbreitungsversuche mit markierten Abluftfahnen

Bei den Ausbreitungsexperimenten in Jülich wurde Kupfersulfat - durch Bestrahlung im Reaktor mit Cu 64 (Halbwertszeit 12.6 Stunden) markiert - am meteorologischen Turm in Emissionshöhen von 50 und 100 m als Aerosol aus einer Lösung freigesetzt. Die Emissionsdauer beträgt im allgemeinen eine Stunde. Als Aerosolgeneratoren wurden Systeme mit Ultraschallvernebler oder mit Zweistoffdüse verwendet. Messungen mit einem Aerosolspektrometer ergaben Partikelgrößen erheblich unter 5 µm, so daß mit Sedimentationsfehlern nicht zu rechnen ist. Die Verteilung der bodennahen Konzentration wird in einem Sektor von 115° zwischen Norden und Südosten gemessen (Abb. 1). Ein Netz von 100 stationären Probenahmestationen erstreckt sich bis in eine Entfernung von 11 km. Der Ausbreitungssektor umfaßt sowohl Waldgelände mit Laub- und Nadelhölzern als auch freies ebenes Gelände mit Acker- und Weideland. Die Probenahmestationen stehen zum Teil an Straßen und Feldwegen, zum Teil in Waldlichtungen und Schneisen.

Die batteriebetriebenen Filtergeräte werden vor Eintreffen der Abluftfahne über Funk eingeschaltet und nach dem Vorbeiziehen ausgeschaltet. Nach dem gleichen Prinzip sollen 30 tragbare Probenahmestationen betrieben werden, die nach ihrer Fertigstellung zur Meßbereichserweiterung oder zur Verdichtung des Meßnetzes bei extremen Wetterlagen dienen sollen.

Ein erfolgreicher Vorversuch wurde zur Messung der Vertikalverteilung der Konzentration in der Abluftfahne mit einem Hubschrauber unternommen, bei dem ähnlich aufgebaute Probenahmestationen an einem etwa 300 m langen Stahlseil zum Einsatz kamen. Bei diesen Experimenten wird die Meßdauer 20 Minuten betragen, so daß während jedes Ausbreitungsversuchs (1 h) zwei Vertikalverteilungsmessungen in verschiedenen Quelldistanzen möglich sind.

Detaillierte Angaben über die Versuchskonzeption und Instrumentierung sind früheren Publikationen zu entnehmen (11,13,18).

3. Diskussion der Meßergebnisse

Bisher wurden 44 Versuche durchgeführt, davon 28 in 50 m und 16 in 100 m Emissionshöhe. Bei einem Versuch wurden in 50 m Höhe zwei verschieden getracerte Aerosole (Cu 64, Ho 166) gleichzeitig emittiert, um die beiden Emissionsgeneratoren zu testen, mit denen Simultanemissionen in verschiedenen Höhen zur Untersuchung der Abhängigkeit der Ausbreitungsparameter von der Quellhöhe vorgesehen sind.
Die Ausbreitungsparameter σ_y und σ_z sowie die mittlere Ausbreitungsrichtung und die Größe Q/u werden durch Anpassung der Funktion Gl. (1) an die Meßwerte nach einer "Least square fit" - Methode mit der Rechenanlage IBM 370/68 der KFA ermittelt. Die Entfernungsabhängigkeit der Ausbreitungsparameter läßt sich in Anlehnung an die Arbeiten anderer Autoren (14,15) durch einen Potenzansatz beschreiben:

$$\sigma_y(x) = p_y \; x^{q_y} \qquad (4)$$

$$\sigma_z(x) = p_z \; x^{q_z} \qquad (5)$$

Die vier Ausbreitungskoeffizienten p_y, q_y, p_z und q_z hängen vom turbulenten Zustand in der Ausbreitungsschicht ab. Tab. 1 gibt einen Überblick über die bisher ausgewerteten Versuche. Angegeben werden Versuchsnummer, Emissionshöhe, Diffusionskategorie (nach drei alternativen Bestimmungssystemen ermittelt (12), die 4 Ausbreitungskoeffizienten (p_y, q_y, p_z, q_z) sowie die horizontalen und vertikalen Windrichtungsfluktuationen (σ_A, σ_E). In Tab.2 sind für 50 m Emissionshöhe Mittelwerte der Ausbreitungskoeffizienten für die Diffusionskategorien B, C und D aufgeführt. Die Diffusionskategorien E und F sind bisher nur durch Einzelversuche belegt, so daß die Ergebnisse als vorläufig zu betrachten sind. Die Quelldistanzabhängigkeit der Ausbreitungsparameter σ_y und σ_z ist in Abb. 2 a,b dargestellt. Während der vertikale Ausbreitungsparameter σ_z die erwartete Abhängigkeit von der Stabilität der Schichtung zeigt, ergeben sich für den azimutalen Ausbreitungsparameter bei den stabilen Diffusionskategorien überraschend hohe Werte, die sich aus einer geringen Stabilität der Windrichtung bzw. erheblichen vertikalen Windschwankungen erklären lassen. Weitere Versuche sollen klären, ob es sich dabei um typisches Verhalten handelt.

Unter der üblichen Voraussetzung, daß die σ-Werte nicht stark von der Emissionshöhe abhängen, kann man mit den Ausbreitungsparametern für 50 m Emissionshöhe auch die Kurzzeitausbreitungsfaktoren für andere Emissionshöhen berechnen. Die Ausbreitungsfaktoren für die Diffusionskategorie D sind in Abb. 3 für Emissionshöhen bis 300 m veranschaulicht. Abb. 4 zeigt(unten) den Jülicher Messungen entsprechende Kurzzeitausbreitungsfaktoren bei 50 m Emissionshöhe für die verschiedenen Diffusionskategorien. Ein Vergleich mit den Pasquillschen Kurven (oben) zeigt, daß die Maxima der Jülicher Verteilungen erheblich näher an die Quelle heranrücken und die Maximalwerte z.T. etwas größer ausfallen als bei den Pasquillschen Vergleichskurven.(Der Vergleich mit dem Pasquillschen System wurde geführt, weil dieses in der Praxis am häufigsten angewendet wird. Ein Vergleich mit Verteilungen nach Turner oder Klug, deren Systeme ebenfalls auf synoptische Beobachtungen zurückgehen, würde zu ähnlichen Ergebnissen führen (10)). Diese Diskrepanz, die qualitiv durch die

Auswertungen unserer Windfluktuationsmessungen und auch durch Ausbreitungsversuche der GfK Karlsruhe (21) bestätigt wird, kann auf die unterschiedliche Bodenrauhigkeit der Standorte zurückgeführt werden. Während die Pasquillschen Daten über Gelände mit geringer Bodenrauhigkeit gewonnen wurden, ist die Umgebung der KFA durch Bebauung und Bewuchs (Wald) stark gegliedert. Größere Rauhigkeit bedeutet aber größere mechanische Turbulenz und schnellere Verdünnung. Mathematisch drückt sich dies in einer Vergrößerung der Parameter σ_y und σ_z aus. Mit den Pasquillschen Ausbreitungsparametern werden daher bei einem Standort mit höherer Rauhigkeit in kleineren Quelldistanzen niedrigere, in größeren Quelldistanzen größere Werte der Konzentration vorausgesagt als bei Standorten mit niedriger Rauhigkeit. Man mißt also bei Standorten mit höherer Rauhigkeit Parameter, die denen einer labileren Diffusionskategorie nach dem Pasquillschen System entsprechen. Aus diesen Ergebnissen der Ausbreitungsexperimente lassen sich als Voraussetzung für die Übertragbarkeit der Meßergebnisse auf andere Standorte, wie in Kap. 4 näher ausgeführt, folgende Forderungen ableiten:

- das Pasquillsche (oder jedes daraus abgeleitete)System der Diffusionskategorien muß durch ein System von Ausbreitungstypen ersetzt werden, dessen Bestimmungsgrößen die Bodenrauhigkeit berücksichtigen
- die Pasquillschen Parameter müssen durch Asubreitungsparameter ersetzt werden, die bei Wetterlagen gemessen wurden, die durch die so definierten Ausbreitungstypen gekennzeichnet sind.

4. Diffusionskategorien und Ausbreitungstypen

Historisch kann die Definition von Diffusionskategorien auf die Beobachtung von Rauchfahnen zurückgeführt werden (16). Ein Versuch, die bei unterschiedlicher thermischer Schichtung der Atmosphäre vorliegenden Rauchfahnenformen nach quantifizierbaren meteorologischen Kriterien zu klassifizieren, wurde von Pasquill (4) entwickelt, der die Diffusionskategorien aus den synoptischen Beobachtungen von Tageszeit (Tag oder Nacht), Bedeckungsgrad und Windgeschwindigkeit ermittelt. Turner (17) verfeinerte das System durch Einführung der Sonnenhöhe. Ein ähnliches

System, das ebenfalls auf den synoptischen Beobachtungen beruht, wurde von Klug (18) vorgeschlagen. Ein Verfahren, die Turbulenz durch die Schwankungen der Windrichtung zu beschreiben, wurde von Singer und Smith (19) angegeben, die Windrichtungsanemogramme zur Identifikation von Ausbreitungstypen heranziehen. Die von Mc Elroy zur Interpretation der St. Louis-Versuche eingeführten Ausbreitungsklassen verwenden die azimutale Windrichtungsfluktuation als Maß für die horizontale und die Richardsonzahl als Maß für die vertikale Turbulenzkomponente (8). In Jülich wurden bisher drei alternative Klassifizierungssysteme angewendet, die die Windgeschwindigkeit mit synoptischen Beobachtungen bzw. Strahlungsbilanz oder Temperaturgradient koppeln (12).

Allen Verfahren gemeinsam ist das Fehlen eines Parameters, der den Anteil der mechanischen Turbulenz aufgrund der Bodenrauhigkeit direkt beschreibt. Die synoptischen Daten sind völlig unabhängig von der Oberflächenbeschaffenheit in der Umgebung der Quelle. Wieweit die auf Temperaturgradient- oder Windprofilmessungen beruhenden Systeme die Bodenrauhigkeit exakt erfassen, bedarf der Untersuchung. Ebenso wäre zu prüfen, ob die Rauhigkeitslänge z_o, die bei Windprofilmessungen als die Höhe eingeführt ist, in der die Windgeschwindigkeit bei adiabatischer Schichtung null wird, als Maß für die durch die Bodenrauhigkeit bedingte Turbulenzverstärkung bzw. für die Korrektur der synoptischen Bestimmungsverfahren der Diffusionskategorien verwendbar ist.
Unter Voraussetzung des Hay-Pasquillschen Prinzips (20), das insoweit von unseren Messungen gestützt wird, sind die Winrichtungsfluktuationen (σ_A,σ_E) mit den Ausbreitungsparametern korreliert und bieten somit - zumindest bei homogener Bodenrauhigkeit eine Möglichkeit, Ausbreitungstypen zu klassifizieren, die eindeutig mit dem zugehörigen System von Ausbreitungsparametern verbunden, d.h. mit diesem zusammen auf andere Standorte übertragbar sind. Da Fluktuationsmessungen relativ aufwendig sind, liegt die Frage nahe, ob sie bei der Bestimmung von Ausbreitungstypen durch Messungen anderer meteorologischen Größen wie des Temperaturgradienten, des Windprofils oder der Richardsonzahl zu ersetzen sind. In Jülich wurden daher sechsjährige Messungen

der Stundenmittel der horizontalen und vertikalen Fluktuationen in 50 m Höhe sowie des Temperaturgradienten ΔT zwischen 20 und 120 m ausgewertet. Die in Abb. 5 dargestellten Ergebnisse weisen im allgemeinen einen mittleren Fehler des Mittelwertes unter fünf Prozent und einen mittleren Fehler der Einzelwerte unter 20 Prozent auf, so daß eine große statistische Sicherheit gegeben ist. Die Abhängigkeit der Fluktuationen vom Temperaturgradienten läßt sich mit einem Korrelationskoeffizienten $r > 0{,}98$ durch die Beziehung

$$\sigma_i = \frac{a_i}{\Delta T + b_i} \qquad (i = A,E) \qquad (6)$$

darstellen, wobei sich als Konstanten die Werte $a_A = 27{,}87$, $b_A = 3{,}65$, $a_E = 17{,}27$, $b_E = 3{,}00$ ergeben. Die Messungen belegen wiederum, daß die thermische Schichtung stark von der Turbulenz bestimmt ist. Es läßt sich folgern, daß zumindest im langfristigen Mittel - mit größerer Unsicherheit auch im Einzelfall - mit der thermischen Schichtung, d.h. dem Temperaturgradienten allein, Ausbreitungstypen definiert werden können, die den Einfluß der Bodenrauhigkeit beinhalten. Diese Aussage steht im Widerspruch zu den Bestimmungsverfahren in der Nachfolge von Pasquill, die außerdem noch die Windgeschwindigkeit als zweiten Eingangsparameter benötigen, und bedarf daher noch weiterer Diskussion.

Zur Prüfung der Brauchbarkeit der Richardsonzahl zur Bestimmung der Ausbreitungstypen wurden seit mehr als einem Jahr Windprofile, gemessen in acht Höhen zwischen 2 und 120 m, ausgewertet und Stundenmittel der Richardsonzahl für diesen Zeitraum bestimmt. Ihre Korrelationen mit den Windrichtungsfluktuationen und anderen meteorologischen Größen sollen demnächst untersucht werden.

Zur Bestimmung des Einflusses lokaler Unterschiede der Bodenrauhigkeit auf das Ausbreitungsverhalten wurde in Jülich ein weiterer meteorologischer Turm von 20 m Höhe in waldfreiem Gelände mit sehr niedrigem Bewuchs errichtet. Es ist geplant, die dort ermittelten Windprofile, die durch Fluktuationsmessungen mit modernen Hitzdrahtanemometern ergänzt werden sollen, mit

den entsprechenden Messungen an dem in einer Waldlichtung errichteten 120 m hohen meteorologischen Turm zu vergleichen. In fernerer Zukunft ist an den Einsatz eines transportablen Turmes gedacht, mit dem jeder Bereich des Ausbreitungssektors erreichbar ist.

5. Langzeitausbreitungsfaktoren

Bei längerer Emissionsdauer ergibt sich die Umweltbelastung aus einer Überlagerung der unter jeweils konstanten meteorologischen Bedingungen emittierten Kurzzeitbeiträge. Bei quasi-kontinuierlicher Emission, wie man sie für viele Quellen (z.B. Kernkraftwerke) voraussetzen kann, lassen sich mit Hilfe der am Standort gemessenen dreidimensionalen Häufigkeitsverteilung p_{ijk} (der Windrichtungen i, Diffusionskategorien j und Windgeschwindigkeiten k) Langzeitverteilungsfaktoren

$$\bar{\chi}_i(x) = \sum_{jk} p_{ijk} \frac{12}{\sqrt{2\pi}^3 x \sigma_{zj} u_{jk}} e^{-\frac{H^2}{2\sigma_z^2}} \qquad (7)$$

in den zwölf 30°-Sektoren der Windrose berechnen, die der auf die Einheit der Emissionsstärke bezogenen azimutal gemittelten Schadstoffkonzentration der bodennahen Luft in der Quelldistanz x entsprechen.

Durch Multiplikation des Langzeitausbreitungsfaktors mit der jährlichen Emissionsmenge und mit dem Dosisfaktor, der vom Radionuklid, den biologischen Charakteristika und Konsumgewohnheiten der betrachteten Bevölkerungsgruppe, dem betroffenen Referenzorgan und dem Belastungspfad abhängt, läßt sich die Strahlenbelastung der in der Umgebung des Emittenten exponierten Personen berechnen (10,12).
Das trifft zunächst nur zu für die Belastungspfade Inhalation kontamierter Atemluft, äußere ß-Strahlung aus der Abluftfahne (ß-Submersion) und Ingestion von durch trockene Ablagerungen (Fallout) kontaminierten Nahrungsmitteln. Für die äußere γ-Strahlung aus der Abluftfahne (γ-Submersion) und für die washout-bedingte Ingestionsbelastung über die Nahrungskette gelten prinzipiell andere Verteilungsfunktionen. Man kann

jedoch zeigen, daß diese in größeren Entfernungen von der Quelle näherungsweise die gleiche Quelldistanzabhängigkeit annehmen wie der nach Gl. (7) für die Inhalationsbelastung abgeleitete Langzeitverteilungsfaktor.(Das gilt für die γ-Submersionsverteilung etwa ab der Quelldistanz des bodennahen Konzentrationsmaximums, weil von dieser Entfernung an die Konzentration in der Abluftfahne nicht mehr wesentlich von der Konzentration am bodennahen Aufpunkt abweicht, und für die Washoutverteilung ab einer etwas größeren Entfernung, von der an wegen der Begrenzung der vertikalen Ausbreitung nach Erreichen der Mischungshöhe (16,10) die bodennahe Konzentration ebenso wie die Washoutverteilung näherungsweise umgekehrt proportional der Quelldistanz wird*).

Der demgemäß (mit gewissen Einschränkungen) für die wichtigsten Belastungspfade verwendbare Langzeitausbreitungsfaktor nach Gl. (7) wurde mit der über 5 Jahre nach einer 12-teiligen Windrose gemessenen ausbreitungsklimatologischen Statistik (p_{ijk}) für den Standort Jülich berechnet. Abb. 6 stellt den Langzeitausbreitungsfaktor in dem in der Hauptausbreitungsrichtung gelegenen 30°-Sektor dar, der deutliche Unterschiede gegenüber dem früher verwendeten, mit den Pasquillschen Ausbreitungsparametern unter Verwendung der gleichen meteorologischen Statistik berechneten Ausbreitungsfaktor (Abb.7) aufweist. Bei Verwendung der Pasquillschen Ausbreitungsparameter am Standort Jülich fällt das Maximum in unrealistisch große Entfernungen, so daß die Umweltbelastungen im Nahbereich unterschätzt, bei größeren Quelldistanzen jedoch überschätzt werden.

Es ergibt sich das erstaunliche Ergebnis (Tab. 5), das die Maxima der Jülicher Langzeitausbreitungsfaktoren um den Faktor 3,7 bis 6,2 (je nach der Emissionshöhe) größer ausfallen als die Maxima nach Pasquill, obwohl die Jülicher Maxima bei den Einzelwetterlagen nach Tab. 3 höchstens (bei Diffusionskategorie D) um den Faktor 1,8 über den Pasquillschen Höchstwerten liegen. Diese verstärkte Auswirkung der Jülicher Ausbreitungsparameter auf die Maxima der Langzeitverteilungsfaktoren ergeben sich nach den folgenden Gleichungen für die Lage und Höhe

---

* Der Einfluß der Begrenzung der vertikalen Ausbreitung auf den Langzeitverteilungsfaktor wurde in dieser Arbeit nicht berücksichtigt.

der Maxima bei axialer Verteilung

$$\text{Lage:} \quad x_{max} = \left(\frac{q_z}{q_y+q_z} \; \frac{H^2}{p_z^2}\right)^{\frac{1}{2q_z}} \tag{8}$$

$$\text{Höhe:} \quad \hat{\chi}_{max} = \frac{1}{\pi p_q p_z x_{max}^{q_z}} \, e^{-\frac{H^2}{2p_z^2 x_{max}^{2q_z}}} \tag{9}$$

und für den Sektorenmittelwert

$$\text{Lage:} \quad \bar{x}_{max} = \left(\frac{q_z}{1+q_z} \; \frac{H^2}{p_z^2}\right)^{\frac{1}{2q_z}} \tag{10}$$

$$\text{Höhe:} \quad \bar{\chi}_{max} = \frac{12}{2\pi^3 \, p_z \bar{x}_{max}^{1+q_z}} \, e^{-\frac{H^2}{2p_z^2 \bar{x}_{max}^{2q_z}}} \tag{11}$$

aus dem Einfluß der Quelldistanz auf die Höhe des über den 30°-Sektor gemittelten Ausbreitungsfaktors. (Die Entfernung des axialen Maximums bei Diffusionskategorie D, die wegen ihrer Häufigkeit für das Maximum des Langzeitausbreitungsfaktors maßgeblich ist, liegt nach den Jülicher Messungen um den Faktor 4,2 näher an der Quelle als bei Pasquill. Wegen $q_y < 1$ fällt das Maximum des Sektormittelwertes sogar in noch größere Quellnähe.

6. Basis- und Bereichsstandortklassen

Abschließend soll diskutiert werden, wie verfahren werden kann, wenn für einen Standort keine ausbreitungsklimatologische Statistik vorliegt. Wie an anderer Stelle (22) ausführlich dargestellt und mit Rechnungen unter Verwendung der 3-dimensionalen

meteorologischen Statistiken* von 25 Stationen des Deutschen Wetterdienstes (23) belegt, unterscheiden sich die über alle Windrichtungen summierten Langzeitausbreitungsfaktoren an verschiedenen Standorten in der Bundesrepublik Deutschland nur relativ geringfügig. Es besteht aber nach Abb. 8 ein signifikanter Unterschied zwischen den für Nord- und Süddeutschland gemittelten Langzeitausbreitungsfaktoren, der es empfehlenswert erscheinen läßt, zwei Basisstandortklassen (Nord und Süd) zu unterscheiden. Die mittlere Abweichung der für die Einzelstandorte berechneten Werte von den Langzeitausbreitungsfaktoren der Basisstandortklassen beträgt weniger als 20 % (24). Obwohl die Verteilung der Diffusionskategorien und Windgeschwindigkeiten von der Windrichtung nicht unabhängig ist, läßt sich zeigen, daß eine Multiplikation des integrierten Langzeitverteilungsfaktors mit der entkoppelten Windrichtungshäufigkeit in den einzelnen Sektoren das Ausbreitungsverhalten ausreichend genau beschreibt.

Wenn auch die Windrichtungsverteilung an einem Standort unbekannt ist bzw. bei zukünftig zu errichtenden Emittenten der Standort noch nicht genau festgelegt werden kann, lassen sich grobe Informationen über die zu erwartende Umweltbelastung durch Verwendung der Langzeitausbreitungsfaktoren von regionalen Bereichsstandortklassen gewinnen. Eine Sichtung der Windrichtungsverteilungen von 146 Stationen des Deutschen Wetterdienstes (25) hat ergeben, daß sich die Bundesrepublik Deutschland inclusive Berlin gemäß Abb. 9 in 9 Bereichsstandortklassen einteilen läßt, die durch näherungsweise gleiche Windrichtungsverteilungen charakterisiert sind. Die Anwendung der für diese berechneten Langzeitausbreitungsfaktoren läßt natürlich lokale orographische Einflüsse unberücksichtigt. Die Bereichsstandortklassen 1-5 gehören zur Basisstandortklasse Nord, die Bereichsstandortklassen 6-9 zur Basisstandortklasse Süd. Abb. 10 zeigt als Beispiel

*Diese Statistiken enthalten u.a. Häufigkeitsverteilungen der nach Klug (1) definierten Ausbreitungsklassen. Da diese sich an den synoptischen Beobachtungen orientieren und somit die Bodenrauhigkeit nicht berücksichtigen, wurde zur Kompensation der über rauherem Gelände infolge verstärkter Turbulenz zu erwartenden schnelleren Verdünnung mangels der noch nicht vorliegenden Jülicher Ausbreitungsparameter mit den von Fortak modifizierten McElroyschen Werte (8) gerechnet, die über der Stadt St. Louis gemessen wurden und damit eine höhere Bodenrauhigkeit repräsentieren.

die Isoplethen des Langzeitausbreitungsfaktors für die Bereichsstandortklasse 3.

7. Zusammenfassung

Zusammenfassend läßt sich feststellen, daß die Jülicher Ausbreitungsexperimente eine beträchtliche Abweichung der für die Berechnung der Umweltbelastung grundlegenden Langzeitausbreitungsfaktoren von den bisher verwendeten mit den Paquillschen Ausbreitungsparametern berechneten Werten ergeben. Obwohl daraus nur für den Nahbereich eine höhere potentielle Umweltbelastung der kritischen Bevölkerungsgruppe resultiert, während sich für Quelldistanzen in der Größenordnung von Kilometern, d.h. z.B. bei der Berechnung der Kollektivdosis der Bevölkerung im regionalen Bereich geringere Werte ergeben, ist zu prüfen, welche Konsequenzen daraus künftig für die zulässigen Emissionsmengen von Schadstoffemittenten zu ziehen sind. Es ist evident, daß solche Folgerungen nicht nur für kerntechnische Emittenten gelten, sondern sich entsprechende Konsequenzen auch für die konventionelle Schadstoffreisetzung ergeben, wobei je nachdem, ob akute oder kumulative Schadstoffwirkungen zu erwarten sind, von den Kurzzeit- bzw. Langzeitausbreitungsfaktoren auszugehen ist.

Eine wichtige Frage, die in den kommenden Jahren noch genauer studiert werden muß, ist die Übertragbarkeit der Diffusionskatekorien und Ausbreitungsparameter vom Standort, an dem die Ausbreitungsexperimente durchgeführt wurden, zum Standort eines Emittenten. Hierzu kann heute nur gesagt werden, daß die Übertragbarkeit gewährleistet ist, wenn die Ausbreitungseigenschaften durch die zu ihrer Beschreibung herangezogenen Ausbreitungstypen eindeutig definiert werden, d.h. u.a. der Einfluß der Bodenrauhigkeit berücksichtigt wird. Eine Verwendung der aufgrund synoptischer Beobachtungen bestimmten Diffusionskategorien ist nur möglich, wenn eine Korrektur hinsichtlich der Bodenrauhigkeit eingeführt werden kann. Schon jetzt kann jedoch festgestellt werden, daß bei den für Mitteleuropa typischen Standortklassen im allgemeinen größere Bodenrauhigkeiten als etwa bei den den Pasquillschen Ausbreitungsparametern zugrundeliegenden Prairie Grass Experimenten vorliegen und daß die in Jülich gemessenen Ausbreitungsparameter als einigermaßen repräsentativ für die realen Standortbedingungen in der Bundesrepublik Deutschland gelten können.

Literatur

(1) TAYLOR, G.I., Eddy motion in the atmosphere, Phil.Trans. Roy. Soc. A 215 (1915) 1.

(2) TAYLOR, G.I., Diffusion by continuous movements, Proc. London Math. Soc. 20 (1920) 196.

(3) ROBERTS, O.F.T., The theoretical scattering of smoke in a turbulent atmosphere, Proc. Roy. Soc. (London) 104 A (1923) 640.

(4) PASQUILL, F., The estimation of the dispersion of wind-borne material, Met.Mag. 90 (1961) 33.

(5) GIFFORD, F.A., Jr., Atmospheric dispersion, Nucl. Safety 1, (1960) 56-68.

(6) BARAD, M.L., HAUGEN, D.A., Eds., Project Prairie Grass, Geophysical Research Paper No. 59, Air Force Cambridge Research Center (1958/59).

(7) SINGER, I.A., SMITH, M.E., Atmospheric dispersion at Brookhaven National Laboratory, Air & Wat. Pollut. Inst. J. 10 (1966) 125

(8) Mc Elroy, J.L., A comparative study of urban and rural dispersion, J. Appl. Met. 8 (1969) 19.

(9) BRENK, D., Grundlagen zur Berechnung der Umweltbelastung in der Umgebung kerntechnischer Anlagen für Standorte in der BRD, Diplomarbeit, TH Aachen (1973).

(10) VOGT, K.J., Dispersion of airborne radioactivity released from nuclear installations and population exposure in the local and regional environment, IAEA-SM-181/39 (1973).

(11) VOGT, K.J., et al., Untersuchungen zur Ausbreitung von Abluftfahnen in der Atmosphäre, JÜL-998-ST (1973).

(12) VOGT, K.J., Umweltkontamination und Strahlenbelastung durch radioaktive Abluft aus kerntechnischen Anlagen, JÜL-637-ST (1970).

(13) VOGT, K.J., et al., Ausbreitung und Ablagerung, Jahresbericht Juli 1970 - Juni 1971, JÜL-807-ST (1971).

(14) CRAMER, H.E., A brief survey of the meteorological aspects of atmospheric pollution, Bull. Am. Met. Soc. 40 (1959) 165.

(15) KLUG, W., Ein Verfahren zur Bestimmung der Ausbreitungsbedingungen aus synoptischen Beobachtungen, Staub 29 (1969) 143.

(16) SLADE, D.H., Ed., Meteorology and Atomic Energy 1968, TID-24190 (1968).

(17) TURNER, D.B., A diffusion model for an urban area, J. Appl. Met. 3 (1964) 83.

(18) VOGT, K.J., et al., Ausbreitung von Schadstoffen in der Atmosphäre und Umweltbelastung, in: JÜL-1101-ST (1974) 172-203.

(19) SINGER, I.A., SMITH, M.E., Atmospheric dispersion at Brookhaven National Laboratory, Air & Wat. Pollut. Inst. J. 10 (1966) 125.

(20) HAY, J.S., PASQUILL, F., Diffusion from a continuous source in relation to the spectrum and scale of turbulence, in: Advances of Geophysics (Vol. 6 of: Atmospheric Diffusion and Air Pollution) (FRENKIEL, F.N., SHEPPARD, P.A.) Academic Press, New York 1959.

(21) KÖNIG, L.A., et al., Experimente am Kernforschungszentrum Karlsruhe zur Bestimmung der atmosphärischen Ausbreitung mit Hilfe verschiedener Leitsubstanzen, KFK 1918 (1973).

(22) BRENK, D., VOGT, K.J., Meteorologische Standortklassen in der BRD als Grundlage von Umweltprognosen für kerntechnische Anlagen, (KFA-Bericht im Druck).

(23) MANIER, G., persönliche Mitteilung.

(24) BRENK, D., persönliche Mitteilung.

(25) Klimaatlanten der deutschen Länder: Schleswig-Holstein, Niedersachsen (Hamburg, Bremen), Nordrhein-Westfalen, Rheinland Pfalz, Hessen, Baden Württemberg und Bayern, Herausgeber: Selbstverlag des Deutschen Wetterdienstes in Offenbach a.M.

Verzeichnis der Abbildungen

Abb. 1 Netz der Probenahmestationen für die Ausbreitungsexperimente

Abb. 2a Horizontaler Ausbreitungsparameter als Funktion der Quelldistanz für die Diffusionskategorien B bis F nach den Jülicher Messungen in 50 m Emissionshöhe

Abb. 2b Vertikaler Ausbreitungsparameter als Funktion der Quelldistanz für die Diffusionskategorien B bis F nach den Jülicher Messungen in 50 m Emissionshöhe

Abb. 3 Kurzzeitausbreitungsfaktoren als Funktion der Quelldistanz für Emissionshöhen bis 300 m bei adiabatischer Schichtung (Diffusionskategorie D) nach den Jülicher Messungen

Abb. 4 Kurzzeitausbreitungsfaktoren als Funktion der Quelldistanz bei den Diffusionskategorien B bis F für 50 m Emissionshöhe nach den Jülicher Messungen (unten) mit Vergleichkurvennach Pasquill (oben)

Abb. 5 Zusammenhang zwischen horizontalen und vertikalen Windrichtungsfluktuationen sowie Temperaturgradient

Abb. 6 Langzeitausbreitungsfaktoren in der Hauptausbreitungsrichtung als Funktion der Quelldistanz für Emissionshöhen bis 300 m (berechnet mit den Jülicher Ausbreitungsparametern und einer über 5 Jahre in Jülich gemessenen 3-dimensionalen Häufigkeitsverteilung der Windrichtungen, Windgeschwindigkeiten und Diffusionskategorien)

Abb. 7 Langzeitausbreitungsfaktoren in der Hauptausbreitungsrichtung als Funktion der Quelldistanz für Emissionshöhen bis 300 m (berechnet mit den von Pasquill empfohlenen Ausbreitungsparametern und einer über 5 Jahre in Jülich gemessenen 3-dimensionalen Häufigkeitsverteilung der Windrichtungen, Windgeschwindigkeiten und Diffusionskategorien)

Abb. 8 Integrierte Langzeitausbreitungsfaktoren als Funktion der Quelldistanz für die Basisstandortklassen Nord und Süd (berechnet mit den Ausbreitungsparametern von McElroy (8) und den meteorologischen Statistiken von 25 Stationen des Deutschen Wetterdienstes (23))

Abb. 9 Aufteilung des Gebiets der Bundesrepublik Deutschland in 9 Bereichsstandortklassen unter Verwendung der Windrichtungsverteilungen von 146 Stationen des Deutschen Wetterdienstes (25).(Die Bereichsstandortklassen 1-5 fallen in die Basisstandortklasse Nord, die Bereichsstandortklassen 6-9 in die Basisstandortklasse Süd) (22)

Abb.10 Isoplethen des Langzeitausbreitungsfaktors (s/m^3) für die Bereichsstandortklasse 3 (berechnet mit den Ausbreitungsparametern von McElroy (8) und den meteorologischen Statistiken des Deutschen Wetterdienstes (22, 23, 25)).

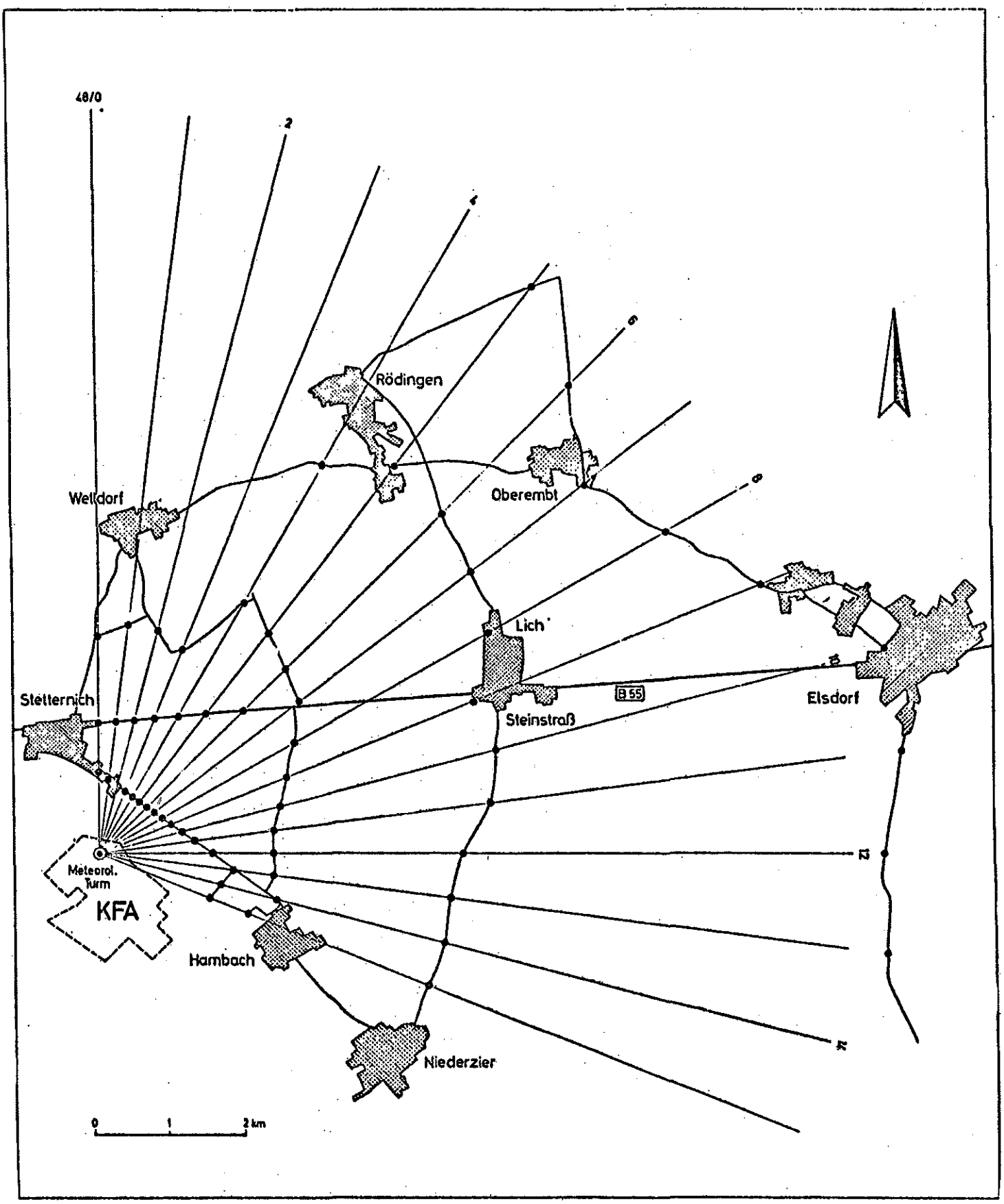


Abb. 1a Netz der Probenahmestationen für die Ausbreitungsexperimente

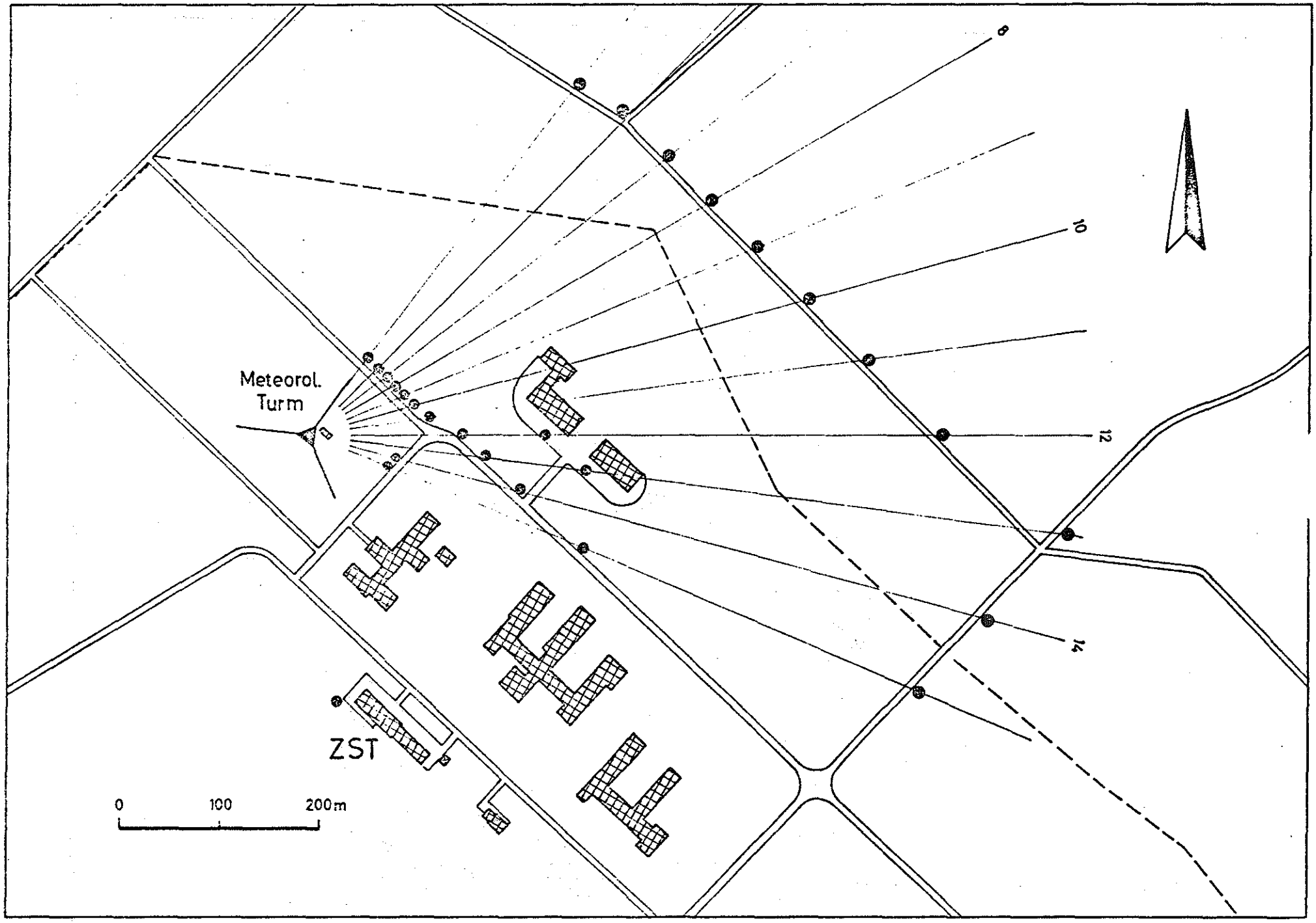


Abb. 1b Netz der Probenahmestationen für die Ausbreitungsexperimente (Nahbereich)

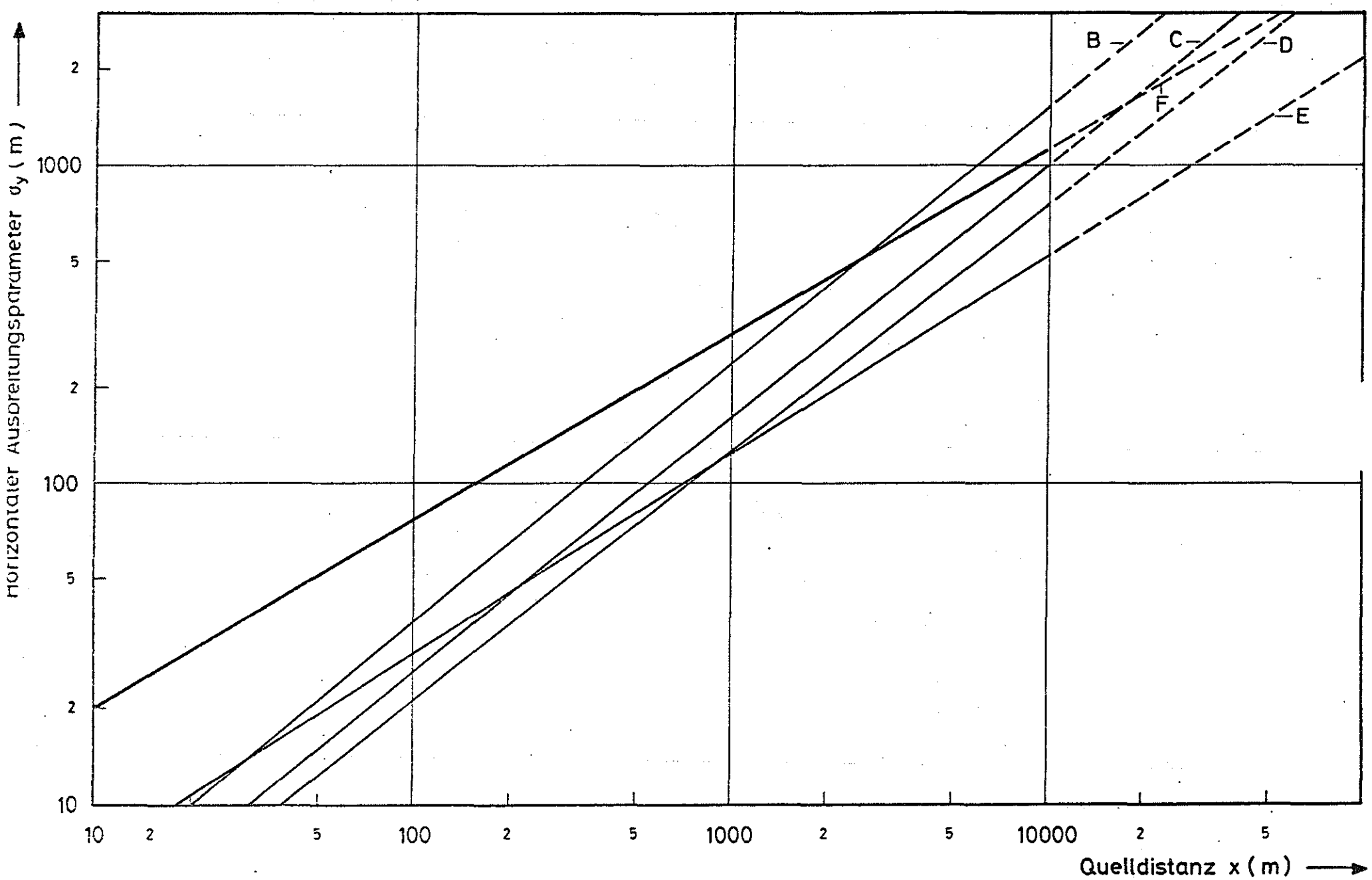


Abb. 2a Horizontaler Ausbreitungsparameter als Funktion der Quelldistanz für die Diffusionskategorien B bis F nach Jülicher Messungen in 50 m Emissionshöhe

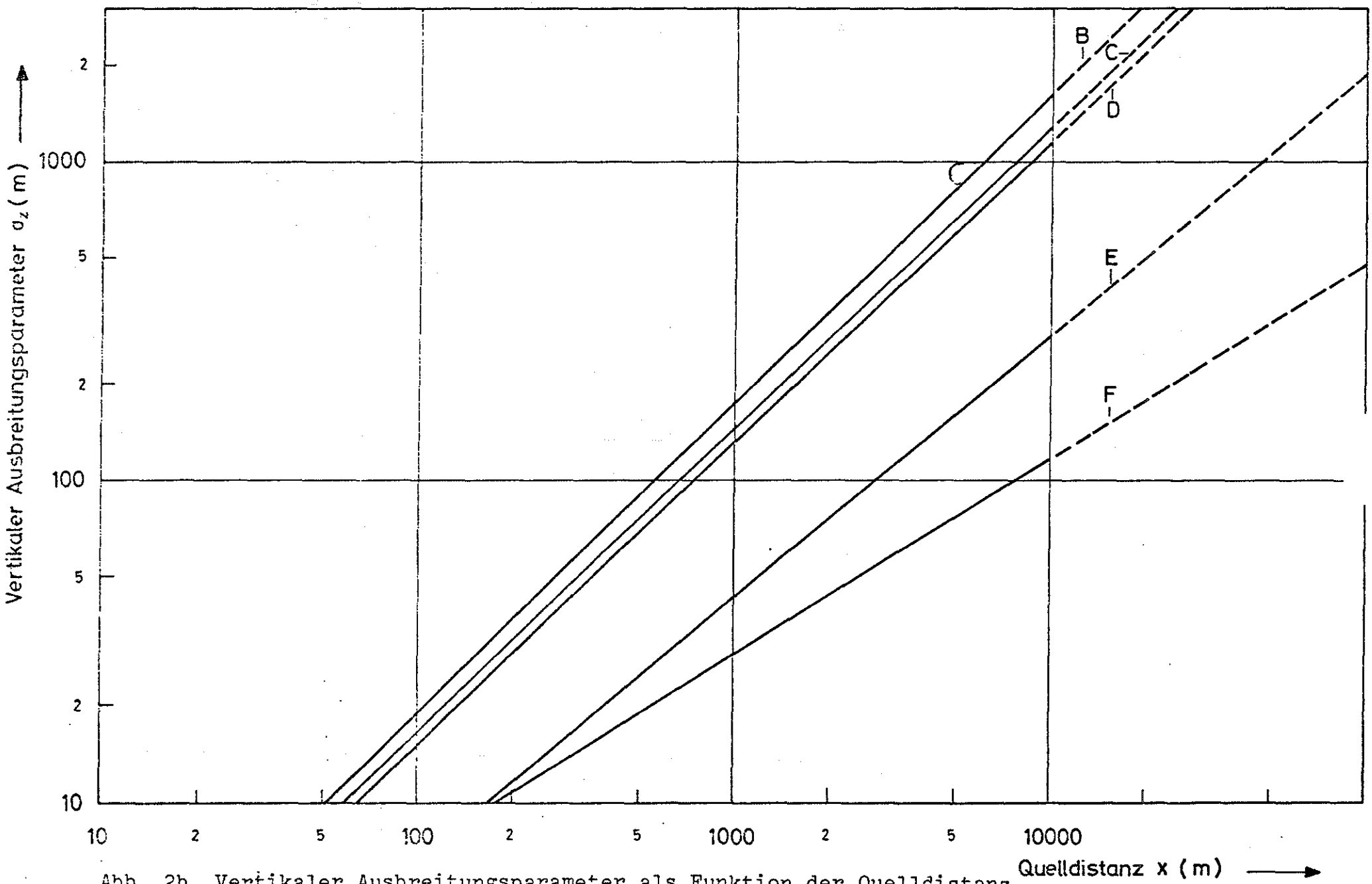


Abb. 2b Vertikaler Ausbreitungsparameter als Funktion der Quelldistanz für die Diffusionskategorien B bis F nach den Jülicher Messungen in 50 m Emissionshöhe

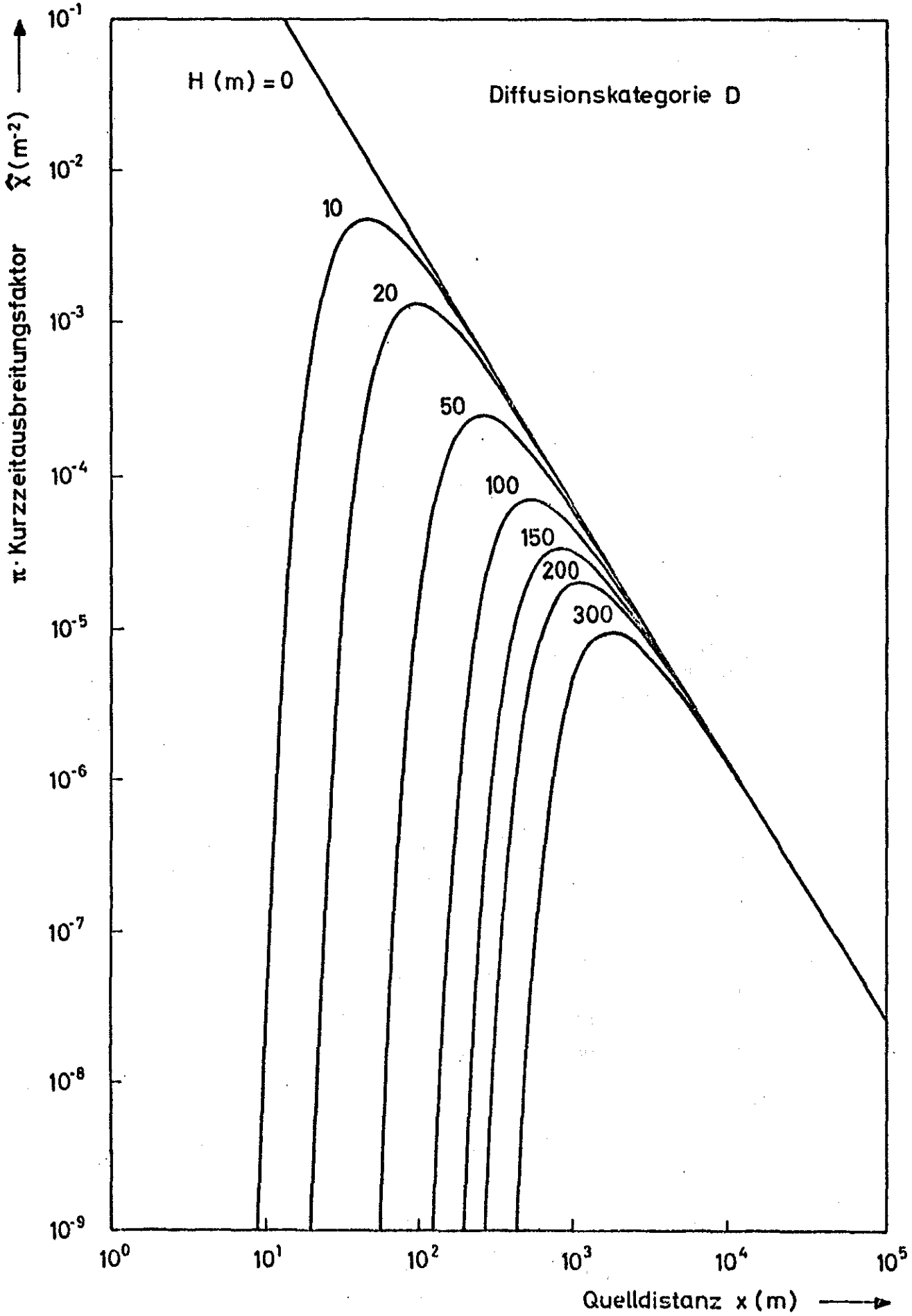


Abb. 3 Kurzzeitausbreitungsfaktoren als Funktion der Quelldistanz für Emissionshöhen bis 300 m bei adiabatischer Schichtung (Diffusionskategorie D) nach den Jülicher Messungen

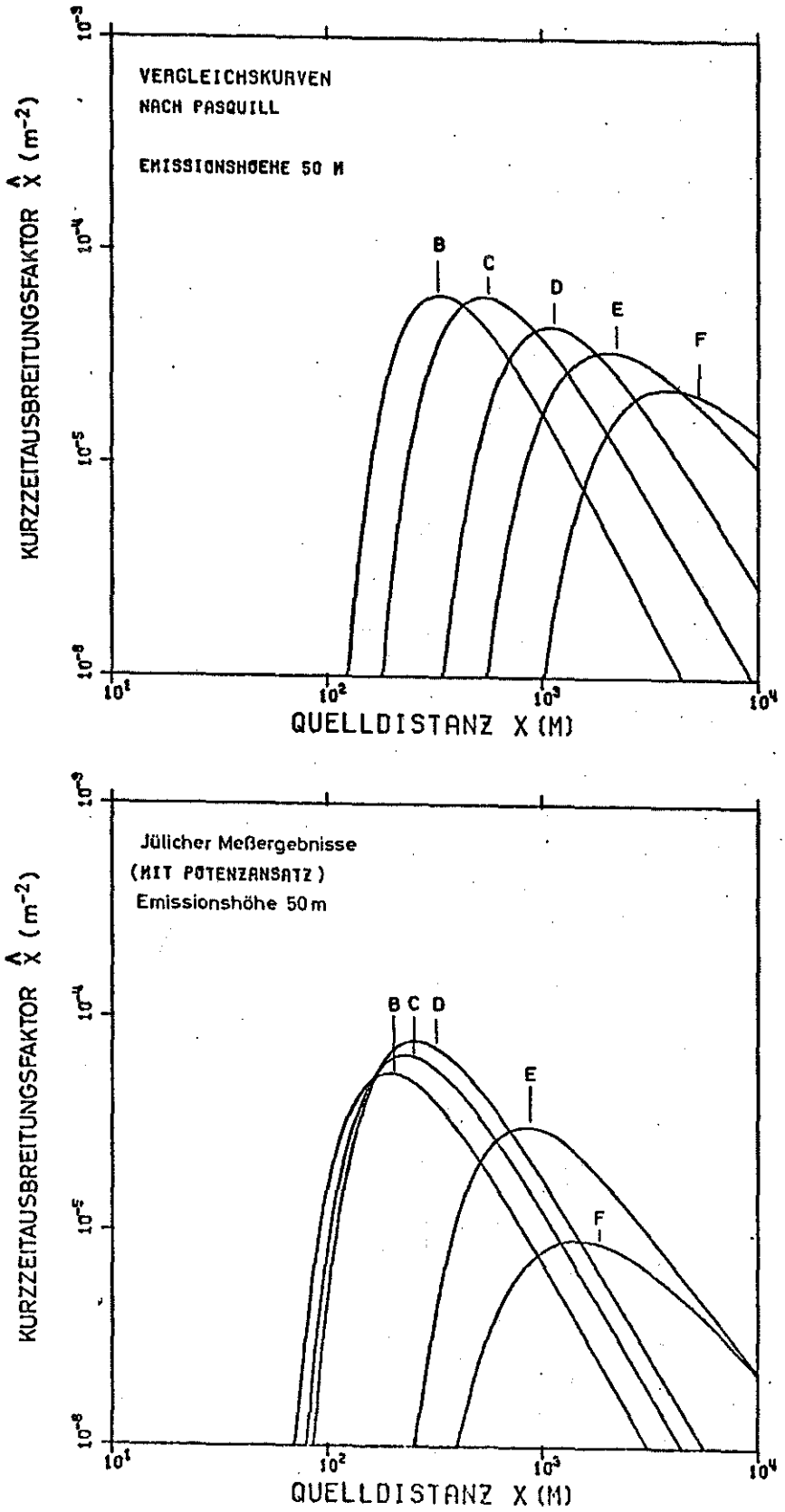


Abb. 4 Kurzzeitausbreitungsfaktoren als Funktion der Quelldistanz bei den Diffusionskategorien B bis F für 50 m Emissionshöhe nach den Jülicher Messungen (unten) mit Vergleichskurven nach Pasquill (oben)

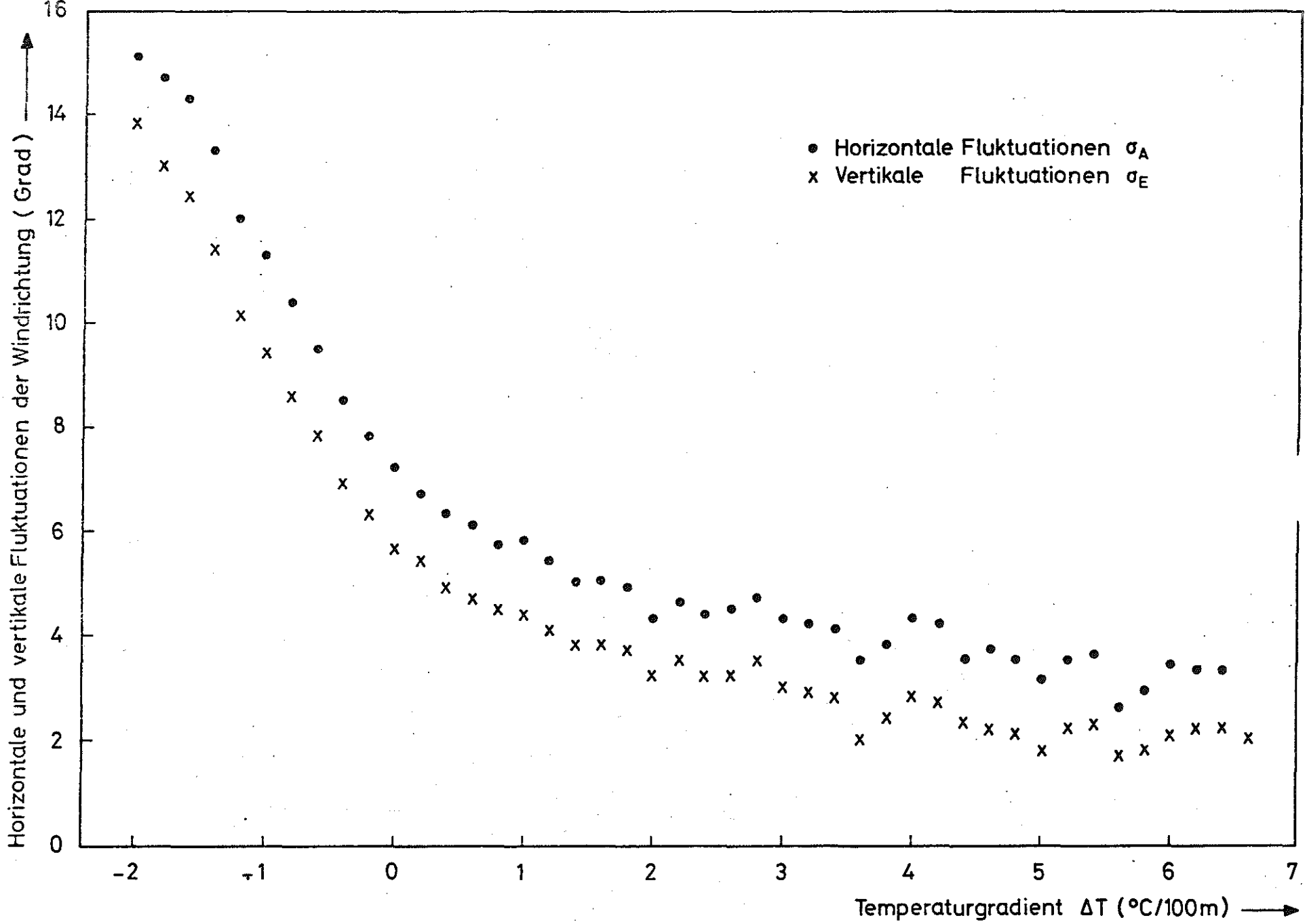
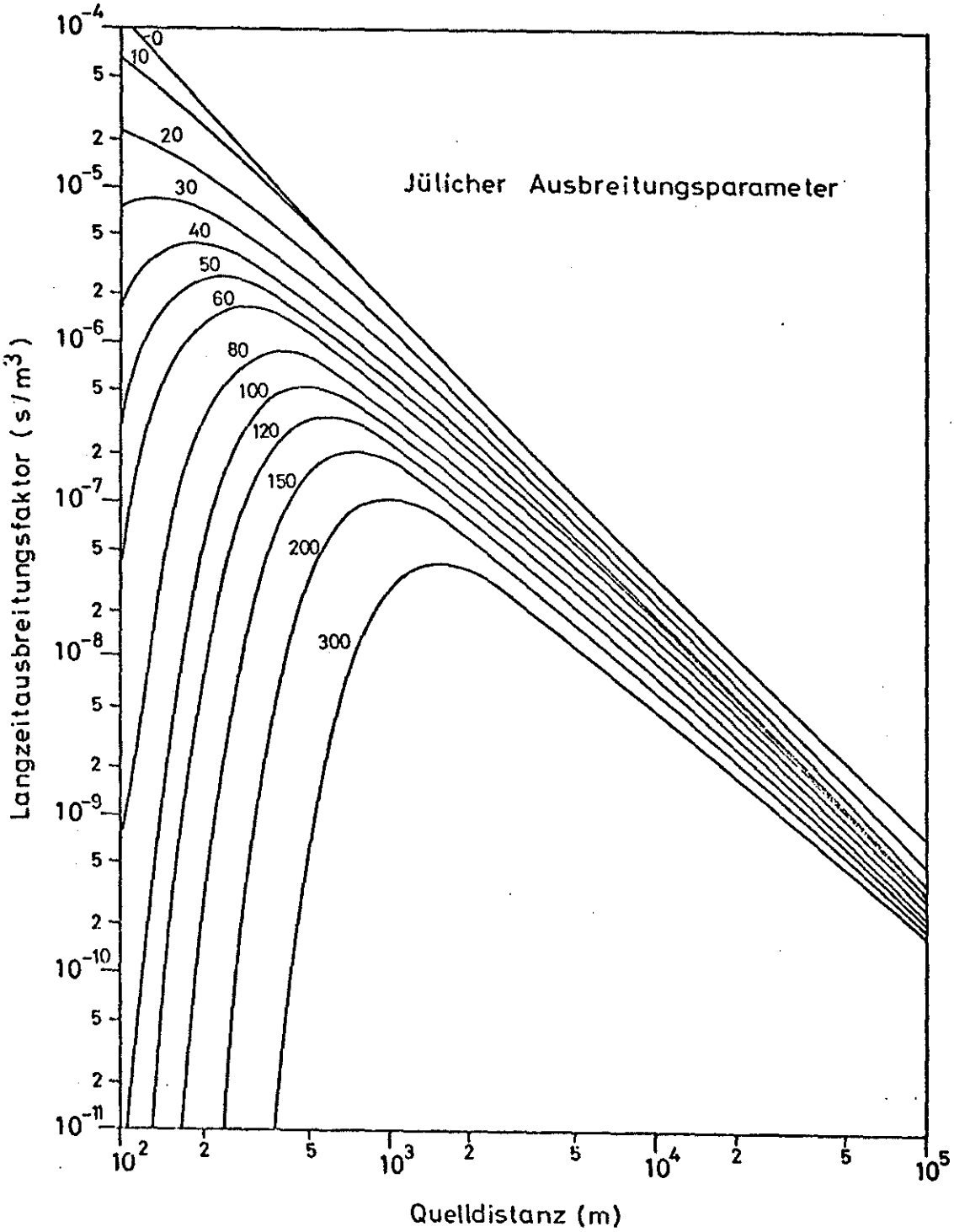


Abb. 5 Zusammenhang zwischen horizontalen und vertikalen Windrichtungs-fluktuationen sowie Temperaturgradient



6 Langzeitausbreitungsfaktoren in der Hauptausbreitungsrichtung als Funktion der Quelldistanz für Emissionshöhen bis 300 m (berechnet mit den Jülicher Ausbreitungsparametern und einer über 5 Jahre in Jülich gemessenen 3-dimensionalen Häufigkeitsverteilung der Windrichtungen, Windgeschwindigkeiten und Diffusionskategorien)

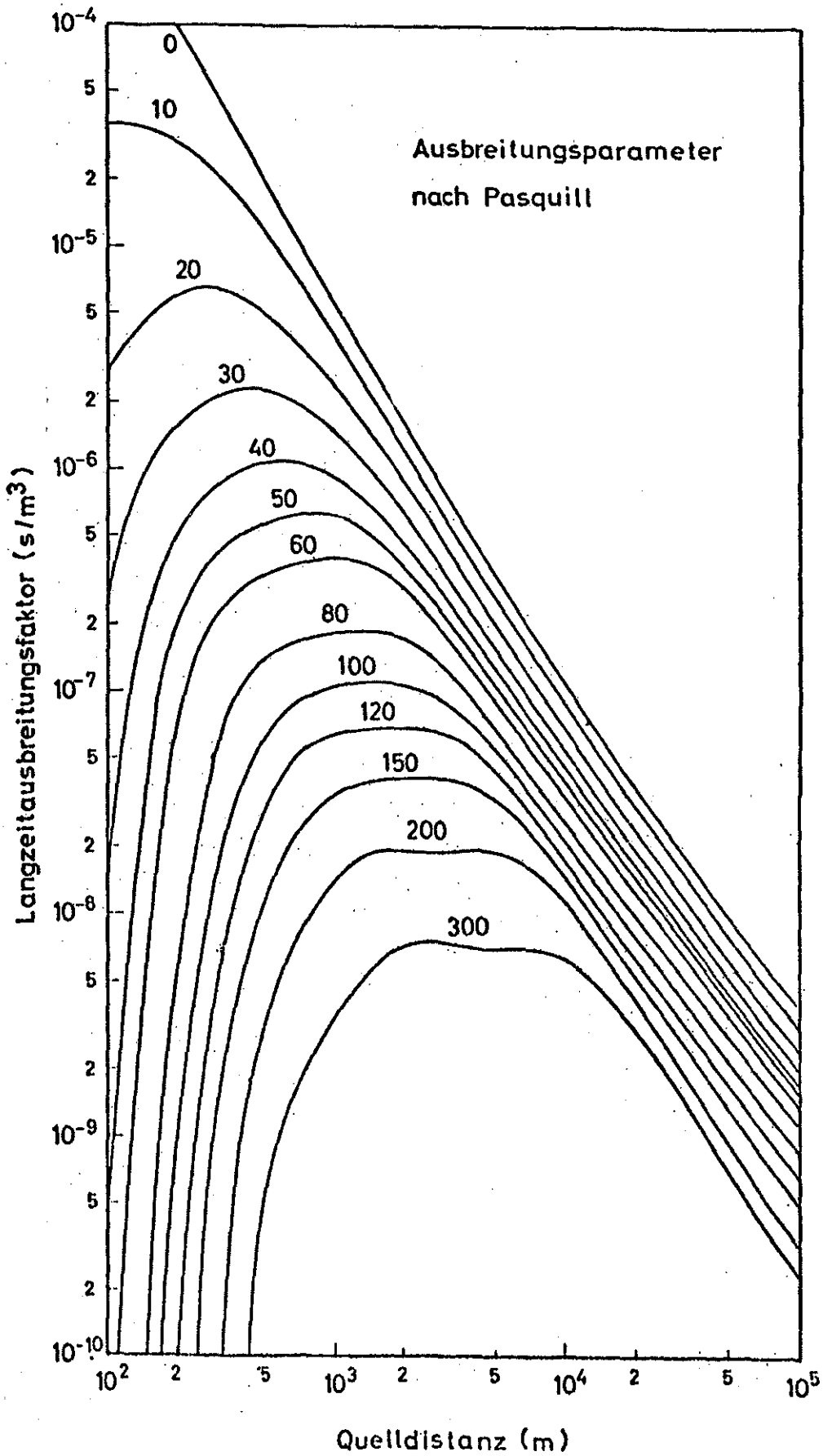


Abb. 7 Langzeitausbreitungsfaktoren in der Hauptausbreitungsrichtung als Funktion der Quelldistanz für Emissionshöhen bis 300 m (berechnet mit den von Pasquill empfohlenen Ausbreitungsparametern und einer über 5 Jahre ~~in Jülich~~ gemes~~senen 3-~~dimensionalen Häufigkeitsverteilung der Windrichtungen, Windgeschwindigkeiten und Diffusionskategorien)

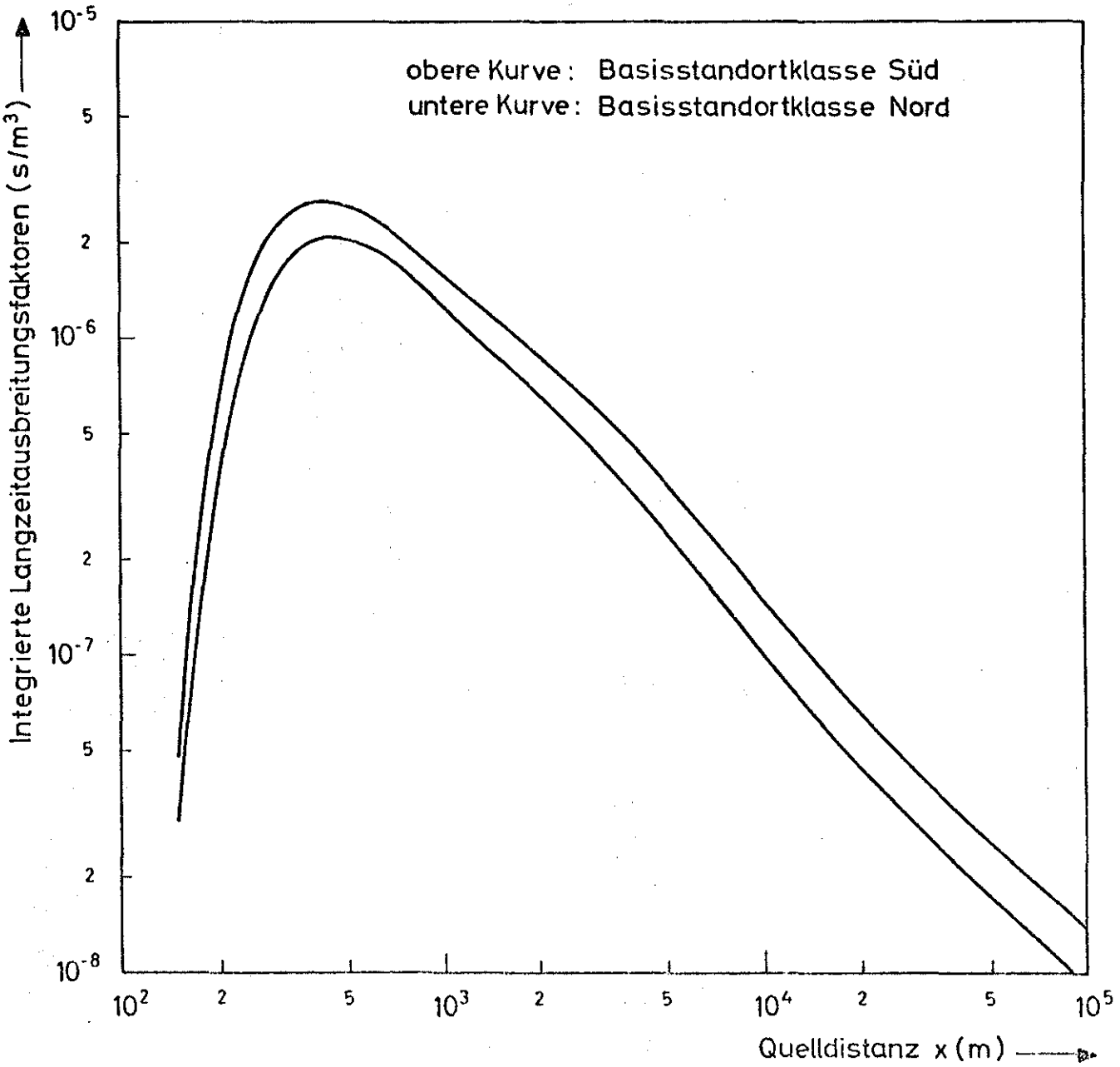


Abb. 8 Integrierte Langzeitausbreitungsfaktoren als Funktion der Quelldistanz für die Basisstandortklassen Nord und Süd (24) (berechnet mit den Ausbreitungsparametern von McElroy (8) und den meteorologischen Statistiken von 25 Stationen des Deutschen Wetterdienstes (23))

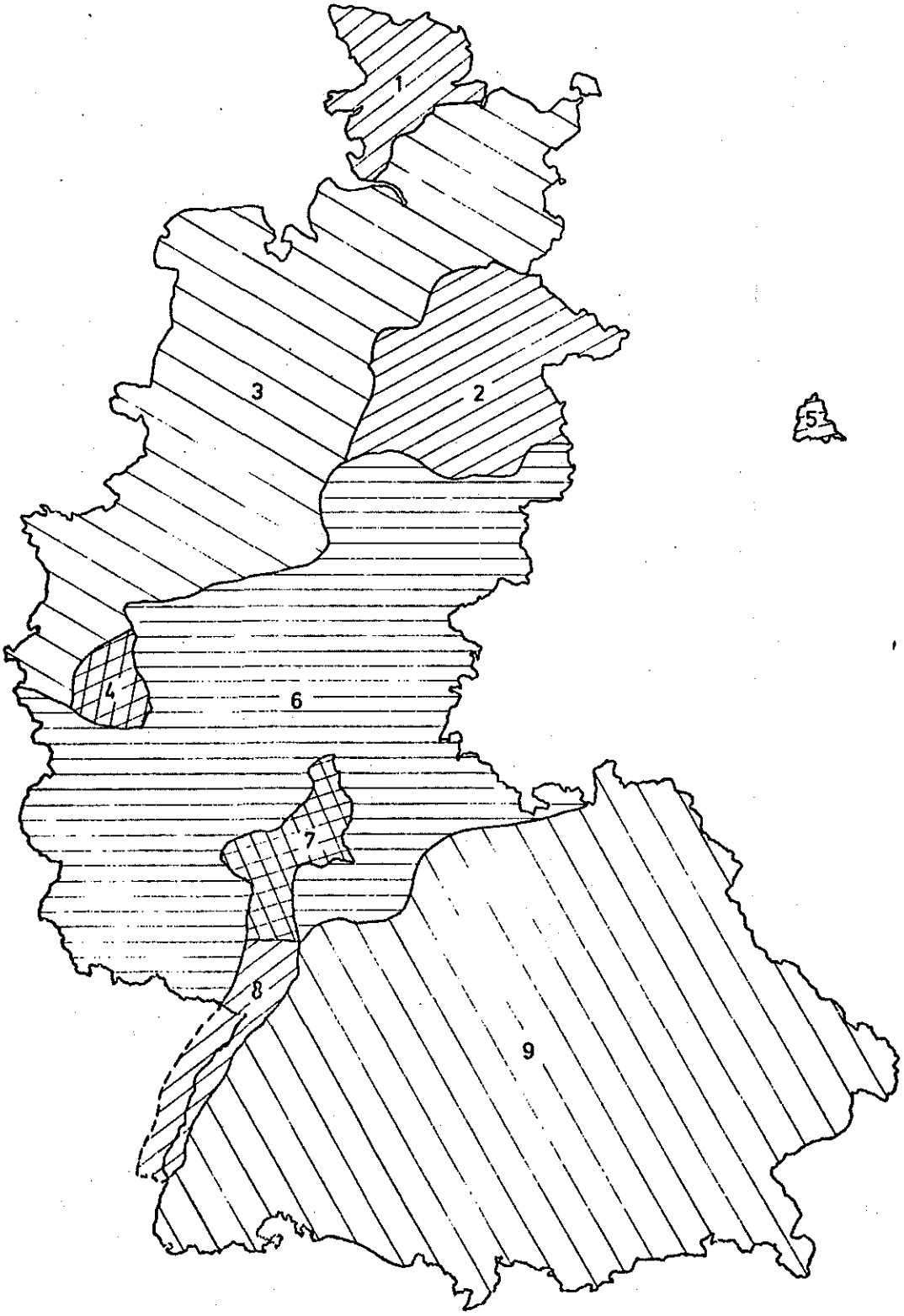


Abb. 9 Aufteilung des Gebiets der Bundesrepublik Deutschland in 9 Bereichsstandortklassen unter Verwendung der Windrichtungsverteilungen von 146 Stationen des Deutschen Wetterdienstes (25). (Die Bereichsstandortklassen 1-5 fallen in die Basisstandortklasse Nord, die Bereichsstandortklassen 6-9 in die Basisstandortklasse Süd) (22)

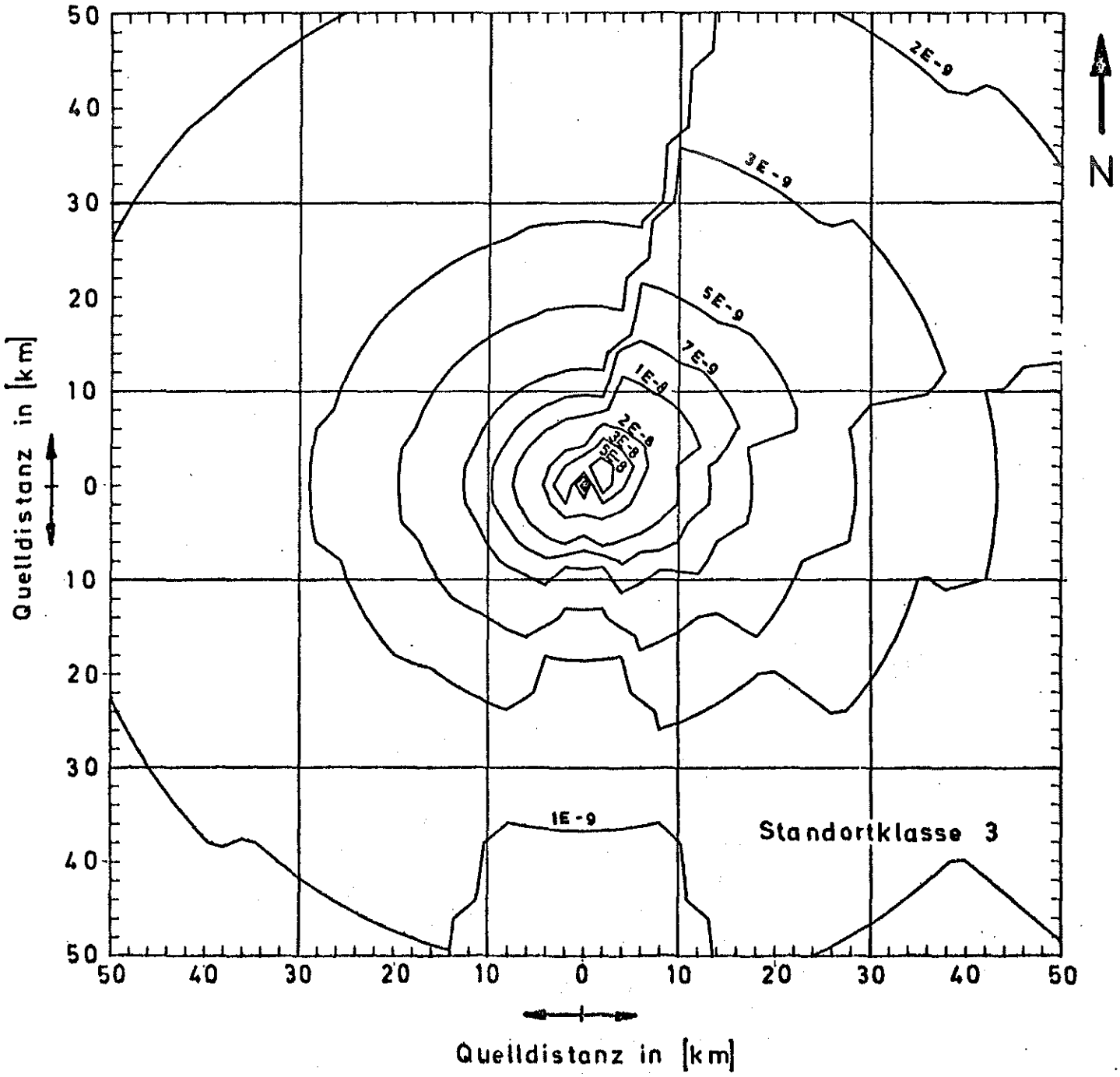


Abb.10 Isoplethen des Langzeitausbreitungsfaktors (s/m^3) für die Bereichsstandortklasse 3 (berechnet mit den Ausbreitungsparametern von McElroy (8) und den meteorologischen Statistiken des Deutschen Wetterdienstes (23) (25))

Tabelle 1

Zusammenstellung der bisher ausgewerteten Ausbreitungsexperimente

Versuch Nr.	Emissionshöhe (m)	Diffusionskategorie			Ausbreitungskoeffizienten			Fluktuationen (Grad)		
		Temp. Grad	Strahl. Bilanz	Synopt. Beobacht.	p_y	q_y	p_z	q_z	σ_A	σ_E
1	50	C	D	D	0,104	1,098	0,247	0,817	11,1	9,0
3	50	C	C	C	0,183	0,967	0,113	1,260	14,3	11,2
4	50	B	B	B	0,179	0,988	0,024	1,504	14,4	10,8
5	50	C	B	B	0,787	0,851	0,155	1,029	13,9	10,2
6	50	C	D	D	0,504	0,899	0,816	0,717	14,4	10,3
7	50	D	D	D	0,854	0,744	0,447	0,780	13,5	10,4
8	50	D	D	D	0,121	1,036	1,349	0,601	14,7	10,8
10	50	D	D	D	1,381	0,671	0,196	0,944	12,6	9,6
11	50	D	D	D	0,563	0,797	0,139	1,020	12,0	9,3
12	50	D	D	D	1,555	0,639	0,256	0,902	12,8	9,9
13	50	C	C	C	0,299	0,932	0,114	1,050	16,5	13,0
14	50	C	D	D	0,319	0,914	0,418	0,811	13,2	10,5
15	50	F	F	F	5,382	0,578	0,396	0,618	4,5	4,0
16	50	C	D	C	1,273	0,687	0,264	0,884	13,8	12,0
17	50	C	D	D	0,239	0,868	0,155	0,991	13,8	11,5
18	50	D	D	D	0,566	0,709	0,089	1,105	13,9	11,3
19	50	D	D	D	1,222	0,618	0,234	0,897	14,1	11,1
20	50	D	E	E	1,691	0,621	0,162	0,809	8,4	6,0
21	50	C	D	D	0,975	0,672	0,099	1,115	14,7	10,7
22	100	C	D	D	0,568	0,773	0,574	0,746	16,0	11,6
23	100	D	D	D	0,729	0,740	0,205	0,913	16,0	12,5
24	100	D	D	D	0,114	0,966	0,102	0,990	13,5	10,6
25	100	D	D	D	0,142	0,930	0,275	0,862	12,6	10,2
26	100	D	D	D	0,070	1,006	0,098	0,941	12,0	9,4
27	100	D	D	D	0,098	0,981	0,103	1,002	14,1	10,3
28	100	B	B	C	0,124	0,997	0,076	1,120	15,0	12,2
29	100	C	C	C	0,283	0,866	0,016	1,285	15,6	11,0
30	100	C	C	C	0,404	0,879	0,087	0,968	14,4	11,0
31	100	G	G	G	1,220	1,062	0,044	0,848	4,5	4,0
32	50	B	B	B	0,942	0,809	0,317	0,919	15,6	12,2
33	50	B	B	B	0,981	0,744	0,223	0,960	14,3	11,5
34	50	C	C	C	0,923	0,752	0,224	1,002	15,0	11,7
35	50	B	C	C	0,662	0,779	0,181	0,956	14,4	11,2
36	50	C	D	D	0,578	0,765	0,334	0,807	15,0	10,4
37	50	D	D	D	0,546	0,748	0,169	0,969	14,2	10,0
38	50	D	D	D	0,647	0,749	0,140	0,986	14,5	10,5
39	50	C	C	D	1,449	0,686	0,548	0,719	15,9	9,0

Tabelle 2

Mittelwerte der Ausbreitungskoeffizienten p_y, q_y, p_z und q_z für verschiedene Diffusionskategorien

Diffusions-kategorien	B	C	D	E	F
P_y	0,8685	0,7184	0,6248	1,691	5,382
q_y	0,8097	0,7837	0,7672	0,6211	0,5778
p_z	0,2222	0,2149	0,2048	0,1616	0,396
q_z	o,9680	0,9438	0,9358	0,8094	0,6183

Tabelle 3

Quelldistanz (m) der Maxima der Kurzzeitverteilungsfunktionen bei 50 m Emissionshöhe für die verschiedenen Diffusionskategorien (Jülicher Ergebnisse, Pasquillsche Vergleichswerte und deren Relati

Diffusions-kategorien	B	C	D	E	F
Jülich x_{max}	195	235	260	840	1470
Pasquill x_{max}	340	570	1080	2030	3860
$\frac{\text{Pasquill } x_{max}}{\text{Jülich } x_{max}}$	1,7	2,4	4,2	2,4	2,6

Tabelle 4

Maxima der Kurzzeitverteilungsfunktionen (m^{-2}) bei 50 m Emissionshöhe für die verschiedenen Diffusionskategorien
(Jülicher Ergebnisse, Pasquillsche Vergleichswerte und deren Relation)

Diffusionskategorien	B	C	D	E	F
Jülich $\hat{\chi}_{max}$	$5{,}5\cdot10^{-5}$	$6{,}7\cdot10^{-5}$	$7{,}8\cdot10^{-5}$	$3{,}2\cdot10^{-5}$	$9{,}3\cdot10^{-6}$
Pasquill $\hat{\chi}_{max}$	$6{,}2\cdot10^{-5}$	$6{,}1\cdot10^{-5}$	$4{,}4\cdot10^{-5}$	$3{,}4\cdot10^{-5}$	$2{,}3\cdot10^{-5}$
$\frac{\text{Jülich } \hat{\chi}_{max}}{\text{Pasquill } \hat{\chi}_{max}}$	0,9	1,1	1,8	0,9	0,4

Tabelle 5

Maxima der Langzeitverteilungsfaktoren (s/m^3) berechnet nach der Jülicher Wetterstatistik für verschiedene Emissionshöhen
(Vergleich der Ergebnisse nach den Jülicher Ausbreitungsparametern mit den Rechnungen nach den Pasquillschen Werten)

H(m)	20	50	100	150	200	300
Jülich $\bar{\chi}_{imax}$	$2{,}2\cdot10^{-5}$	$2{,}5\cdot10^{-6}$	$5{,}3\cdot10^{-7}$	$2{,}0\cdot10^{-7}$	$1{,}1\cdot10^{-7}$	$4{,}1\cdot10^{-8}$
Pasquill $\bar{\chi}_{imax}$	$5{,}9\cdot10^{-6}$	$5{,}8\cdot10^{-7}$	$1{,}0\cdot10^{-7}$	$3{,}7\cdot10^{-8}$	$1{,}8\cdot10^{-8}$	$6{,}6\cdot10^{-9}$
$\frac{\text{Jülich } \bar{\chi}_{imax}}{\text{Pasquill } \bar{\chi}_{imax}}$	3,7	4,3	5,3	5,4	6,1	6,2

Eckhard V o e l z 24.9.1974
Arbeitsgruppe für Technischen
Strahlenschutz der TU Hannover

Abschätzung der Strahlengefährdung nach einer mehrstündigen Emission in Norddeutschland.

Das Strahlenrisiko in der Umgebung von Kernkraftwerken kann auf zweierlei Arten abgeschätzt werden. Im Normalbetrieb entweichen nur geringe Mengen radioaktiven Materials, über deren Konzentration und Belastungen in einem statistischen Modell etwas ausgesagt werden kann, wenn die Häufigkeitsverteilungen der Quellmengen und der meteorologischen Bestimmungsgrößen P_i bekannt sind. Andererseits ist es bei kurzzeitigen Emissionen von einigen Minuten Dauer mit einem stationären Modell möglich, bei konstanter Quellmenge und bei gleichbleibenden meteorologischen Bedingungen die Konzentrationsverteilungen abzuschätzen.

Im zweiten Fall müssen zu Emissionsbeginn t_o die meteorologischen Bestimmungsgrößen vorgegeben sein, die hier unter dem Symbol P_i zusammengefaßt werden. Dazu gehören die Windrichtung, die mittlere Windgeschwindigkeit u und die Ausbreitungsparameter der turbulenten Diffusion σ_y u. σ_z, die durch atmosphärische Diffusionsklassen festgelegt sind. Dann kann man mit der Gauß'schen Verteilungsfunktion die Konzentrationsfelder um eine erhöhte Quelle berechnen. Dabei gilt die Gauß'sche Normalverteilung einerseits unter stationären Bedingungen, die nur bei kurzzeitigen Emissionen erfüllt sind, und andererseits nur im Grenzfall langer Diffusionszeiten. Das erfordert Mittlungszeiten für die P_i von mindestens einer halben Stunde, während der die möglichen Änderungen der P_i unberücksichtigt bleiben müssen. Die hier angewendeten Ausbreitungsparameter sind nur für kurzzeitige Emissionen abgeleitet worden. Auch für Langzeitemissionen läßt sich die Konzentration mit der Gauß'schen Verteilungsfunktion berechnen, wenn die Ergeb-

nisse zusätzlich mit den Häufigkeitsverteilungen der Bestimmungsgrößen P_i gewichtet werden.

Bei einem unvorhergesehenen Ereignis wird die Aktivität vermutlich über mehrere Stunden ausfließen, während der sich die P_i ändern können. Dann muß die stationäre Rechnung mit verschiedenen Sätzen der P_i wiederholt angewendet und überlagert werden, um Belastungen an einem Ort vorhersagen zu können. Das sonst gebräuchliche statistische Langzeitmodell ist für solch kurze Zeiten nicht anwendbar, weil hierfür die Häufigkeiten der Bestimmungsgrößen nicht repräsentativ sind.

Um mit analogen Methoden bei mehrstündigen Emissionen rechnen zu können, liegt es nahe, typische Ausbreitungsabläufe zu definieren, die die Wetterentwicklung während der Emissionszeiten beschreiben, und dafür Berechnungsvorschriften anzugeben. Solche Abläufe können beschrieben werden durch eine gleichbleibende Diffusionsklasse oder eine für sie charakteristische Klassenfolge wie z. B. bei Sonnenaufgang, ferner durch ein Windgeschwindigkeitsintervall und durch Windrichtungsschwankungen innerhalb eines Sektors, in dem sich Bodenkonzentrationen von aufeinanderfolgenden Emissionen erkennbar überlagern können. Leider liegt die Wahrscheinlichkeit für das Auftreten eines derart definierten Ablaufes selten höher als 5o %. Dies ist aber eine zu geringe statistische Sicherheit, um allgemein gültige Rechenvorschriften für eine Vorhersage herzuleiten. Höhere Sicherheiten können allenfalls dadurch erreicht werden, daß diese Abläufe mit einer weiteren Bestimmungsgröße wie z. B. dem Großwettertyp gekoppelt werden, was aber sehr aufwendig ist.

Wenn andererseits genügend synoptische Beobachtungen vorliegen, lassen sich Konzentrationen und daraus resultierende Belastungen nach Kurzzeitemissionen mit unterschiedlichen Sätzen der P_i berechnen, für mehrstündige Emissionen überlagern und statistisch auswerten. Dafür wird einerseits zu einer Startzeit t_o das Konzentrationsmaximum χ_{max} bzw. der maximale Wert der Belastung hinter einer beispielsweise 1oo m hohen Quelle bestimmt und über eine mehrstündige Emission festgehalten.

Andererseits wird für dasselbe Zeitintervall und am selben Ort diejenige Konzentration χ_t oder Belastung bestimmt, die sich ergibt, wenn man die Konzentration oder die Belastung für kleinere Zeitabschnitte mit den jeweiligen Daten errechnet und über die gesamte Emissionszeit aufsummiert. Dieses ist von Stunde zu Stunde für alle Anfangszeiten über drei Jahre gemacht worden, wobei Emissionsdauer und -art veränderlich gewählt worden sind.

Abbildung 1 zeigt das Verhältnis χ_t/χ_{max} der derart bestimmten tatsächlichen Belastung gegenüber derjenigen, die nur aus einem Datensatz ermittelt ist, für eine sechsstündige gleichbleibende Emission am Ort x_{max} des Konzentrationsmaximums. Dabei zeigt sich, daß in weniger als 1o % aller betrachteten Fälle χ_{max} von χ_t übertroffen wird und daß dagegen in über 7o % eine Korrektur von χ_{max} um den Faktor o,5 bis o,6 je nach Emissionsdauer angemessen erscheint, um die tatsächliche Belastung zu erhalten.

Das Verhältnis χ_t/χ_{max} läßt sich weiter aufschlüsseln nach der anfänglichen Windgeschwindigkeit oder nach Jahreszeiten. Zusätzlich ist der Einfluß verschiedener Emissionszeiten von 3, 6, 12 und 24 Stunden sowohl bei konstantem als auch bei linear auf Null abnehmendem Ausfluß untersucht worden. Man erhält durchaus bemerkenswerte Unterschiede - so wird z. B. im Sommer ein niedriger Verhältniswert häufiger erreicht als im Winter, was den stabileren meteorologischen Bedingungen im Winter entspricht. Die Unterschiede zwischen den Jahreshälften und den beiden Emissionsarten sind in Abbildung 2 gezeigt, Abbildung 3 gibt den Einfluß der Emissionsdauer wieder. Werden diese Ergebnisse an den Stationen Hamburg, Bremen und Hannover verglichen, so unterscheiden sie sich kaum nennenswert. In Hamburg sind höhere Werte von χ_t/χ_{max} etwas wahrscheinlicher, was auf kurzzeitig stabilere Bedingungen hindeutet.

Das niedrige Verhältnis von χ_t/χ_{max}, das sich in einer relativ hohen Zahl von Fällen ergibt, wird dadurch bewirkt, daß während der mehrstündigen Emission die Ausbreitungskategorie

oder die Windrichtung schwankt. Nur wenn beide annähernd konstant bleiben und gleichzeitig die Windgeschwindigkeit während des Ausstoßes sinkt, dann sind an der Stelle x_{max} höhere Konzentrationen und Belastung zu erwarten. Das tritt höchstens in 1o % aller Fälle bei einem dreistündigen Ausstoß im Winter ein. Im Sommer oder bei längeren Abblasezeiten sind größere Werte wesentlich seltener und teilweise sogar vernachläßigbar.

Diese Betrachtungsweise sagt vorerst nur etwas aus über die Maximalkonzentration unter den Bedingungen zur Startzeit. Das wahre Maximum kann innerhalb der Emissionszeit wegen der wechselhaften Gegebenheiten an einer anderen Stelle liegen und auch höher sein, als sich aus der anfänglichen Konzentrationsverteilung schließen läßt. Da aber alle Emissionsfälle betrachtet worden sind, wobei die Startzeit jeweils um eine Stunde verschoben worden ist und wobei die Einzelbeiträge jeweils neu berechnet worden sind, so gilt - statistisch gesehen - das Korrekturverhältnis bei nahezu gleichmäßigem Ausstoß auch für den Konzentrationswert und für die Stelle, für die ein späterer Datensatz während einer Gesamtemission das Maximum ermittelt, das nun seinerseits als gültig für den ganzen Zeitraum angenommen wird.

Die gleichen Überlegungen kann man auch auf andere Stellen, z. B. auf das anfängliche Längsprofil hinter der Quelle ausdehnen. Wegen des beträchtlichen Rechenaufwandes sind zunächst nicht die Häufigkeitsverteilungen für die Abweichungen vom Anfangszustand, sondern die zugehörigen mittleren Konzentrationen bzw. Belastungen und ihre mittleren Fehler berechnet worden. Dazu sind für jede Startzeit und von Stunde zu Stunde während der gesamten Emission die Konzentrationsverteilungen flächenhaft berechnet für die Orte des Anfangsprofiles überlagert und nach den anfänglichen Diffusionsklassen und Windgeschwindigkeiten sortiert worden. Daraus lassen sich für jeden Ort die Mittelwerte und mittleren quadratischen

Abweichungen, bestimmen die mit dem anfänglichen Konzentrationsprofil verglichen werden können. Dabei ergeben sich für die Konzentrationsverteilungen bzw. für die Belastungen nach mehrstündiger Emission glatte Kurven, die charakteristisch von denen der anfänglichen Verteilung abweichen. Addiert man zu einem so bestimmten, mittleren Profil die mittlere quadratische Abweichung bzw. die doppelte mittlere, quadratische Abweichung, dann kann man erwarten, daß diese Werte in 2/3 aller Fälle bzw. in 95 % aller Fälle nicht überschritten werden.

Abb. 4 zeigt z. B. die auf Q/u = 1 normierte Inhalationsbelastung nach einer Einzelemission in der Höhe h = 1oo m bei der leicht instabilen Diffusionsklasse C und die für alle Windgeschwindigkeiten im Mittel zu erwartende Belastung und deren mittlere Abweichung für einen sechsstündigen Ausstoß nach den gleichen Anfangsbedingungen in Hannover in den Jahren 1968-7o. Dabei ändert das Maximum der mittleren Belastung seine Lage nicht, ist aber breiter und niedriger, weil die Windrichtungsschwankungen die Fremdstoffe besser verteilen. Näher zur Quelle hin und in größeren Entfernungen verursachen dagegen die Änderungen in den Diffusionsklassen höhere Belastungen. Abb. 5 zeigt nochmals für alle Ausbreitungsklassen die normierten Belastungen bei kurzzeitiger Emission unter stationären Bedingungen und die realistischeren mittleren Belastungen und deren mittlere Abweichungen nach mehrstündiger Emission.

Weil die Gefährdung durch ß-Strahlung - z. B. bei der Jodschilddrüseninhalation - direkt proportional zur Belastung ist, geben diese Kurven gleichzeitig ein Maß für die ß-Strahlenbelastung nach mehrstündiger Exposition wieder. Analog kann man die Berechnung für die γ-Strahlenbelastung statistisch auswerten, wobei aber wegen der großen Reichweite der γ-Strahlung in Luft andere Ergebnisse zu erwarten sind.

Diese Betrachungsweise gilt zunächst wieder nur für das Profil zur Startzeit. Sie läßt sich - ähnlich wie bei der Maximalbelastung - auf alle weiteren Profile ausdehnen, die sich während der gesamten Emission ergeben können, wenn man sich

jeweils auf den dazugehörigen Satz der meteorologischen Größen P_i bezieht.

Die Fehlerbreiten für die Mittelwerte, bzw. die mittleren, quadratischen Abweichungen sind relativ hoch. Nach dem Hinzufügen einer Fehlerbreite ergibt der errechnete Wert in ungefähr 2/3 aller Fälle eine obere Grenze für die Belastung, wenn man eine Normalverteilung der Einzelwerte voraussetzt. Es ist aber zu bedenken, daß auch die mit der Gauß'schen Verteilungsfunktion berechnete Konzentration bei Kurzzeitemission im Grunde ein statistischer Mittelwert ist. Bei den mittleren Konzentrationen nach mehrstündiger Emission kann man daher hoffen, daß sich einige der systematischen Ungenauigkeiten herausheben, die sich bei der statistischen Anwendung der Gauß'schen Normalverteilung ergeben. Daher scheinen mir diese Mittelwerte für mehrstündige Emissionen ein gutes Maß zu sein für die Abweichungen gegenüber den Werten, die mit den Regeln der Kurzzeitemission errechnet sind. Trotzdem wird man im Bedarfsfall bei einer tatsächlichen Emission kaum auf Messungen verzichten können.

Diese Arbeiten sind im Rahmen des Projektes Nukleare Sicherheit in der Gesellschaft für Kernforschung in Karlsruhe durchgeführt worden.

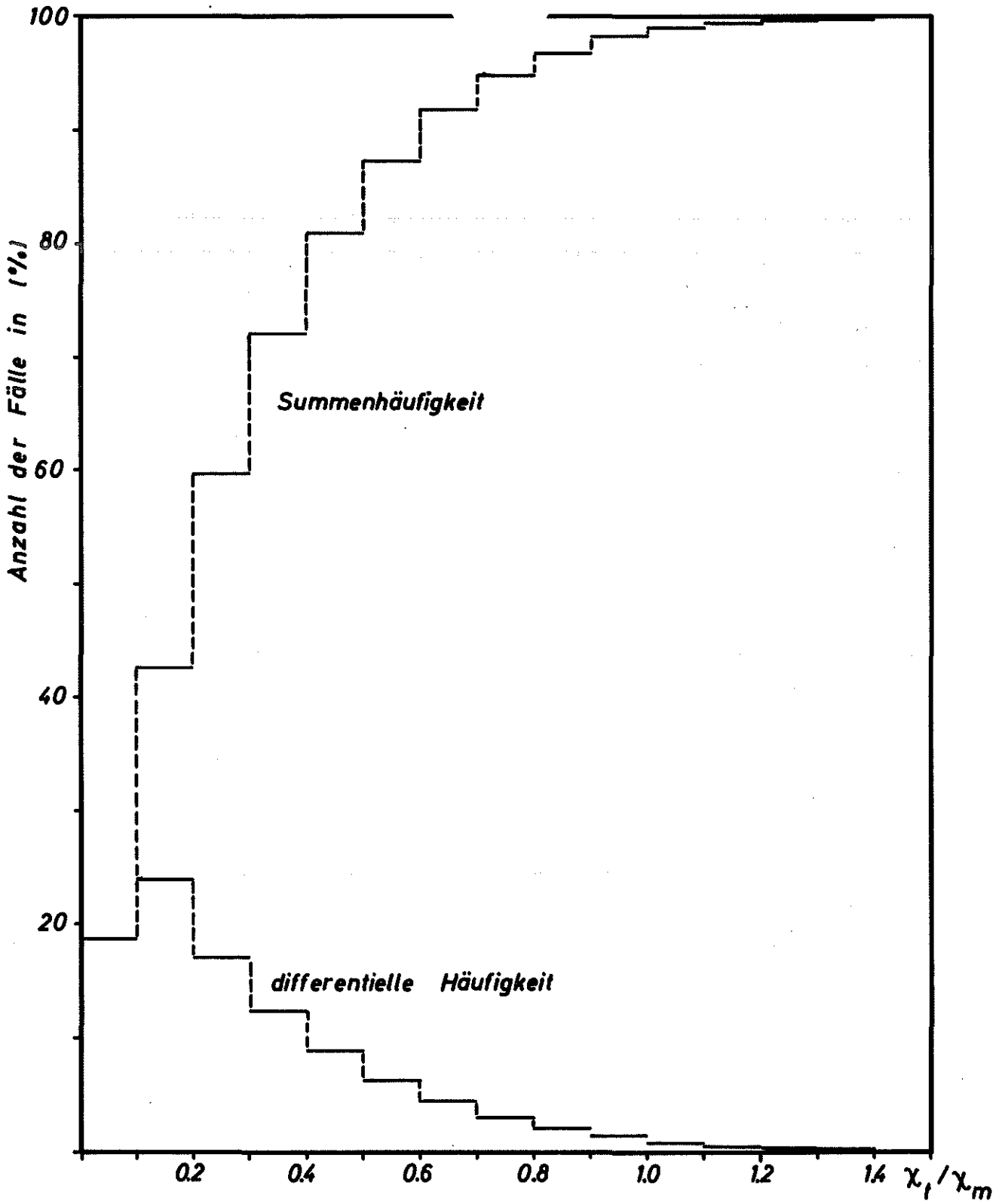


Abb. 1 Differentielle und Summenhäufigkeit des Verhältnisses der tatsächlichen Fremdstoffkonzentration $\chi_t(Q, x_{max}, y=o, z=o, P_i(t_o), \ldots P_i(t_6))$ am Boden unter wechselnden meteorologischen Bedingungen P_i während einer 6-stündigen, konstanten Emission in h = 1oo m Höhe zu derjenigen Konzentration $\chi_m(Q, x_{max}, y=o, z=o, P_i(t_o))$, die sich bei 6-stündigen, konstant anhaltenden meteorologischen Bedingungen mit den met. Parametern $P_i(t_o)$ zur Zeit t_o bei gleicher Quellmenge Q am Ort χ_{max} der zur Zeit t_o maximalen Konzentration ergibt.

Aus stündlichen Daten für Hannover, 1968, Diffusionsklassen nach Polster.

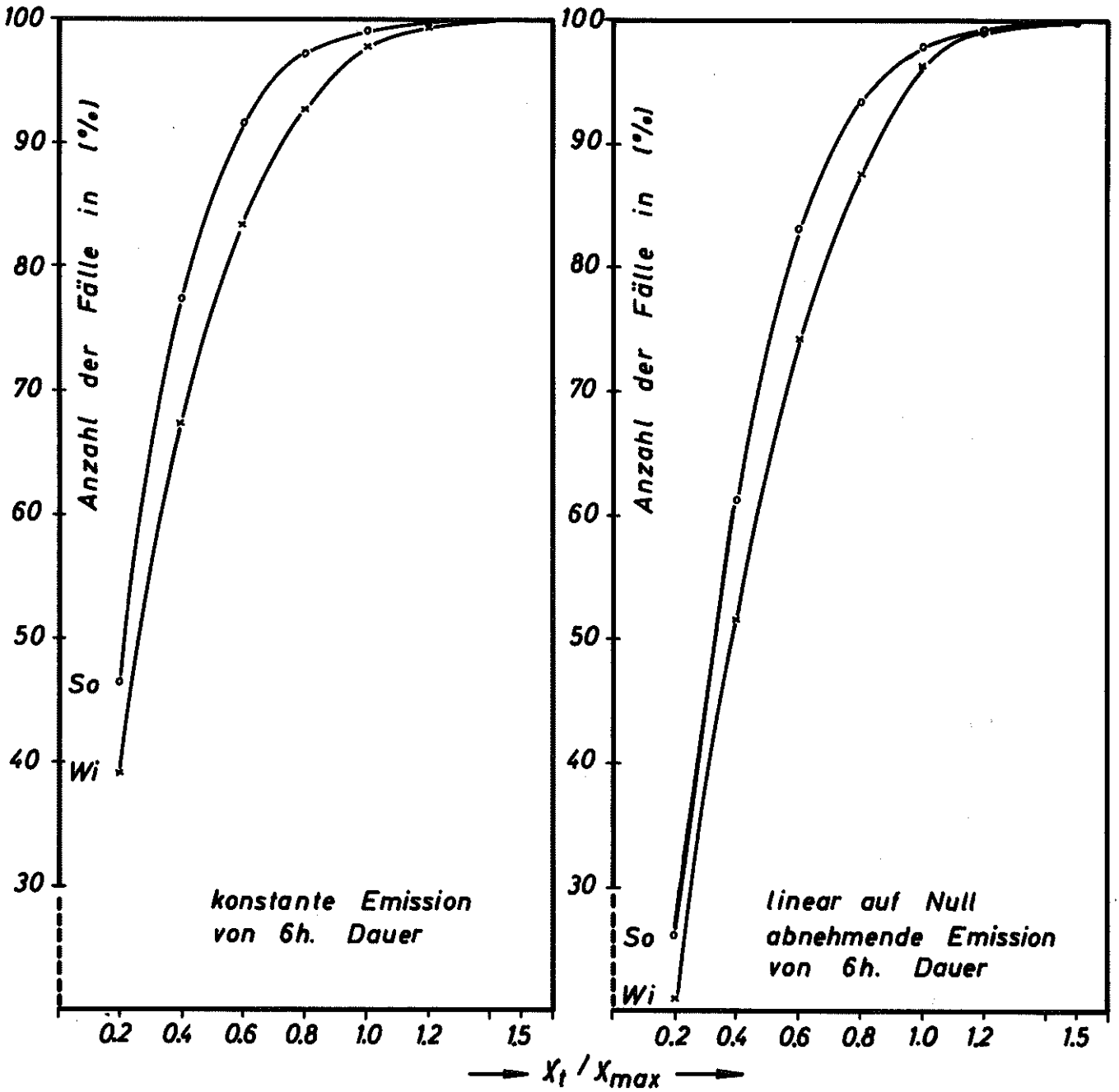


Abb.2 Verhältnis der tatsächlichen Belastung bei wechselnden meteorologischen Bedingungen zur Belastung unter konstant anhaltenden Bedingungen an der Stelle x_{max} der anfänglich maximalen Konzentration während einer sechsstündigen konstanten Emission in 100 m Höhe und einer linear auf Null abnehmenden Emission bei gleicher Quellmenge, Hannover 1968.

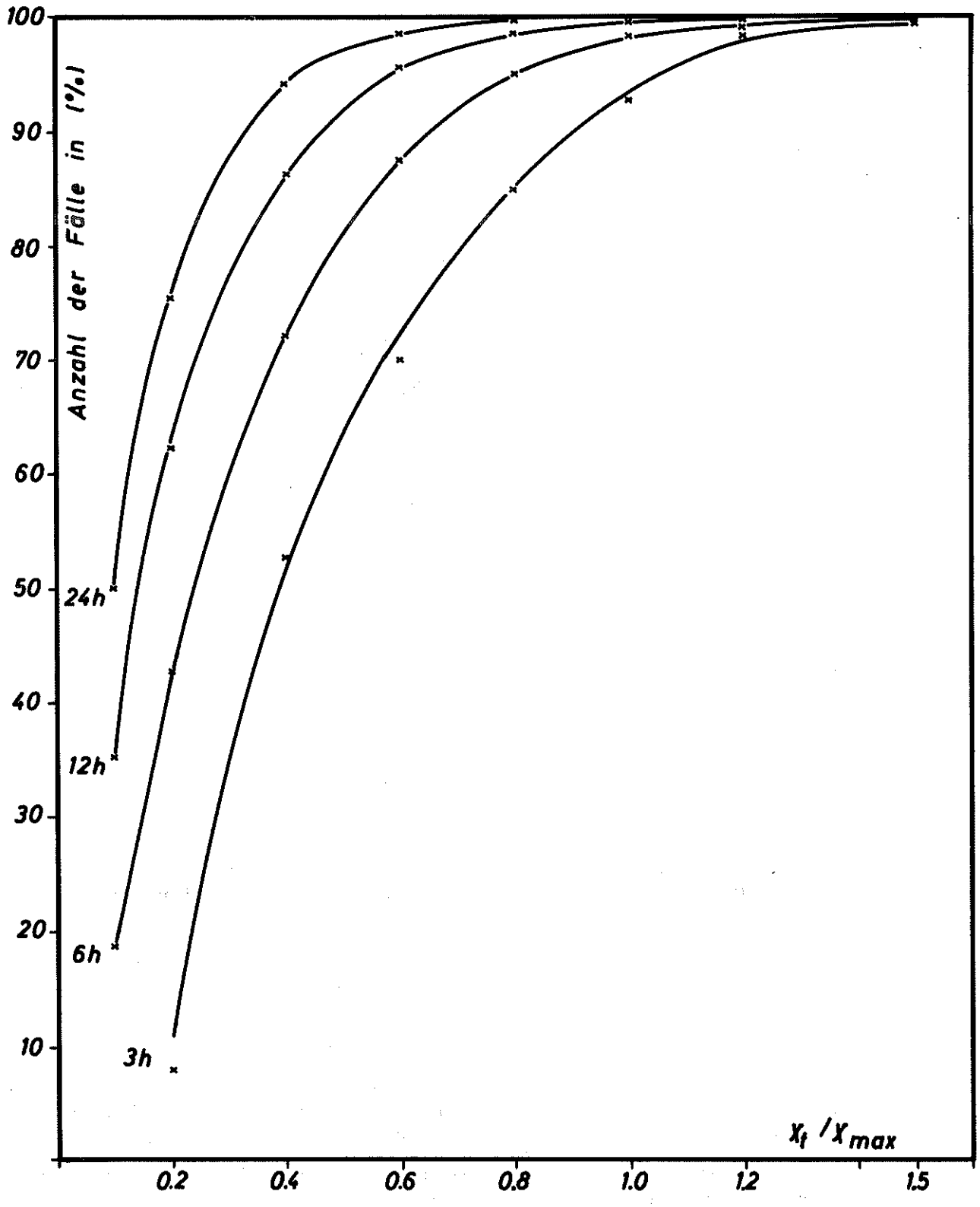
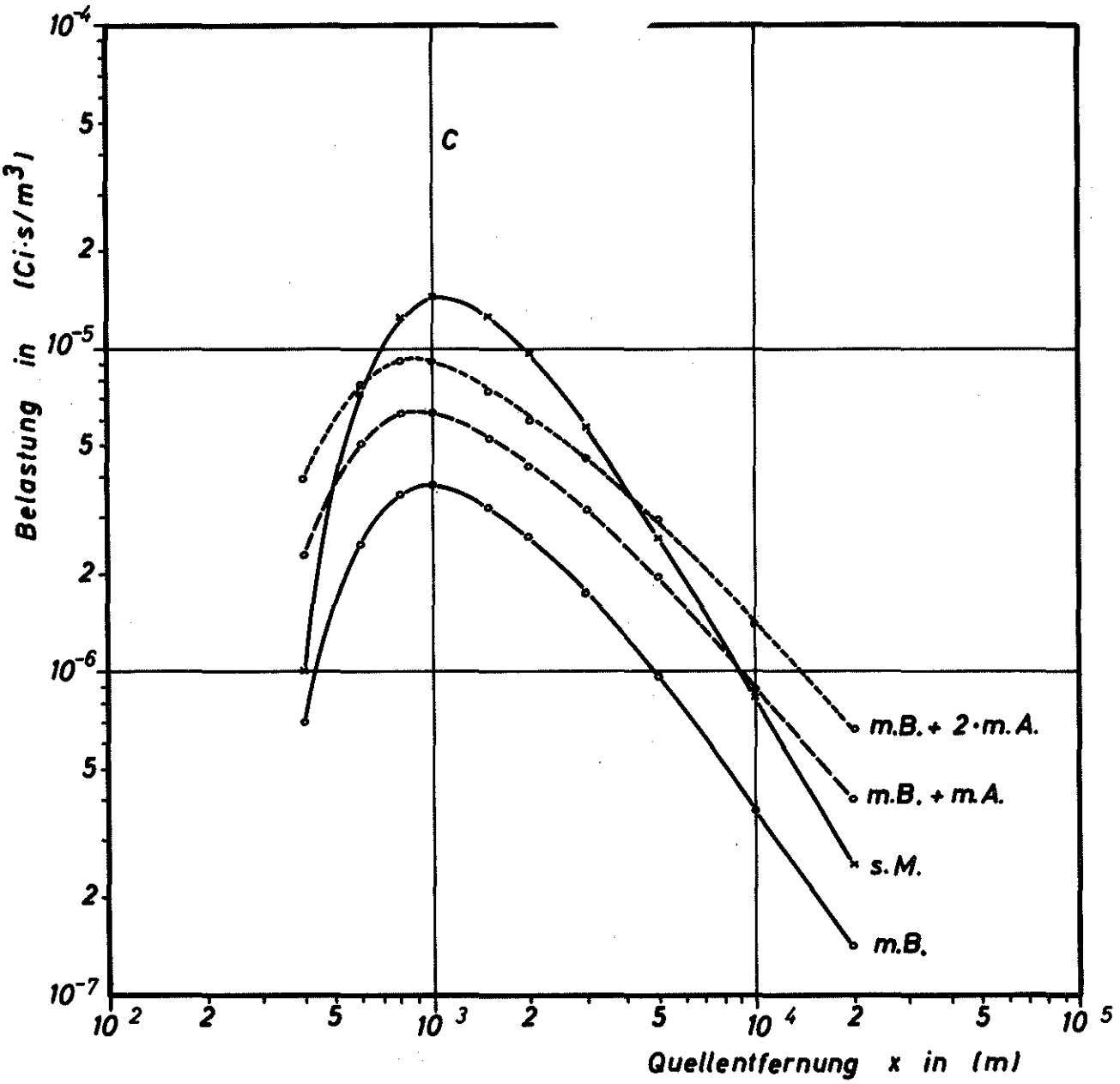


Abb. 3 Verhältnis der tatsächlichen Belastung bei wechselnden meteorologischen Bedingungen zur Belastung unter konstant anhaltenden Bedingungen an der Stelle x_{max} der anfänglich maximalen Konzentration während einer 3-, 6-, 12- und 24-stündigen Emission in 100 m Höhe bei gleicher Quellmenge, Hannover 1968.



b.4 Auf Q/u=1 normierte Inhalationsbelastung nach einer Einzelemission (s.M.) im Vergleich mit der mittleren Belastung (m.B.), mit der mittleren Belastung plus deren mittleren Abweichung (m.B.+m.A.) und mit der mittleren Belastung plus deren doppelten mittleren Abweichung (m.B.+2·m.A.) nach einer sechsstündigen konstanten Emission unter sonst gleichen Anfangsbedingungen, Quellhöhe h=1oo m, leicht instabile Diffusionsklasse, Hannover 1968-7o.

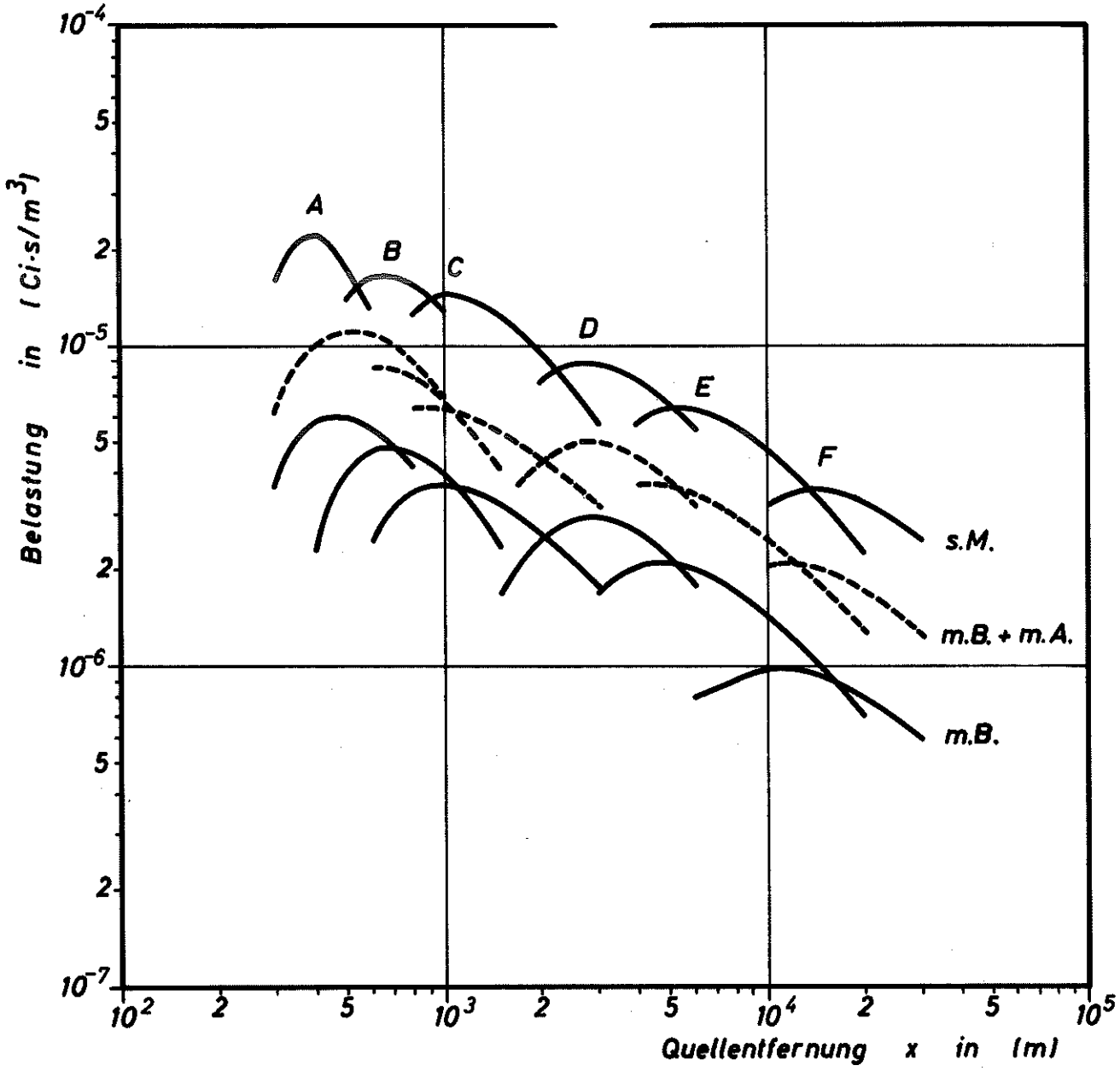


Abb.5 Auf Q/u=1 normierte Inhalationsbelastungen nach Einzelemissionen (s.M.) im Vergleich mit den mittleren Belastungen (m.B.) und mit den mittleren Belastungen plus deren mittleren Abweichungen (m.B.+m.A.) nach sechsstündigen konstanten Emissionen unter jeweils gleichen Anfangsbedingungen für alle Diffusionsklassen, Quellhöhe h=1oom, Hannover 1968-7o.

Diffusionskonstante und Anlagerungsgeschwindigkeit von radioaktivem Jod in der Atmosphäre +)

Jerzy Krześniak ++)

Strahlenzentrum der Justus Liebig-Universität,
Institut für Biophysik, 63 Gießen, Leihgesterner Weg 217, BRD

A. Einleitung

Das aus kerntechnischen Anlagen freigesetzte radioaktive Jod kann in der Luft in verschiedenen Formen auftreten. In Abb. 1 wird das Reaktionsverhalten des freigesetzten Jods und seiner Verbindungen schematisch dargestellt (nach I.A.E.A. (1)). Nach heutiger Erkenntnis sind vor allem elementares Jod J_2, Jodidionen, die in Gegenwart von Licht zu J_2 oxidiert werden und Methyljodid für die Auslegung von Jodfiltern zu berücksichtigen (nach Atkins (2) und Hillary (3)). Weitere organische gasförmige Jodverbindungen sind Jodwasserstoff HJ und Jodhydroxid HOJ.

Der Anteil dieser verschiedenen Jodformen an der insgesamt freigesetzten Jodmenge schwankt in weiten Bereichen und ist von den Bedingungen während der Freisetzung und vom Transportweg abhängig.

+) Die Untersuchungen wurden mit Mitteln der Alexander von Humboldt-Stiftung gefördert.

++) Stipendiat der Alexander von Humboldt-Stiftung vom Centralne Laboratorium Ochrony Radiologicznej, ul. Konwaliowa 7, o3-194 Warszawa, Polen

Vermutlich treten die in der Raum- und Abluft kerntechnischen Anlagen kurz nach der Freisetzung zu erwartenden Konzentrationen an elementarem Jod und Methyljodid ausschließlich in Dampf- bzw. Gasform auf (nach Wilhelm (4)). Da elementares Jod durch Adsorption bzw. chemische Reaktionen an den Oberflächen der Räume und Einbauten, an den Wandungen der Luftkanäle usw. teilweise zurückgehalten wird, ist zu erwarten, daß mit steigender Entfernung vom Freisetzungsort der Anteil an leichtflüchtigen Jodverbindungen, z.B. Methyljodid, ansteigt. Außerdem mit Verweilzeit in der Luft wächst der an Aerosole angelagerte Anteil und der Anteil an Verbindungen aus chemisch umgesetztem radioaktivem Jod.

Das Verhalten des Jods in der Atmosphäre hängt im wesentlichen von den physikalischen Eigenschaften der verschiedenen Jodformen und von der Aerosol-Bedingungen ab.

Für den Strahlenschutz und die Luftüberwachung sind die wichtigen Probleme:

1) Die Messung der Aktivitätskonzentration der verschiedenen Jodformen in der Luft;

2) die Kenntnis der an Aerosole gebundenen Jodmenge in der Atmosphäre.

Das erste Problem wurde bereits von vielen Autoren untersucht und durch Verwendung von Filtermaterialien mit guten Abscheideeigenschaften (nach Wilhelm (1) und Krześniak (5)) und Mehrfiltermethode (nach Barry (1) und Brion (1), Krześniak (5) und Pfeiffer (6)) gelöst.

Das zweite Problem ist bis jetzt noch nicht zufriedenstellend gelöst (nach Clough (7)). Da experimentelle Ergebnisse über

die Anlagerungsgeschwindigkeit des radioaktiven Jods oder Methyljodids weder an künstlichen monodisperse Aerosole, noch an atmosphärische Aerosole vorliegen, sollten diese in den vorliegenden Untersuchungen bestimmt werden. Mit der somit erhaltenen Anlagerungskonstanten läßt sich dann der Anteil der unangelagerten und angelagerten Jodformen in der Atmosphäre, in Abhängigkeit von Ort und Zeit, nach der Freisetzung angeben.

In der vorliegenden Arbeit wurde zuerst die Diffusionskonstante für $CH_3{}^{131}J$ in aerosolfreier Luft mit Hilfe eines Diffusionsrohres ermittelt, die für die Berechnung der Anlagerungsprozesse notwendig ist. Anschließend wurden erste experimentelle Untersuchungen zum Studium der Methyljodid-Anlagerung an Aerosole (atmosphärische und künstliche Aerosole) durchgeführt.

B. Versuchsmethode

Die hier angewandte Methode zur experimentellen Bestimmung der Diffusionskonstanten und der Anlagerungsprozesse der ^{131}J-Moleküle an Aerosle besteht darin, daß die Anlagerung der ^{131}J-Moleküle an die Rohrwand oder an Aerosolteilchen in einem zylinderförmigen Kunststoffrohr gemessen wird. Dabei wird das Rohr von einem radioaktiv markiertem Gas mit Aerosolteilchen laminar durchströmt. Die Rohrwand ist mit Filterpapier ausgekleidet. Diese Methode wurde schon zur experimentellen Bestimmung der Anlagerungsprozesse von ^{220}Rn-Folgeprodukten an Aerosole verwendet (nach Porstendörfer (8)). In Abb. 2 sind die ^{131}J-Anlagerungsprozesse im Diffusionsrohr dargestellt. Die das Rohr durchströmenden ^{131}J-Moleküle der Konzentration $\hat{n}$ (t) in Anwesenheit von Aerosolteilchen der Konzentration $\hat{Z}$ (t) sind im allgemeinen drei Prozessen unterworfen:

1. Der Anlagerung an Aerosolteilchen mit der Anlagerungsgeschwindigkeit $X(d,\hat{Z}) = \hat{Z}(d) \cdot \beta(d)$,

2. der Anlagerung an die Rohrwand mit der Anlagerungskonstanten $a_w = f(D_K)$,

3. der Desorption von reinem oder organisch-chemisch gebundenem ^{131}J von den Aerosolteilchen zurück in den Gasstrom mit einer Desorptionsgeschwindigkeit $X_D(d,Z) = Z(d)\beta_D(d)$

Dabei ist $\beta(d)$ - Anlagerungs- und $\beta_D(d)$ Desorptionskoeffizient.

Das Diffusionsrohr (Abb. 2) wird bei $1 = 0 (t = 0)$ mit Luft einer Aerosolkonzentration $\hat{Z}$ $(t = 0)$ und einer ^{131}J-Konzentration $\hat{n}$ $(t = 0)$ beschickt, die mit einer Geschwindigkeit w die Rohrlänge L in der Zeit T laminar durchströmt. Während des Durchströmens lagert sich ein Teil der J-131 Moleküle an Aerosolteilchen und an der Oberfläche des Filtermaterials der Rohrwand an.

Bei Kenntnis der unangelagerten und auch der angelagerten J-Aktivitäten am Ende des Diffusionsrohres kann man die Anlagerungsgeschwindigkeit an Aerosole ermitteln. Es muß vorausgesetzt werden:

1. Die Aerosolkonzentration muß im Diffusionsrohr konstant bleiben, d.h. es können bei diesem Meßverfahren nur solche Teilchengrößen und Strömungsgeschwindigkeiten gewählt werden, bei denen die Diffusionsverluste vernachlässigbar sind. In Abb. 3 ist die errechnete Durchlässigkeit für Aerosole für das verwendete Diffusionsrohr bei vier Durchströmgeschwindigkeiten w = o,4; o9; 1,8 und 4,4 cm/s (mit Werten für die Diffusionskonstante (nach Fuchs (9)) errechnet) aufgezeichnet. Für alle

Aerosolteilchen, die größer als o,o1 μm sind, hat dieses Rohr 1oo% Durchlässigkeit. Sedimentationsverluste lassen sich durch Senkrechtstellen des Rohres vermeiden.

2. Die Desorption des ^{131}J von der Rohrwand muß vernachlässigbar sein.

Berücksichtigt man nur durchströmende ^{131}J-Moleküle ohne Aerosolteilchen, kann man bei Kenntnis der Durchlässigkeitsfunktion D_i (a_w, t) (Gormley und Kennedy (1o), Twomey (11)) für die ^{131}J-Konzentration $\hat{n}$ (t) in der Rohrluft an der Stelle t des Rohres folgendes schreiben:

$$\hat{n}(t) = \hat{n}(0)\, D_i(a_w, t) \qquad (1)$$

mit

$$D_i(a_w, t) = o{,}819o4 \cdot e^{-a_w t} + 0{,}09752 \cdot e^{-6{,}099\, a_w, t} + 0{,}03248\, e^{-15{,}6\, a_w t} + 0{,}0157 \cdot e^{-29{,}9 \cdot a_w \cdot t}$$

und $a_w = 7{,}3136 \cdot \pi \cdot D_K/(2F)$

(F - Rohrquerschnitt, D_K - Diffusionskonstante der ^{131}J-Moleküle in der Luft).

in guter Näherung für $t > \frac{1}{6{,}o99} = o{,}164$ [s] braucht man nur das erste Glied der Funktion $D_i(a_w, t)$ aus Gl. (1) zu berücksichtigen und kann schreiben:

$$D_i(a_w, t) \approx K \cdot e^{-a_w \cdot t} = K\, e^{-a'_w\, l} \qquad (2)$$

mit $K = o{,}819o4$ $(a'_w = 7{,}3136\, \pi \cdot D_K/(2w \cdot F)$,

$V = w \cdot F$, l = Rohrlänge, w - Durchströmungs- und V - Durchflußgeschwindigkeit)

Mit Hilfe von Gl. (2) kann man leicht aus Versuchen mit aerosolfreier J-Luft durch Messung der J-Aktivitätsverteilung an der Rohrwand oder der Jodaktivität in der Luft am Rohrende ($t = T$) die Größe a_w bzw. a'_w und damit die Diffusionskonstante D_K ermitteln.

Wird das Diffusionsrohr noch mit Aerosolen beschickt, dann ist noch der Anlagerungsprozess an den Teilchen zu berücksichtigen, und man erhält die unangelagerte ($n(t)$) und an Aerosole angelagerte ($Z(t)$) J-Konzentrationsverteilung im Diffusionsrohr aus den Differentialgleichungen

$$\frac{d\,n(t)}{dt} = -\left[a_w + X(d,\hat{Z})\right] \cdot n(t) + X_D(d,\hat{Z}) \cdot Z(t) \tag{3}$$

$$\frac{dZ(t)}{dt} = X(d,\hat{Z}) \cdot n(t) - X_D(d,\hat{Z}) \cdot Z(t) \tag{4}$$

mit den Anfangsbedingungen im Rohr an der Stelle $t = 0$

$$n(t = 0) = \hat{n}\,(0) \cdot K \text{ und } Z(t = 0) = 0$$

Als allgemeine Lösung dieser zwei linearen Differentialgleichungen erhält man für die unangelagerte und angelagerte ^{131}J-Molekülkonzentration im Rohr an der Stelle t

$$n(t) = \hat{n}\,(0) \cdot K \cdot \frac{(a_w + 2X + r_1)\,(a_w - 2X + r_2)}{(a_w + 2X - 2X_D)\,(r_2 - l_1)} \cdot \left[\frac{2X_D + r_2}{a_w + 2X + r_2} \cdot e^{r_2 t} - \frac{2X_D + r_1}{a_w + 2X + r_1} \cdot e^{r_1 t}\right] \tag{5}$$

$$Z(t) = \hat{n}\,(0) \cdot K \cdot \frac{(a_w + 2X + r_1)\,(a_w + 2X + r_2)}{(a_w + 2X - 2X_D)\,(r_2 - r_1)} \cdot \left[e^{r_2 t} - e^{r_1 t}\right] \tag{6}$$

mit folgenden Wurzeln:

$$r_1 = -\frac{1}{2}\left\{(a_W + X + X_D) + \left[(a_W + X + X_D)^2 - 4\, a_W \cdot X_D\right]^{\frac{1}{2}}\right\}$$

$$r_2 = -\frac{1}{2}\left\{(a_W + X + X_D) - \left[(a_W + X + X_D)^2 - 4\, a_W \cdot X_D\right]^{\frac{1}{2}}\right\}$$

Für die $\frac{Z(T)}{n(T)}$ - und $\frac{n(T) + Z(T)}{\hat{n}\,(0)}$ -Werte aus Gl. (5) und Gl. (6), die sich aus getrennt gemessenen n(T)- und Z(T)-Werten in den Endfiltern ermitteln lassen, ergibt sich folgendes:

$$\frac{Z(T)}{n(T)} = \frac{e^{r_2 T} - e^{r_1 T}}{\frac{2X_D + r_2}{a_W + 2X + r_2} \cdot e^{r_2 T} - \frac{2X_D + r_1}{a_W + 2X + r_1}\, e^{r_1 T}} \qquad (7)$$

$$\frac{n(T) + Z(T)}{\hat{n}^2(0)} = \frac{(a_W + 2X + r_1)\,(a_W + 2X + r_2)}{(a_W + 2X - X_D)\,(r_2 - r_1)} \cdot$$

$$\left[\frac{a_W + 2(X + X_D + r_2)}{a_W + 2X + r_2} \cdot e^{r_2 T} - \frac{a_W + 2(X + X_D + r_1)}{a_W + 2X + r_1} \cdot e^{r_1 T}\right] \qquad (3)$$

In den Gleichungen (5) und (6) für n(t) und Z(t) ist neben der Größe $\hat{n}$ (0) nur noch die Anlagerungskonstante X und X_D unbekannt. Die Größe a_W wird aus Vorversuchen mit aerosolfreier (Z (0) = 0) J-Luft ermittelt. In Abb. 4 ist das Verhältnis

$$\frac{n(t)}{Z(t)} \quad \text{bzw.} \quad \frac{n(t) + Z(t)}{\hat{n}\,(0)}$$

in Abhängigkeit von X aus den Gleichungen (7) und (8), bei Voraussetzung $X_D = 0$, aufgetragen. Es wurde mit einer Diffusionskonstante $D_K = 8 \cdot 10^{-2}$ cm^2/s für J_2 bei 20°C experimentell durch Topley (12) berechnet. Durch Messung der Aktivitäten n(T) und Z(T) am Ende des Rohres kann man dann aus den Kurven in Abb. 4 die Anlagerungskonstante X ermitteln.

Die Lösung des Differentialgleichungssystems (3) und (4), d.h. die Funktionen (5) und (6) bzw. (7) und (8), wurden mit Hilfe der elektronischen Rechenanlage CD 3300 der Justus Liebig-Universität Gießen tabelliert.

Bei einem monodispersen Aerosol mit bekanntem Teilchendurchmesser (d) und bekannter Teilchenkonzentration Z (0) ergibt sich dann aus dem Ermittelten $X(d, Z) = \beta(d)\ Z\ (d)$ der Anlagerungskoeffizient $\beta(d)$ für Jod. Für ein polydisperses Aerosol, wie z.B. das atmosphärische Aerosol mit der Teilchengrößenverteilung $\Delta Z(d)$, erhielt man dann die gesamte Anlagerungskonstante (nach Porstendörfer (13))

$$\bar{X} = \sum \beta(d) \cdot \Delta Z(d).$$

X bzw. $\bar{X}$ stellen ein Maß für die Anlagerungsgeschwindigkeit des Radionuklids an ein monodisperses bzw. polydisperses Aerosol dar.

C. Versuchsaufbau

Der Versuchsaufbau ist in Abb. 5 dargestellt. Zum Studium der oben genannten Probleme wurden zuerst Generatoren zur Erzeugung von Jod und Methyljodid sowie eine Filtertestapparatur zur Bestimmung der Abscheideeigenschaften verschiedener Filtermaterialien (Krześniak (5)) gebaut.

Diese beiden Generatoren dienen als radioaktive Jodquellen von bestimmter regelbarer Konzentration .

Als Aerosol wurden atmosphärisches Aerosol und monodisperse Paraffinteilchen verwendet. Die Aerosolkonzentration wurde mit einem automatischen Kernzähler gemessen und die Teilchengröße des atmosphärischen und Paraffin-Aerosols mit einem Aerosolspektrometer nach Verfahren von Porstendörfer (14) bestimmt. Die Herstellung dermonodispersen Paraffinteilchen erfolgte mit einem LA-MER-Generator.

Die Innenseite der Rohrwand des Diffusionsrohres wurde mit einem Filter belegt, der das angelagerte Methyljodid fest adsorbierte. Dazur wurden in Vorversuchen der Abscheidegrad und Desorptionsverhalten von Filtermaterialien studiert.
In Abb. 6 ist die Durchlässigkeit D_i für Methyljodid in Abhängigkeit von der Zahl der Aktivkohlepapier S + S Nr. 5o8 (1o% TEDA imprägniert) dargestellt (nach Krześniak (5)).
Außerdem wurde festgestellt, daß die Desorption des an diesem Aktivkohlepapier angelagerten Methyljodids vernachlässigbar und damit zur Auslegung des Rohres geeignet war.
Am Ende des Diffusionsrohres befand sich zuerst ein Aerosolfilter, S + S Nr. 9473, der nur das radioaktive und inaktive Aerosol abfilterte. Hinter dem Aerosolfilter wurde ein Aktivkohlepapierfilter (S + S, Nr. 5o8, 1o% TEDA imprägniert) zur Filterung des unangelagerten Methyljodids geschaltet. Anschließend wurde noch aus Sicherheitsgründen ein Aktivkohlefiltergranulat CGI 1% KJ imprägniert) zur Beseitigung noch der kleinsten Jodreste eingebaut (Abb. 7, nach Krześniak (5)). Mit dieser Aerosol- und Kohlefilterkombination war eine Trennung des gasförmigen und an Aerosole gebundenen Jods möglich.

Die Aktivität der einzelnen Filter wurde mit einem Bohrlochkristall NaJ/Tl spektrometrisch über die 364 keV- -Linie mit 3o% Ausbeute gemessen. Außerdem wurden die Lufttemperatur und die Luftfeuchte kontrolliert.

D. Meßergebnisse

1) Bestimmung der Diffusionskonstanten

Aus Versuchen mit aerosolfreier Methyljodid-Luft (T (0) = 0) wurde durch Messung der Jod-Aktivitätsverteilung längs der Rohrwand die wichtige Rohrkonstante (Anlagerungskonstante des Diffusionsrohres) und daraus die Diffusionskonstante des Jods ermittelt. Bei halblogarithmischer Auftragung der Aktivität an der Rohrwand in Abhängigkeit von der Rohrlänge bzw. Aufenthaltszeit kann man ab einer bestimmten Zeit t (Abschnitt B) aus den Steigungen der Geraden die Anlagerungskonstanten a'_w aus Gl. (2) bei verschiedenen Durchströmgeschwindigkeiten w (Abb. 8) bzw. a_w aus Gl. (1) und Abb. 9 ermitteln. Außerdem wurde die Rohranlagerungskonstante der Aktivitätsmessung am Endfilter des Rohres (Gleichung 1) erhalten. Die Meßpunkte sind mit in Abb. (9) eingetragen. Die Schwankungsbreite der gewonnenen a_w-Werte für verschiedene Durchströmgeschwindigkeiten w war relativ gering (Abb. (9)). Bei einem Rohrquerschnitt von F = 12,56 cm^2 wurden die Anlagerungskonstante an der Rohrwand a'_w bzw. a_w ermittelt. Alle Versuche wurden bei einer Lufttemperatur von 21 - 23°C und einer relativen Luftfeuchte von 53 - 63% durchgeführt. Mit Hilfe der gemessenen a'_w bzw. a_w-Werte wurde dann aus Gleichung (1) und (2) die Diffusionskonstante von Methyljodid errechnet zu $D_K = 8{,}7\ 10^{-2}\ cm^2/s$. Die von Adams et al. (15) gemessene Diffusionskonstante für $CH_3{}^{131}J$ liegt mit $D_K = 8{,}45\ 10^{-2}\ cm^2/s$ (25°C) noch innerhalb des Meßfehlers von ca. 5%.

2. Die Ergebnisse der $CH_3{}^{131}J$-Anlagerung an Aerosole

Die Verwendete atmosphärische Aerosol-Außenluft hatte eine Konzentration von ca. $6 \cdot 10^4$ Teilchen pro cm^3, das monodisperse Paraffin-Aerosol eine Konzentration von ca. $4 \cdot 10^4$ Teilchen pro cm^3 und eine Standardabweichung σ von $< 5\%$ (Abb. 10). Alle Versuche werden mit der Durchströmgeschwindigkeit von 1,9 cm/s der Luft bei 22°C und relativer Luftfeuchte von 44 - 46% durchgeführt. Die Meßergebnisse sind in Tabelle I zusammengestellt. Um am Endfilter noch meßbare angelagerte Z(T)-Aktivitäten zu bekommen, wurden bei den Versuchen hohe $CH_3{}^{131}J$-Konzentration im Luftstrom (Aktivitätskonzentration von ^{131}J ca. 10^{-3} Ci/m^3 und Massenkonzentration von J-0,2 mg/m^3) verwendet. Infolge der hohen Aktivität an der Rohrwand konnte auch die Desorption experimentell ermittelt werden. Sie erwies sich gegenüber der verbleibenden Wandaktivität als vernachlässigbar.

Die in Tabelle I erhaltenen $\frac{Z(T)}{n(T)}$- Werte beweisen folgendes:

Es war keine signifikante $CH_3{}^{131}J$-Menge an künstlichen und natürlichen Aerosole angelagert. Die sehr niedrigen Z(T)-Werte am Aerosolfilter können auf Verunreinigungen berühren, wie die Meßergebnisse aus den Desorptionsversuchen zeigen.
Das Methyljodid verhält sich wie ein Gas und löst sich somit nur im Aerosolmaterial. Wie eine Abschätzung (als Löslichkeitskoeffizient α = 1,2 nach Nussbaum (16) ermittelt) zeigt, ist dieser gelöste Anteil auch bei hohen Aerosolkonzentrationen so niedrig, daß er sich in diesen Untersuchungen nicht meßbar und auch für den Strahlenschutz und für die Luftüberwachung vernachlässigbar ist.

Wahrscheinlich sind die Verhältnisse für die Anlagerung von atomarem Jod ganz anders geartet. Da wird eine starke Anlagerung an Aerosole stattfinden. Die Untersuchungen darüber sind noch im Gange.

Herrn Doz, Dr. Justin Porstendörfer sei herzlich für die zahlreichen Diskussionsbeiträge und auch für die großzügige und wohlwollende Unterstützung und wissenschaftliche Betreuung bei der Durchführung dieser Arbeit gedankt.

Ebenfalls danke ich Herrn Dipl. Math. Dieter Weiss für die Bearbeitung des Programms für die numerische Lösung der Differentialgleichungen.

Literaturverzeichnis

1. Technical Report Series No 148, Control of Iodine in the Nuclear Industry, IAEA, Vienna (1973)
2. D.H.F. Atkins and A.E.J. Eggleton: Iodine Compound Formed on Release of Carrier-Free Iodine-131, AERE-M 1211 (1963)
3. J.J. Hillary and J.G. Taylor: The Civil AGR Highly Gas Treatment Test, UKAEA, TRG Report 888 (W) (1965)
4. J.G. Wilhelm: Verhalten von Jod-Sorptionsmaterialien, Seminar über Jodfilter und ihre Prüfung, Karlsruhe, 4. - 6. Dezember 1973, S. 1-25
5. J. Krześniak: Noch nicht veröffentlicht
6. K. Pfeiffer: Messungen zur Bestimmung der Jodzusammensetzung in der Raum- und Gebäudeluft eines Kernkraftwerkes mit Siedewasserreaktor, Seminar über Jodfilter und ihre Prüfung, Karlsruhe, 4. - 6. Dezember 1973, S.95-119
7. W.S. Clough, L.B. Cousins, A.E.J. Eggleton: Radioiodine Adsorption on Particulate Matter, Conf. 650407, p. 242, April 1965
8. J. Porstendörfer; Die experimentelle Bestimmung der Koeffizienten der Anlagerung der neutralen und elektrisch geladenen Radon-Folgeprodukte an Aerosole, Zeitschr. f. Physik 217, 136-149 (1968)
9. N.A. Fuchs: The Mechanics of Aerosol, Pergamon Press, 1964
10. P.G. Gormley and M. Kennedy: Diffusion from a Stream Flowing through a Cylindrical Tube, Proc. Roy Irish Acad., Sect. A 52, 163 (1949)
11. S. Twomey: Equations for the Decay by Diffusion of Particles in an Aerosol Flowing through Circular and Rectangular Channels, Bulletin de l'Observatoire de Puy de Dome, A, 173 (1962)

12. B. Topley, R. Whytlaw Gray: The Diffusion Coefficient of Iodine, Phil. Mag., 4, 873 (1927)

13. J. Porstendörfer: Die Anlagerungsgeschwindigkeit der elektrisch geladenen und neutralen Emanationsfolgeprodukte an das atmosphärische Aerosol, Pure and Applied Geophysics, Vol. 77, S. 175 (1969/VI)

14. J. Porstendörfer: Die Bestimmung der Größenverteilung von Aerosolen mit Hilfe der radioaktiven Mwrkierung und der Spiralzentrifuge. Aerosol Science, Vol. 4, p.p. 456-354 (1973)

15. R.E. Adams, R.L. Bevinett, W.E. Browning, Jr.: Characterization of Volatile Forms of Iodine at High Relative Humidity by Composite Diffusion Tubes, ORNL-3985, Augut 1966

16. E. Nussbaum: Radon Solubility in Body Tissues an in Fathy Acides, UR-503 (1957)

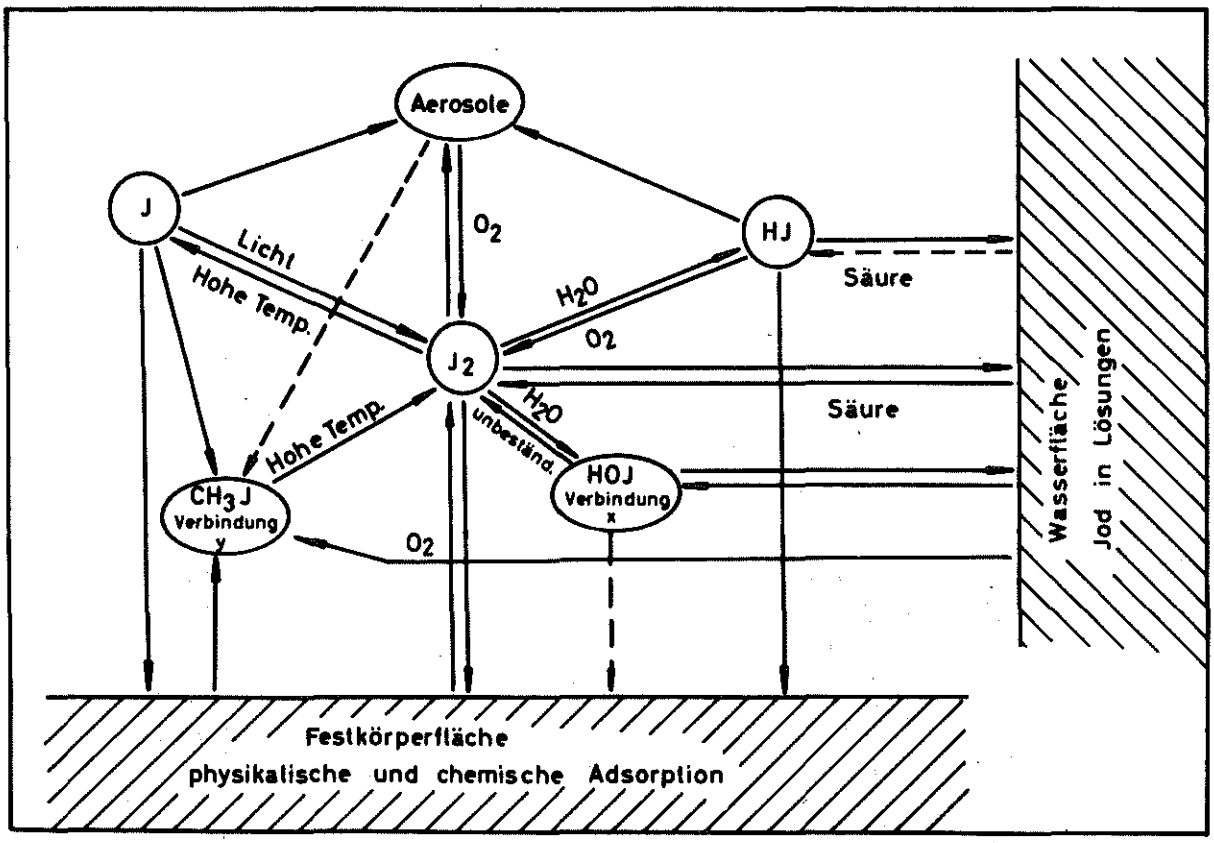


Abb. 1: Schematische Darstellung des Reaktionsverhaltens des freigesetzten Jods und seiner Verbindungen (nach IAEA (1))

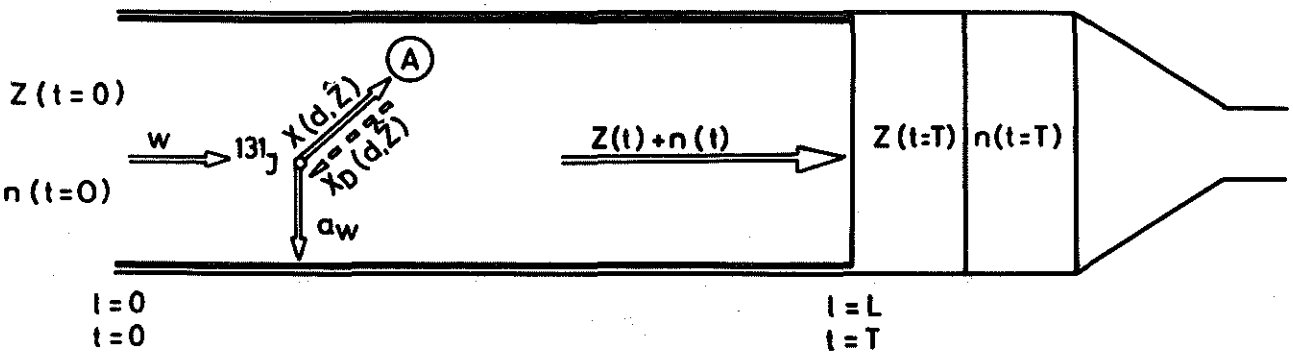


Abb. 2: ^{131}J-Anlagerungsprozesse an Aerosole im Diffusionsrohr

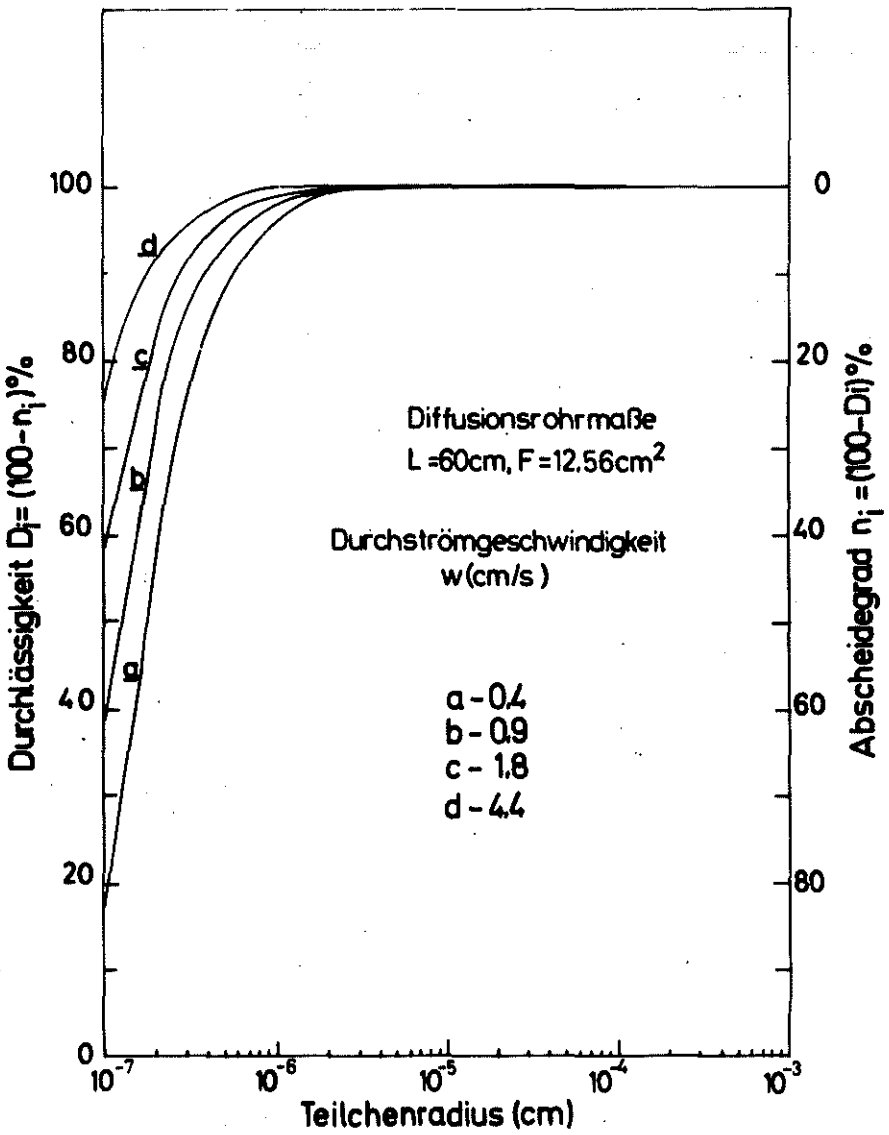


Abb. 3: Die errechneten Diffusionsverluste im verwendeten Rohr für Aerosole in Abhängigkeit von der Teilchengröße (nach Fuchs (9))

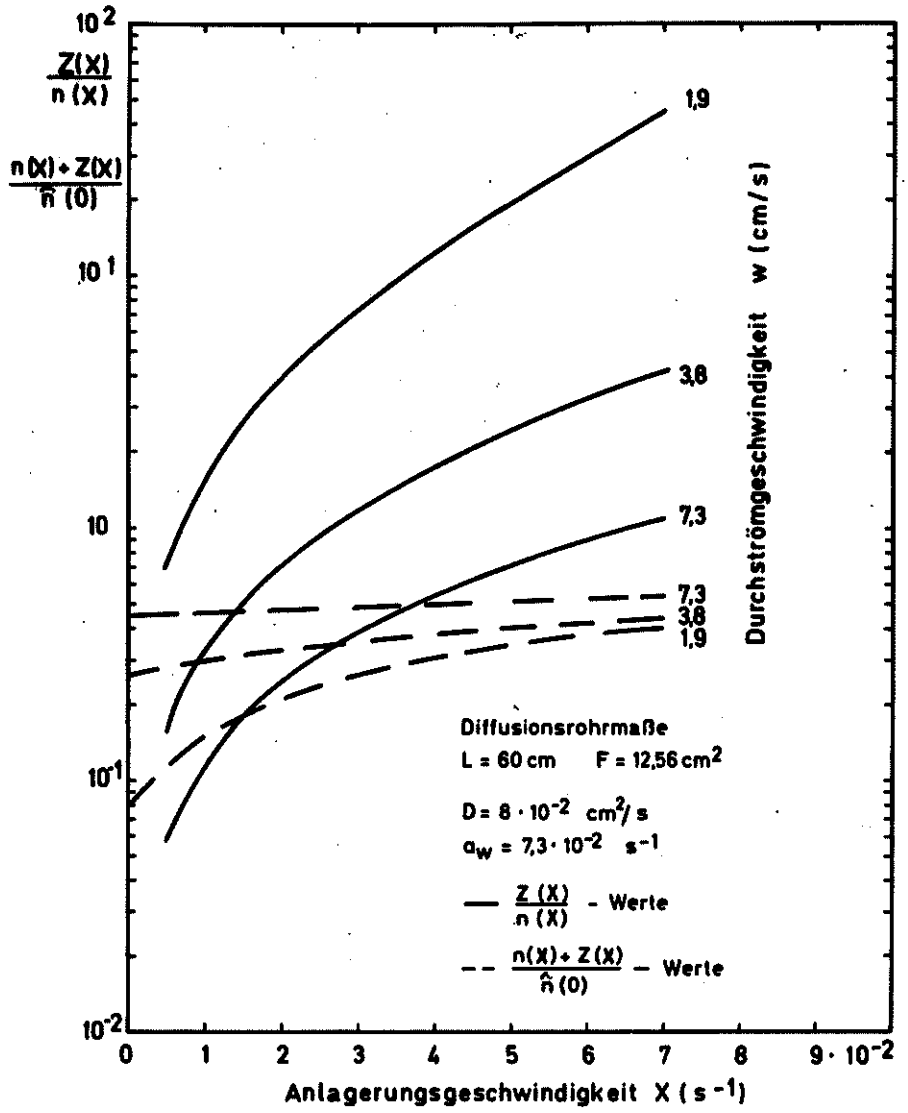


Abb. 4: Die errechneten $\frac{Z(X)}{n(X)}$- und $\frac{n(X) + Z(X)}{\hat{n}(0)}$-Werte aus Gl. (7) und Gl. (8) für J-Moleküle in Abhängigkeit von der Anlagerungsgeschwindigkeit X(d,Z) unter der Voraussetzung $X_D = 0$ ($D_K = 8 \cdot 10^{-2}$ cm²/s nach Topley (12))

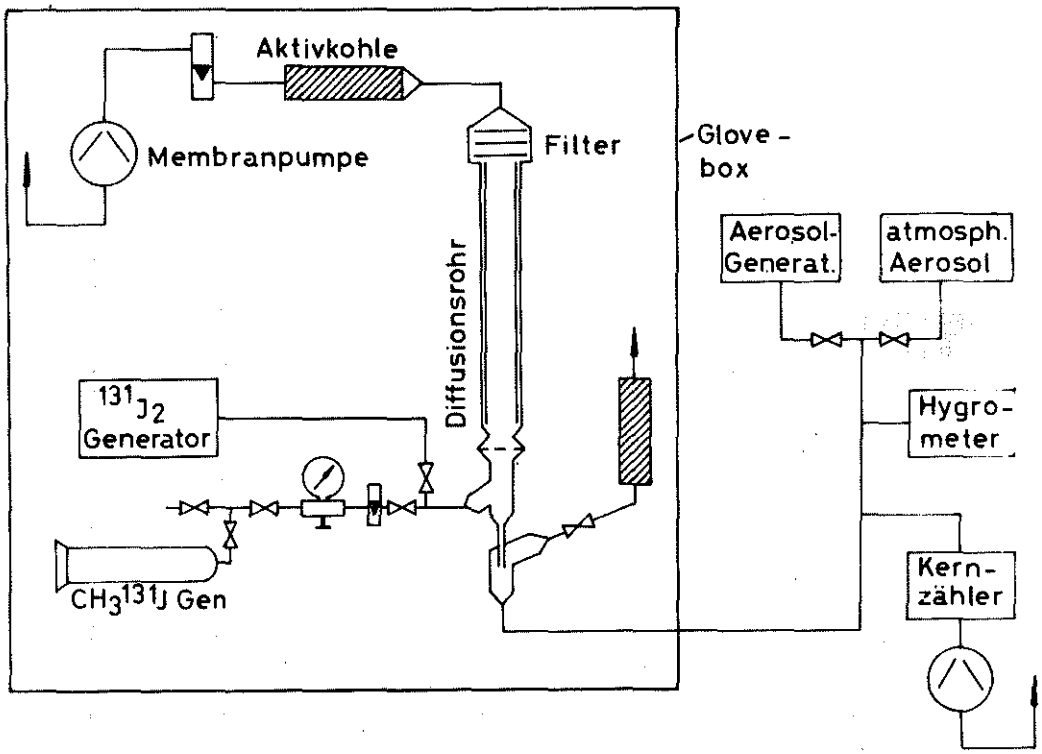


Abb. 5: Schematischer Versuchsaufbau zur Bestimmung der Diffusionskonstanten und Anlagerungsgeschwindigkeiten von ^{131}J und $CH_3{}^{131}J$ an Aerosole

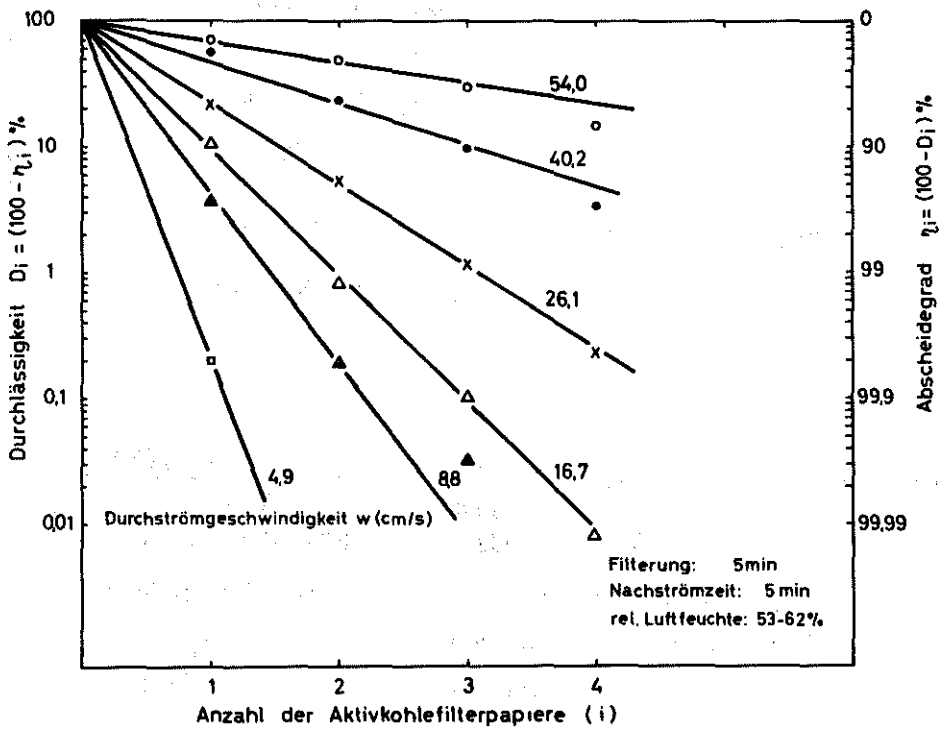


Abb. 6: $CH_3{}^{131}J$-Durchlässigkeit in Abhängigkeit von der Zahl der hintereinander geschalteten Aktivkohlefilterpapiere S & S No 5o8 - 1o% TEDA imprägniert (nach Krześniak (5))

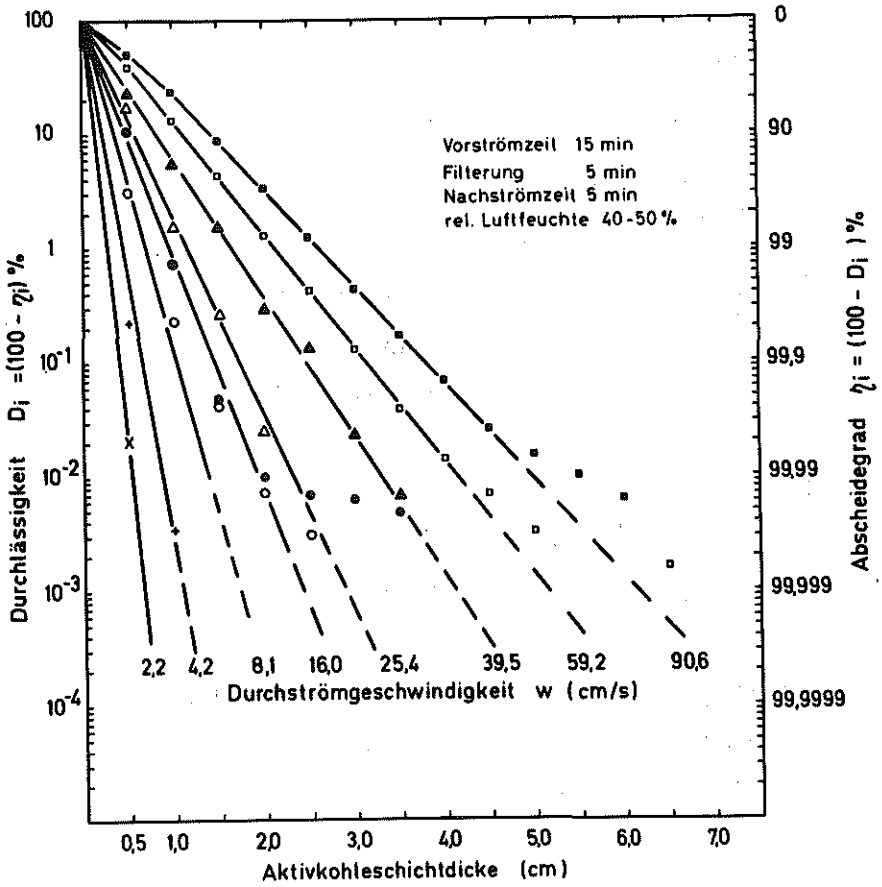


Abb. 7: $CH_3{}^{131}J$-Durchlässigkeit in Abhängigkeit von der Aktivkohleschichtdicke der intereinander geschalteten Aktivkohlefilter Norit CG I-1% KJ imprägniert (nach Krześniak (5))

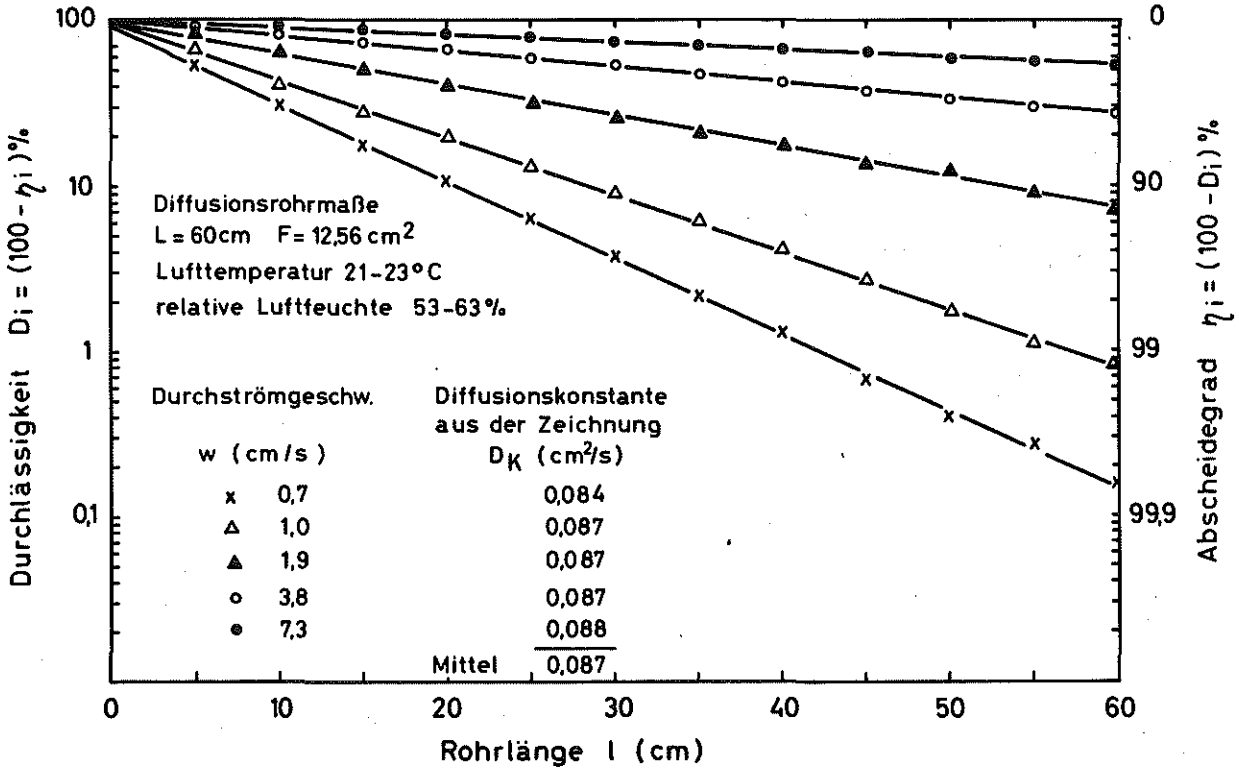


Abb. 8: $CH_3{}^{131}J$-Durchlässigkeit des Diffusionsrohres in Abhängigkeit von der Rohrlänge l

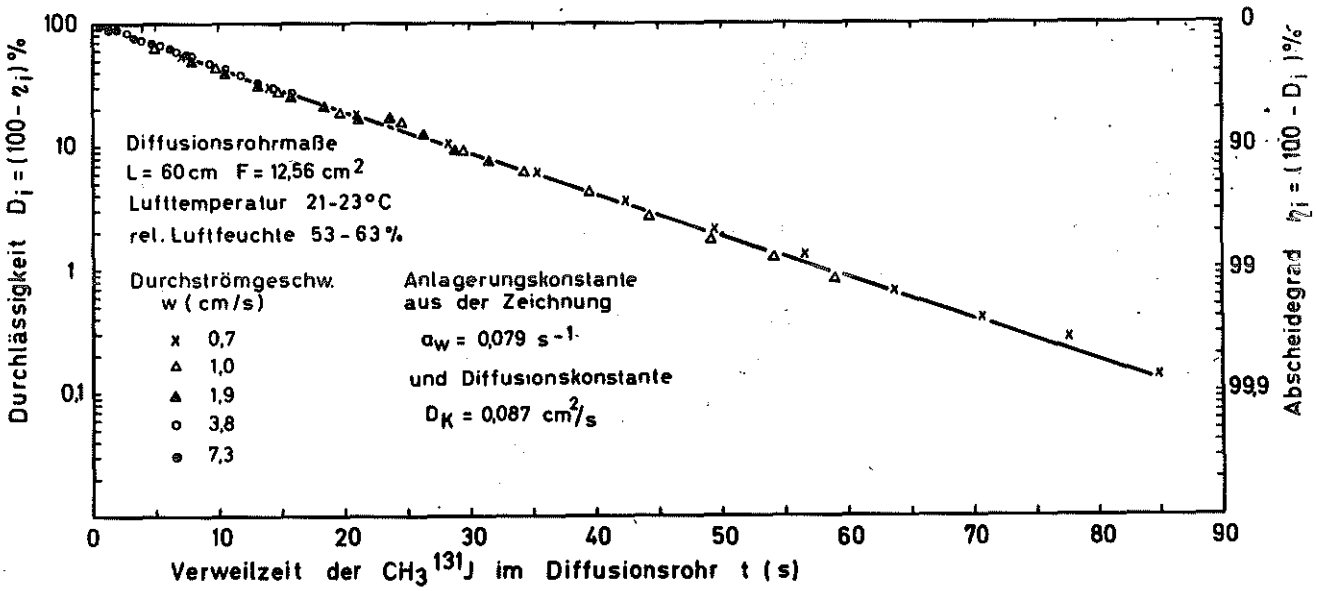


Abb. 9: $CH_3{}^{131}J$-Durchlässigkeit des Diffusionsrohres in Abhängigkeit von der Verweilzeit t für alle Versuche

	AEROSOLE	
	Atmosphärische	Monodisperse
	Teilchenkonzentration (T/cm³)	
	$(1 - 6) \cdot 10^4$	$(3,4 - 4) \cdot 10^4$
Am Endfilter gemessene $\frac{Z(T)}{n(T)}$ - Werte	$4,5 \cdot 10^{-4}$	$1,7 \cdot 10^{-4}$
Desorption von Rohrwänd während Aktivierung $\frac{Z_D(T)}{100 - [Z_D(T) + n_D(T)]}$ [%]	$6 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-4}$
$\frac{n_D(T)}{100 - [Z_D(T) + n_D(T)]}$ [%]	$1,4 \cdot 10^{-3}$	$2,4 \cdot 10^{-4}$
Theoretischer Wert für gelösten Anteil $CH_3{}^{131}J$ in Aerosole (α = 1,2 nach (15) ermittelt)		$7,4 \cdot 10^{-9}$

Tabelle I: Meßergebnisse der $CH_3{}^{131}J$-Anlagerungsuntersuchungen an atmosphärische und monodisperse Aerosole (bei 22°C und rel. Luftfeuchte von 44 bis 46%)

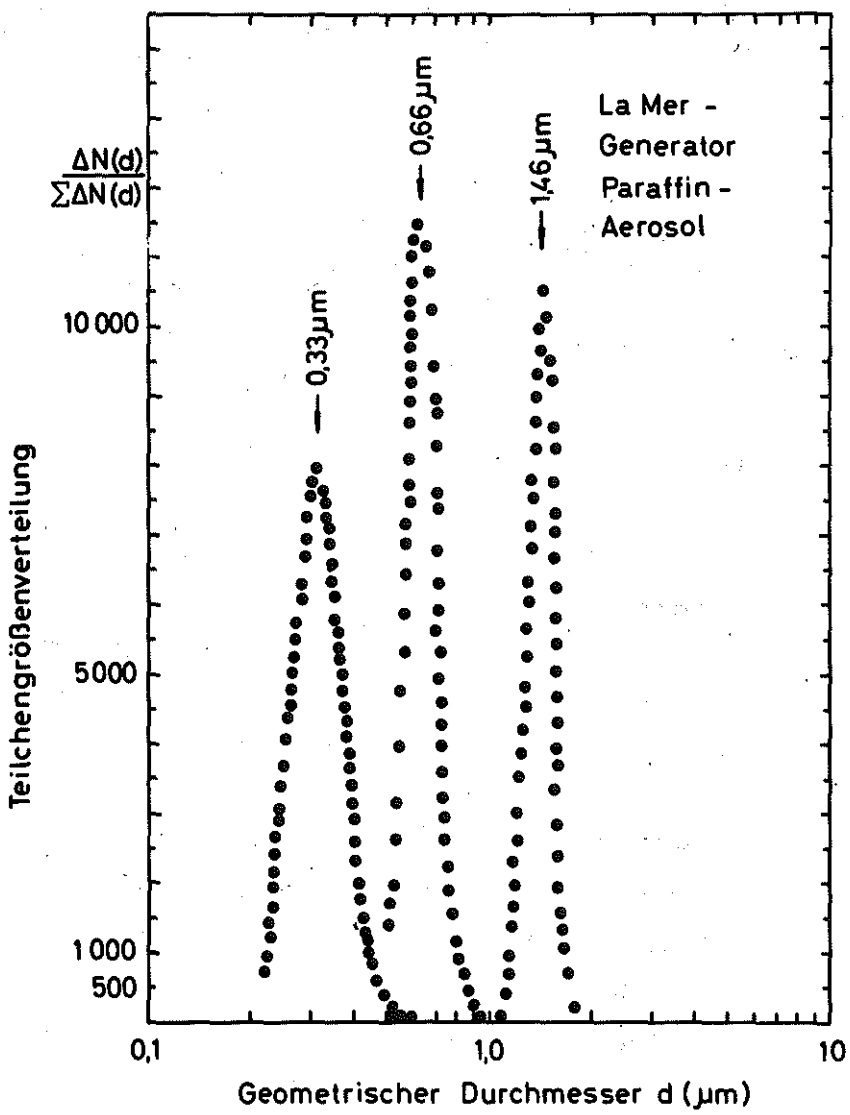


Abb. 10: Die gemessene Teilchengrößenverteilung $\frac{\Delta N(d)}{\Sigma \Delta N(d)}$ für monodisperses Paraffin-Aerosol

Vergleich der Größenverteilungen des inaktiven und radioaktiven Aerosols in der Atmosphäre

J. Porstendörfer
Strahlenzentrum, Institut für Biophysik
D-63 Gießen, Leihgesterner Weg 217

A. Einleitung

Die in der Atmosphäre freigesetzten radioaktiven Substanzen sind meist Edelgase (Krypton, Argon, Radon, Xenon),oder es sind Dämpfe (Jod, Blei, Wismut, Caesium). Ein Teil dieser freigesetzten Radioaktivität ist gebunden an die Partikel- bzw. Tropfenphase in unserer Atmosphäre.

Das in die Atmosphäre gelangte radioaktive Gas löst sich teilweise im Material des Aerosols, d.h. die gelöste Gasmenge in der Teilchenphase hängt vom Löslichkeitskoeffizienten (Osswald'scher Löslichkeitskoeffizient) und von der Massenkonzentration des Aerosols ab. Die Gaslöslichkeit variiert je nach Gasart und Material im Temperaturbereich 1 - 3o°C, von $\alpha = 10^{-4} - 10^{1}$. Legt man für eine Abschätzung einen Löslichkeitskoeffizienten von $\alpha = 1$ und eine Aerosolkonzentration von maximal 1 mg/m^3 mit einem Aerosolvolumen von ca. 10^{-3}cm^3/m^3 zugrunde, so ist der gelöste Gasanteil nur ca. der 10^{-9}te Teil der genannten gasförmigen Aktivität, d.h. bei Strahlenschutz und Strahlenüberwachungsproblemen vernachlässigbar.

Anders sehen die Verhältnisse bei der dampfförmigen Aktivität aus, die meist Atome, Moleküle oder Ionen fester oder flüssiger Substanzen sind, die sich meist festhaftend an die Aerosoloberfläche anlagern. Die Beladung eines Aerosols kann beliebig

stark sein, d.h. die entstandene Aktivität ist in absehbarer Zeit an irgendwelchen Oberflächen vollständig niedergeschlagen. Wichtig ist die Kenntnis der Konzentration und der Größenverteilung des durch Anlagerung entstandenen radioaktiven atmosphärischen Aerosols, denn dessen Verhalten und Wirkung hängt im wesentlichen von diesen Größen ab.

B. Der Anlagerungskoeffizient der Radionuklide

Die Konzentrationsmessung der an Aerosolen gefundenen Aktivität ist heute weitgehend problemlos. Es gibt so viele gute Filtermaterialien, die auch im Filterwirkungsminimum (o,1 - o,5 µm) noch einen guten Abscheidewirkungsgrad (> 99,9%) besitzen.

Sehr viel schwieriger ist die Bestimmung der Größenverteilung des radioaktiven Aerosols. Dieses ist mit dem inaktiven Teilchenspektrum $\Delta Z(d)$, (d = Durchmesser der Teilchen) durch den Anlagerungskoeffizienten ß verknüpft, d.h. bei Kenntnis der Größenverteilung eines Aerosols läßt sich mit Hilfe des Anlagerungskoeffizienten das aktivierte Teilchenspektrum berechnen.

Am Beispiel der Radonfolgeprodukte soll die Beziehung zwischen aktivem und inaktivem Teilchenspektrum erläutert werden. Ist $n_i(t)$ die Konzentration eines unangelagerten i-ten Radionuklids, so erhält man für die zeitliche Änderung der Verteilung des angelagerten i-ten Radionuklides:

(1)
$$\frac{d\,\Delta Z_i(d)}{dt} = \beta(d)\cdot \Delta Z(d)\, n_i(t) + \lambda_{i-1}\,\Delta Z_{i-1}(d) - \lambda_i\,\Delta Z_i(d)$$

Dabei ist λ_i die radioaktive Zerfallskonstante des Nuklides i

mit i = 0: ^{222}Rn(Rn); ^{220}Rn(Tn)

i = 1: ^{218}Po(RaA); ^{216}Po(ThA) u.s.w.

Im stationären Zustand erhält man aus (1) die Nuklidverteilung

$$(2) \quad \Delta Z_i(d) = \frac{\beta(d) \cdot \Delta Z(d)}{\lambda_i} \sum_{\nu=1}^{\nu=i} n_\nu(\infty),$$

und mit der gesamten Atomkonzentration des Nuklids i

$$(3) \quad \bar{Z}_i = \int_0^\infty \frac{d Z_i(d)}{dd} \, dd$$

und mit der Anlagerungskonstanten

$$(4) \quad \bar{X} = \int_0^\infty \beta(d) \cdot \frac{d Z(d)}{dd} \, dd$$

die relative Größenverteilung eines Nuklids, angelagert an die Aerosolverteilung Δ Z(d), zu

$$(5) \quad \frac{\Delta Z_i(d)}{\bar{Z}_i} = \beta(d) \frac{\bar{Z}}{\bar{X}} \cdot \frac{\Delta Z(d)}{\bar{Z}}$$

Dabei ist $\bar{Z} = \int_0^\infty \frac{dZ(d)}{dd} dd$ die gesamte Aerosolkonzentration.
Bei Kenntnis des Anlagerungskoeffizienten $\beta(d)$ kann man mit der bekannten inaktiven Größenverteilung $\Delta Z(d)$ eines Aerosols das radioaktive Teilchenspektrum berechnen. Die oben angeführten

Überlegungen gelten auch für andere sich anlagernde Radionuklide.

Die in Gleichung (5) auftretende Größe des Anlagerungskoeffizienten β wurde von mehreren Autoren berechnet (Bricard (1), Fuchs (2), Baust (3)). Er hänge im wesentlichen von der Diffusionskonstanten D des Radionuklids, der Teilchengröße d und einer Korrekturfunktion f ab. In der Funktion f ist außerdem noch die Abhängigkeit von der Ladungsverteilung des Aerosols ΔNp und von der mittleren freien Weglänge λ der Radionuklide in Luft enthalten. Es ist also

$$(6) \qquad \beta(d) = 2 \cdot \pi \cdot D \cdot d \cdot f(d, D, \Delta Np, \lambda)$$

Für Teilchen mit $d > 0{,}5\ \mu m$ ist $f(d) \approx 1$.
Die unterschiedlichen Werte der Anlagerungskoeffizienten der einzelnen Radionuklide sind im wesentlichen durch ihre verschieden großen Diffusionskonstanten gegeben. In früheren Untersuchungen wurden von uns die in Tabelle 1 aufgeführten Werte der Diffusionskonstanten von neutralen (D_o) und elektrisch geladenen (D) Folgeprodukte des Radons gemessen (Porstendörfer (4)). Neuere Untersuchungen an Methyljodid ergaben einen Wert von $D_o = 8{,}7 \cdot 10^{-2}\ cm^2/sec$ (Krzèsniak (5)). Wie die bisherigen Untersuchungsergebnisse zeigen, liegen die meisten Werte der Diffusionskonstanten der Spaltprodukte in der gleichen Größenordnung von $5 - 10 \cdot 10^{-2}\ cm^2/sec$, so daß die bis jetzt bekannten Werte über die Anlagerungskoeffizienten der Radon-Folgeprodukte in guter Näherung auch für die Spaltprodukte gelten.

Experimentelle Ergebnisse über den Anlagerungskoeffizienten ß von Radon-Folgeprodukten liegen von Lassen (6) und unter Beachtung des elektrischen Ladungszustandes der Radionuklide von Porstendörfer (7) vor. In Abb. 1 ist der von uns gemessene Anlagerungskoeffizient für ^{212}Pb-Atome und Ionen in Abhängigkeit vom Teilchenradius R dargestellt. Außerdem sind die mit

der gemessenen Diffusionskonstanten D bzw. D_o errechneten ß- bzw. $ß_o$-Werte eingezeichnet.

C. Der Anteil der unangelagerten Radionuklide in der Atmosphäre

Die zeitliche Abnahme der eingelagerten Radionuklidkonzentration infolge Anlagerung läßt sich durch eine e-Funktion beschreiben, und man erhält analog zur radioaktiven Zerfallskonstante bzw. der zugehörigen Halbwertszeit eine Anlagerungskonstante $X(d) = ß(d) \cdot Z(d)$. Bei einer vorliegenden Größenverteilung eines Aerosols erhält man also die in (4) angegebene gesamte Anlagerungskonstante $\bar{X}$ mit der entsprechenden Anlagerungszeit $T_a = \ln 2/\bar{X}$.

Die experimentelle Bestimmung dieser Anlagerungskonstanten von ^{212}Pb erfolgte mit einer schon früher beschriebenen Meßmethode (Porstendörfer (8)). Die Mittelwerte der Ergebnisse der Untersuchungen an dem atmosphärischen Aerosol sind in Tabelle 2 aufgeführt. Bei einer mittleren Aerosolkonzentration von $5 \cdot 10^4$ Teilchen/cm^3 wurde also eine Halbwertszeit der Anlagerung für neutrale (46 sec) und elektrisch geladene Radionuklide (29 sec) ermittelt. Da jedoch die Aerosolkonzentration in der Atmosphäre von 10^3 - 10^6 Teilchen/cm^3 und auch die Größenverteilung schwanken kann, können die damit verbundenen Anlagerungsgeschwindigkeiten sehr verschieden sein.

Da in der Atmosphäre laufend Radionuklide nachgeliefert bzw. nachgebildet werden, stellt sich schließlich ein Gleichgewichtszustand zwischen der angelagerten und unangelagerten Aktivität ein. Am Beispiel der ^{220}Rn- und ^{222}Rn-Folgeprodukte demonstriert, erhält man mit den dann angegebenen Ergebnissen für die Anlagerungsgeschwindigkeit eine zeitliche Änderung des unangelagerten Radionuklids durch

$$(6) \quad \frac{dn_i}{dt} = -n_i \bar{X} + n_{i-1}\lambda_{i-1} - n_i \lambda_i$$

Im stationären Zustand erhält man mit $\lambda_0 n_0 = (n_i + \bar{Z}_i)\lambda_i$ für das Verhältnis der Konzentration des i-ten unangelagerten Emanationsfolgeproduktes zur gesamten Konzentration des i-ten Nuklids:

$$(7) \quad \frac{n_i}{n_i + \bar{Z}_i} = \prod_{\nu=1}^{\nu=i} \frac{\lambda_\nu}{\bar{X} + \lambda_\nu}$$

In Abbildung 2 ist der unangelagerte Anteil der Emanationsfolgeprodukte für verschiedene Anlagerungsgeschwindigkeiten dargestellt. Für die Meßwerte $\bar{X}_o = 1{,}5 \cdot 10^{-2}(sec^{-1})$ bzw. $\bar{X} = 2{,}4 \cdot 10^{-2}(sec^{-1})$ ergeben sich die in Tabelle 3 zusammengestellten Werte. In den meisten Fällen kann man sagen, daß mit Ausnahme von ^{218}Po und ^{216}Po alle Edelgasfolgeprodukte in der Atmosphäre bis auf $<1\%$ angelagert sind. Nur in zivilisationsarmen Gegenden oder in größeren Höhen der Troposphäre, wo die Aerosolkonzentrationen sehr viel niedriger liegen können, wird der Anteil der unangelagerten Schwermetallatome beträchtlich höher liegen, während man in Fabriken und Bergwerken mit solchen Aerosolkonzentrationen und Größenverteilungen rechnen kann, daß die unangelagerten gegenüber de n angelagerten Radionukliden vernachlässigbar sind.

D. Die Größenverteilung des radioaktiven atmosphärischen Aerosols

Um die Größenverteilung der angelagerten Aktivität rechnerisch bestimmen zu können, benötigt man, neben den Anlagerungskoeffizienten, noch die inaktive Größenverteilung des Aerosols, die meist nicht sehr einfach bestimmbar ist. Deshalb haben

wir die Aktivitätsgrößenverteilung direkt gemessen.

Da die natürliche atmosphärische Aktivitiätskonzentration für das verwendete Aerosolspektrometer nicht hoch genug war, mußte man das zu untersuchende Radionuklid an das atmosphärische Aerosol in einer Anlagerungskammer anlagern. Bei unseren Untersuchungen wurden wieder ^{220}Rn-Folgeprodukte verwendet. Die Meßanordnung ist schematisch in Abb. 3 dargestellt. Das zu untersuchende Aerosol durchströmt, zusammen mit gefilterter Thoronluft (^{220}Rn), aus einen ^{228}Th-Präparat das zylinderförmige Aktivitätsrohr. Die im Rohr sich bildenden Radon-Folgeprodukte lagern sich an das Aerosol an. Das radioaktive Aerosol wurde mit einer hochauflösenden Spiralzentrifuge (Stöber + Flachsbart (9)) längs eines 18o cm langen Messingbandes spektrometrisch niedergeschlagen. Die Aktivitätsverteilung längs des Messingbandes wird mit einem kollimierten Proportionalzähler über die α - oder ß-Strahlung gemessen. Dazu förderte ein Elektromotor das Band mit konstanter Geschwindigkeit unter dem Detektor vorbei. Die Zählfläche kann wahlweise, je nach geforderter Genauigkeit, von (1 x 1o) mm^2 bis (3 x 2o) mm^2 gewählt werden. Die mittels eines Ratemeters angezeigte Impulsrate wird gleichzeitig mit einem Schreiben registriert. Parallel dazu ist ein Vielkanalanalysator geschaltet, der im Betrieb "Vielkanalzählung" die Werte der Aktivitätsverteilung längs des Messingbandes in den 8oo Kanälen speichert.

Zur Kalibrierung der Meßanlage wurden Voruntersuchungen mit monodispersen Latex-Teilchen durchgeführt, die vorher auf elektronischem Wege auf 2% Genauigkeit ausgemessen wurden (Porstendörfer und Heyder, 1972). Das Latex-Aerosol wurde durch Zerstäubung der verdünnten Suspension von Latices verschiedener Teilchendurchmesser mit einer Düse (Beckmann) hergestellt (Abb. 4). Die Konzentration des Suspensionsgemisches wurde so gewählt, daß Doppelteilchen von den einzelnen Größen der Latices nur in geringfügigem Maße auftraten.

Berechnet man mit Gleichung (5) die relative Größenverteilung des inaktiven Latex-Aerosolgemisches, so sind die Verschiebungen der Maxima des inaktiven Teilchenspektrums zu kleineren Durchmessern bei den quasi monodispersen Latices vernachlässigbar.

Kontrollmessungen wurden durchgeführt, indem auf dem Abscheideband der Spiralzentrifuge in kleinen Abständen Formvar beschichtete Trägernetze befestigt und die relative Teilchenkonzentrationsverteilung auf elektronenoptischem Wege ermittelt wurde. Diese Ergebnisse stimmten mit denen aus Messungen der Aktivitätsverteilung gut überein (Abb. 4).

Zur Kalibrierung der Anlage kann also direkt die gemessene Aktivitätsverteilung des Latex-Aerosols zugrunde gelegt werden. Jedem Kanal des Vielkanalanalysators bzw. jeder Länge des Abscheidebandes wird eine Teilchengröße zugeordnet. Das Auflösungsvermögen der Anlage betrug im Teilchengrößenbereich o,4 - 1 µm 1 - 3%. Die untere Nachweisgrenze des Spektrometers liegt bei ca. o,o5 µm. Die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse beträgt 1 - 2%.

Abb. (5) zeigt noch einmal das gute Auflösungsvermögen der Aerosolzentrifuge. Die durch Zerstäubung einer schwach verdünnten Latex-Suspension entstehenden Vielfachteilchen werden gut mit der Zentrifuge getrennt. Mit Hilfe des Elektronenmikroskopes konnten die Form und die Zusammensetzung der Teilchenpackungen analysiert werden.

Mit der kalibrierten Anlage konnte dann die Größenverteilung des monodispersen atmosphärischen Aerosols gemessen werden.

In den Abbildungen (6) und (7) ist die gemessene Aktivitätsverteilung des atmosphärischen Aerosols und die mit Hilfe von Gleichung (5) ermittelte inaktive Teilchengrößen- und

Massengrößenverteilung aufgehoben. Während das sehr polydisperse inaktive Teilchenspektrum noch kein Maximum bis o,o5 µm aufweist, zeigt die gemessene Aktivitätsverteilung des atmosphärischen Aerosols ein deutliches Maximum bei o,1 - o,2 µm. Sehr viele atmosphärische Teilchen $<$ o,o5 µm werden von Radionukliden kaum beladen.

Literatur

(1) Bricard, J.: Geofis. pura appl., 51 (1962) 237

(2) Fuchs, N.A.: Geofis. pura appl., 56 (1963) 185

(3) Baust, E. : Z. Physik, 199 (1967) 187

(4) Porstendörfer, J.: Z. Physik, 213 (1968) 384

(5) Krzésniak, J.: private Mitteilung

(6) Lassen, L. u. Rau, G.: Z. Physik, 16o (196o) 5o4

(7) Porstendörfer, J.: Z. Physik, 217 (1968) 136

(8) Porstendörfer, J., u. Heyder, J.: J. Aerosol Sci., 3 (1972) 141

(9) Stöber, W., Flachsbart, H.: Environ. Sci. Technol., 3 (1969) 128o

Tabelle 1: Die Diffusionskonstanten und mittleren freien Weglängen der neutralen (D_o, λ_o) und elektrisch geladenen Folgeprodukte (D, λ) von ^{222}Rn und ^{220}Rn

	Theor. Werte	Gemess. Diff. Konst. mittlere freie Weglänge
D_o	$8{,}2 \cdot 10^{-2}$ cm²/s	$7{,}6 \pm 0{,}4 \cdot 10^{-2}$ cm²/s
D	4,83 " "	5,0 ± 0,3 " "
λ_o	$5{,}45 \cdot 10^{-6}$ cm	$4{,}95 \cdot 10^{-6}$ cm
λ	3,2 " "	3,26 " "

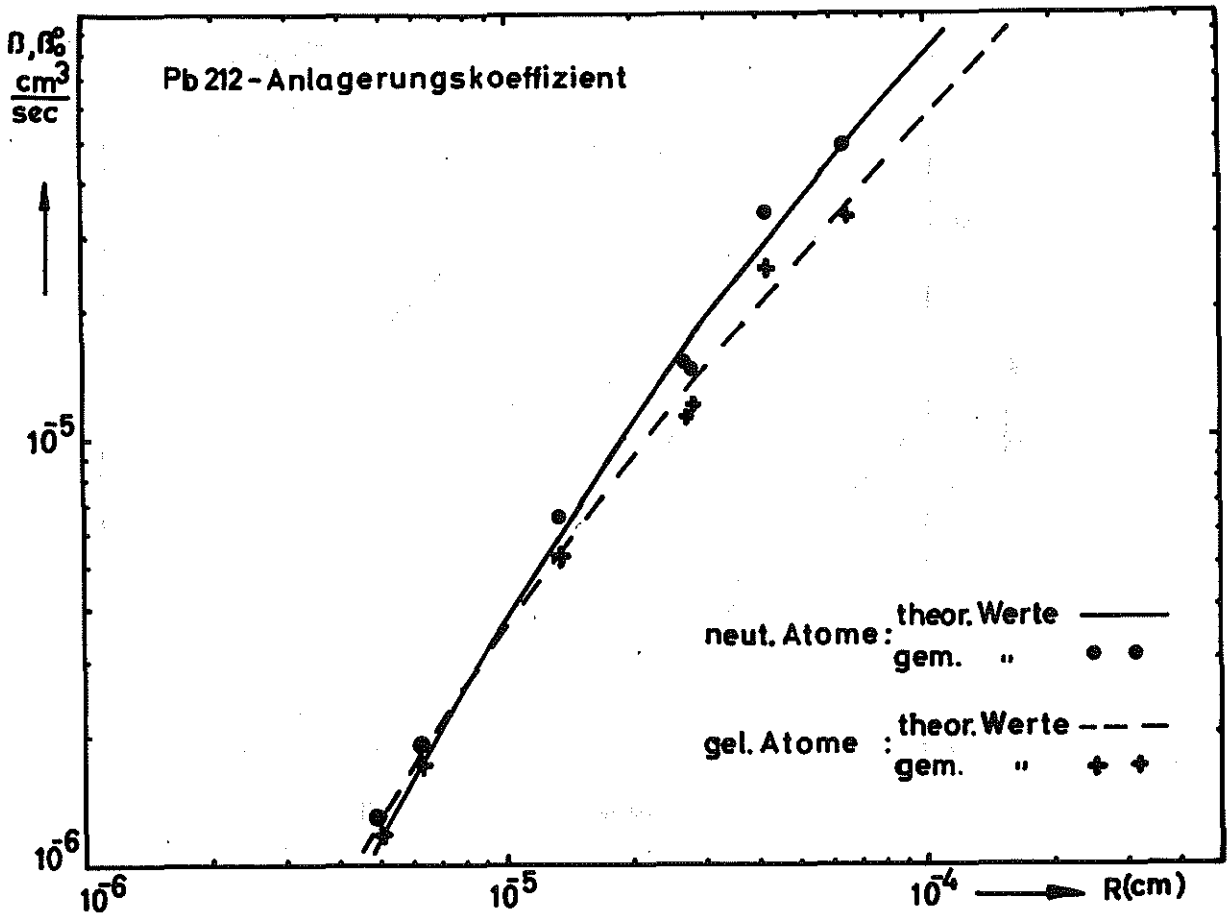


Abb. 1: Die Anlagerungskoeffizienten der Radon-Folgeprodukte

Tabelle 2: Die Anlagerungskonstanten und Anlagerungs-Halbwerts-zeiten der Radionuklide vom atmosphärischen Aerosol

Feuchte(20-25°C)	$\bar{Z}$(T/cm^3)	$\bar{X}_o$(1/s)	$\bar{X}$(1/s)	T_a^o(s)	T_a(s)
40 - 60%	$4{,}9 \cdot 10^4$	$1{,}5 \cdot 10^{-2}$	$2{,}4 \cdot 10^{-2}$	46	29
20%	$3{,}1 \cdot 10^4$	$0{,}76 \cdot 10^{-2}$	$1{,}4 \cdot 10^{-2}$	91	50

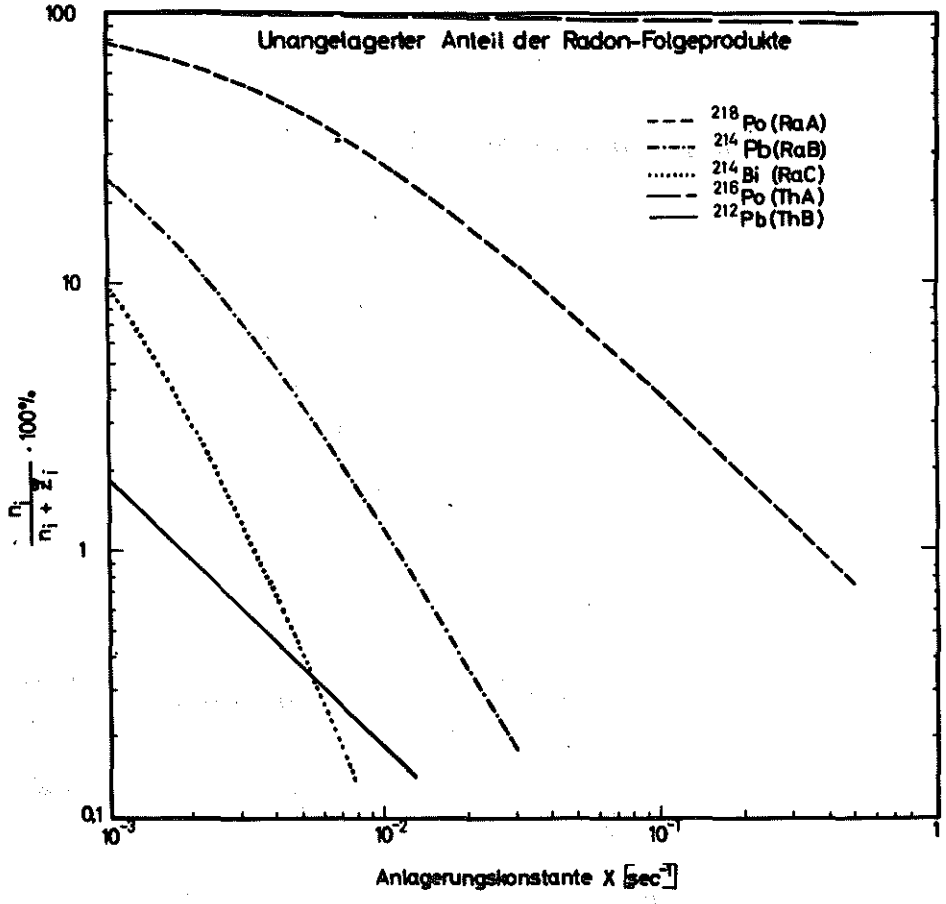


Abb. 2: Der unangelagerte Anteil der Emanationsfolgeprodukte in Abhängigkeit von der Anlagerungsgeschwindigkeit

Tabelle 3: Der Anteil der unangelagerten Radon-Folgeprodukte in der Atmosphäre ($\bar{X}_o = 1,5 \cdot 10^{-2}\ sec^{-1}$, $\bar{X} = 2,4 \cdot 10^{-2} sec^{-1}$)

^{222}Rn- und ^{220}Rn-Folgeprodukte	Zerfallskonstante λ_i (s^{-1})	$\frac{n_i}{n_i + \bar{Z}_i} \cdot 100\,\%$	
		für neutrale Radionuklide	für geladene Radionuklide
^{218}Po (Ra A)	$3,8 \cdot 10^{-3}$	20,2 (17 - 27)	13,7 (12 - 16)
^{218}Pb (Ra B)	$4,3 \cdot 10^{-4}$	0,6 (0,4 - 1)	0,24 (0,2 - 0,3)
^{216}Po (Th A)	4,4	99,8 (99,7 - 99,9)	99,5 (99,4 - 99,6)
^{212}Pb (Th B)	$1,8 \cdot 10^{-5}$	0,12 (0,1 - 0,16)	0,07 (0,06 - 0,08)
alle übrigen Folgeprodukte		< 0,1	< 0,1

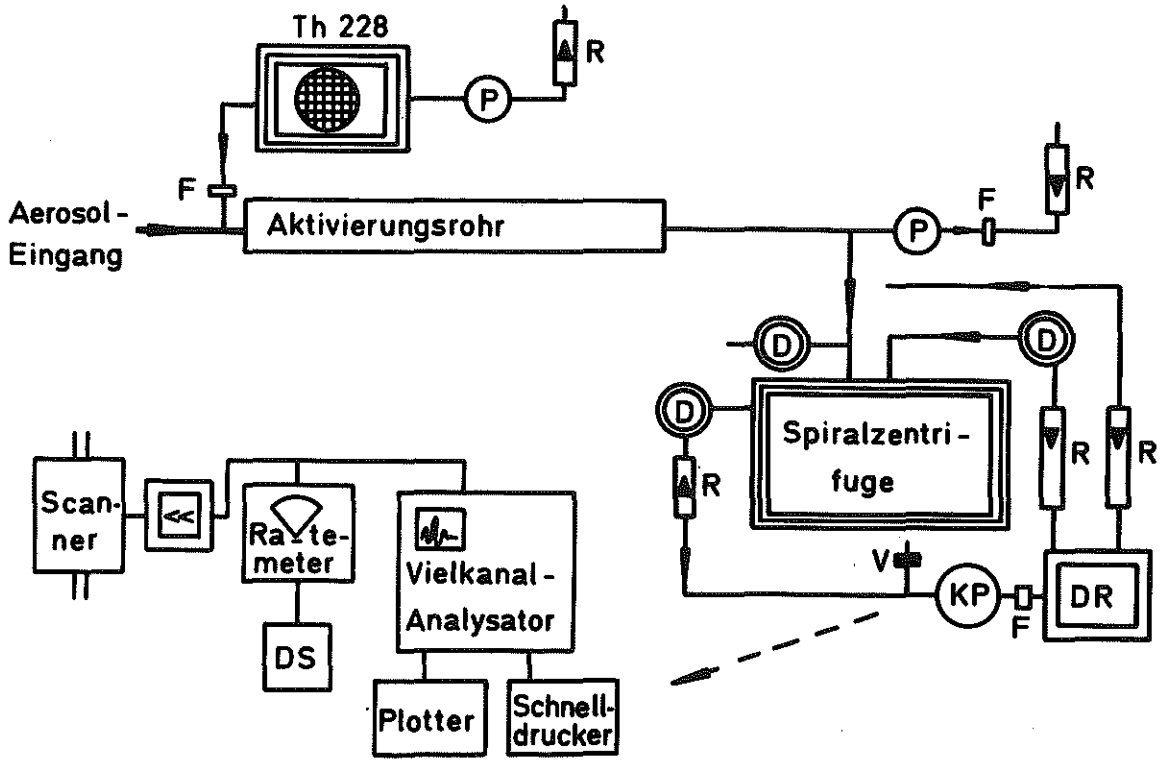


Abb. 3: Schematische Darstellung des Versuchsaufbaues (P = Pumpe, F = Filter, R = Strömungsmesser, KP = Kompressor, DR = Druckregler, DS = Schreiber)

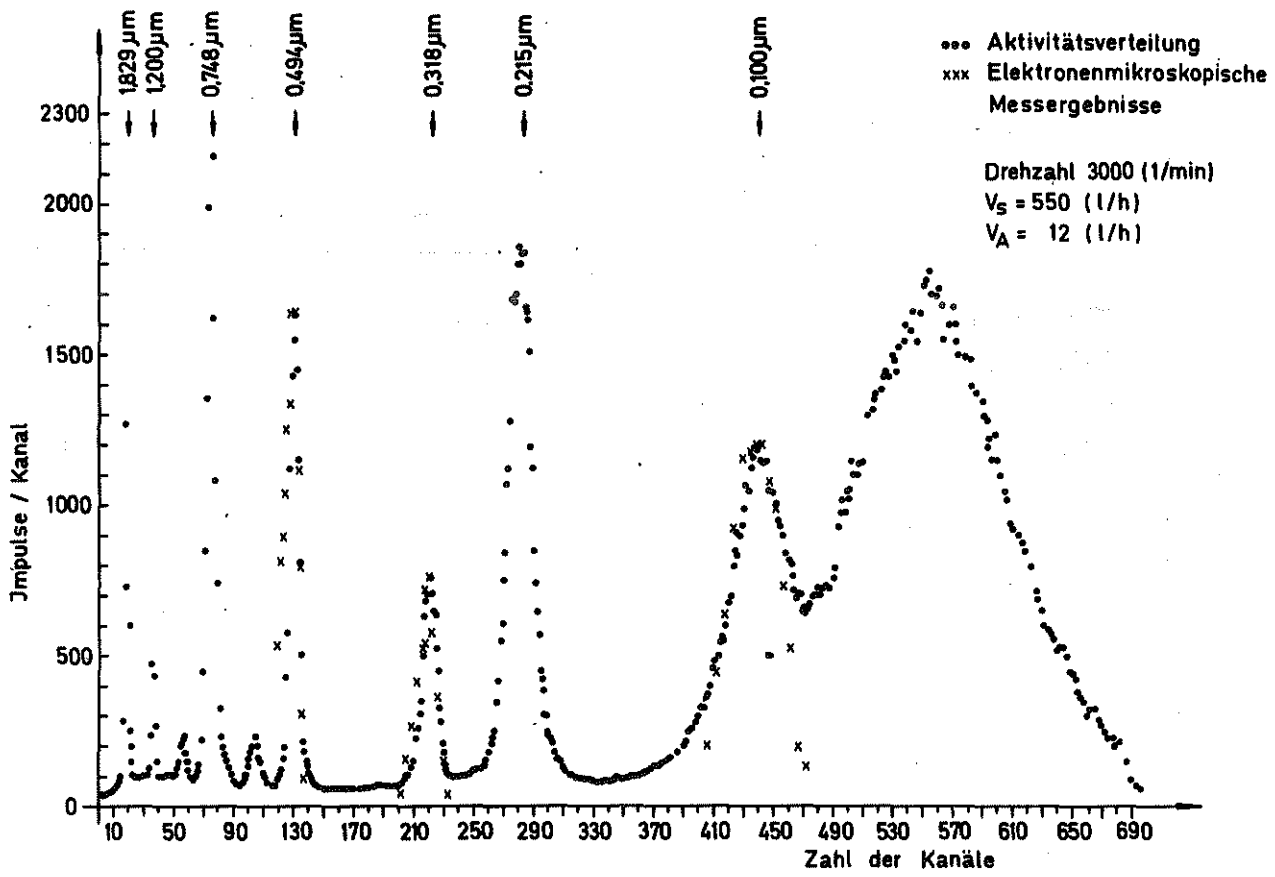


Abb. 4: Die Aktivitäts- und Teilchengrößenverteilung eines Latices-Gemisches

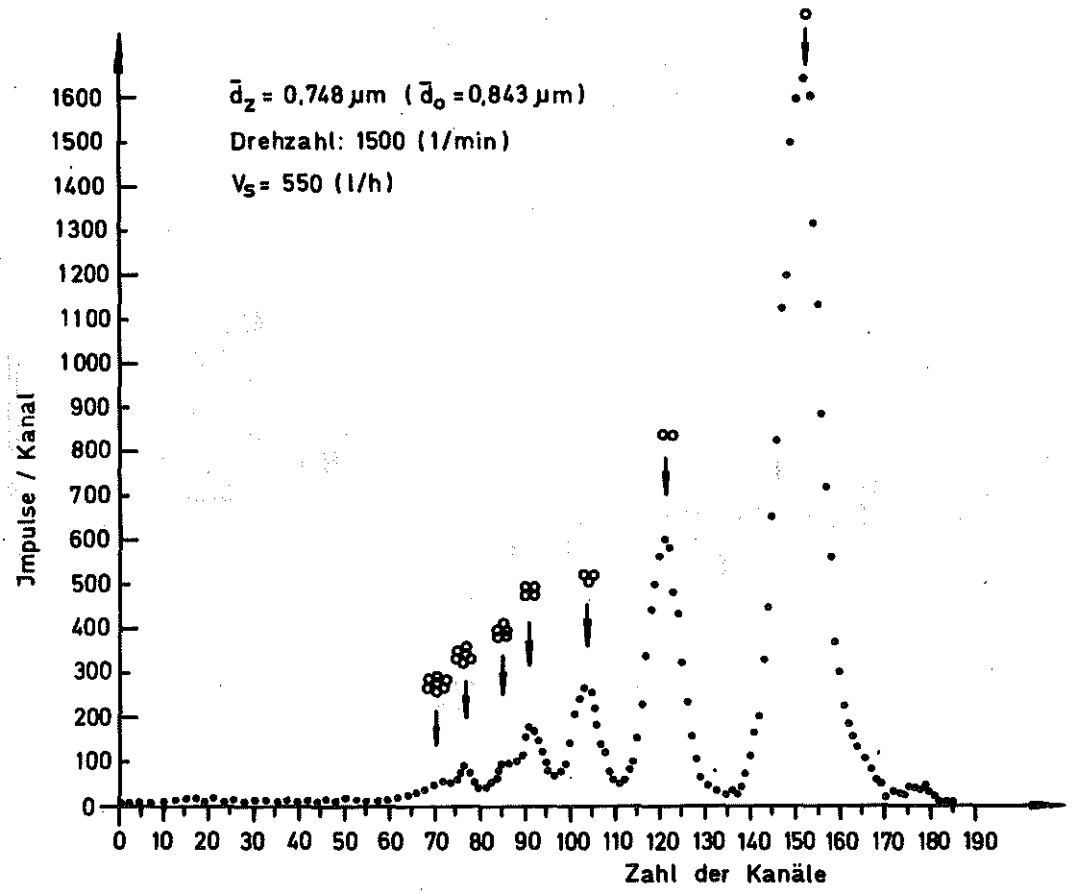


Abb. 5: Die Trennung der Vielfachteilchen von Latices mit der Spiralzentrifuge

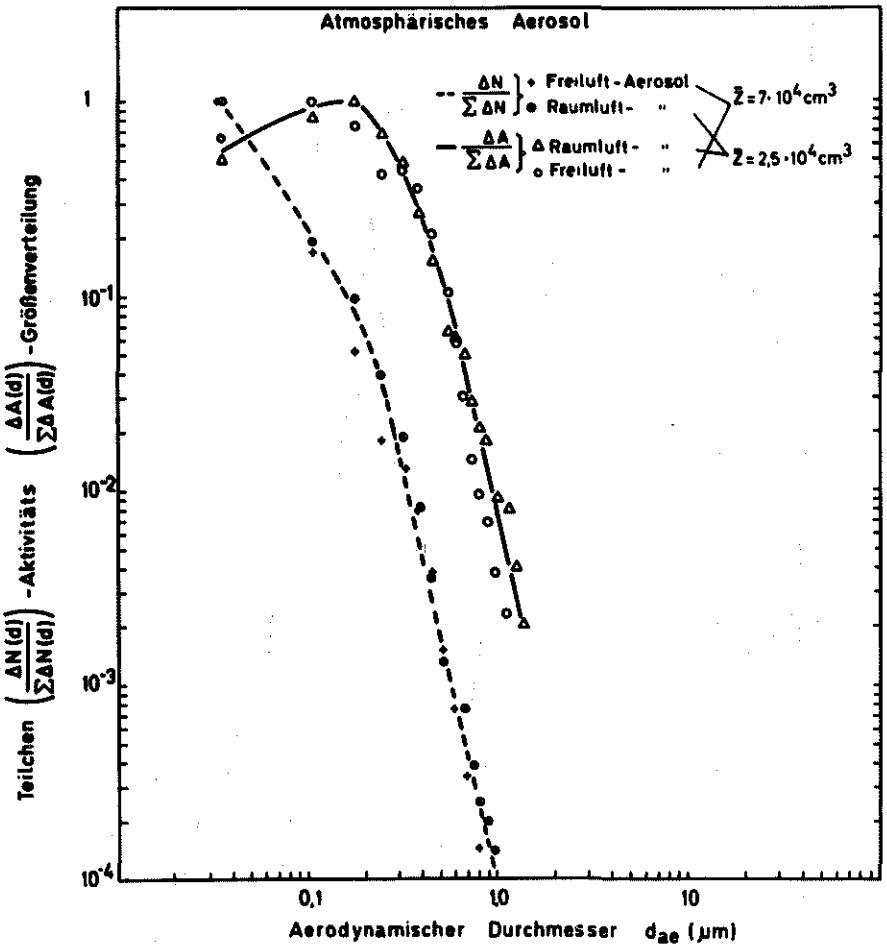


Abb. 6: Die Aktivitäts- und Teilchengrößenverteilung des atmosphärischen Aerosols

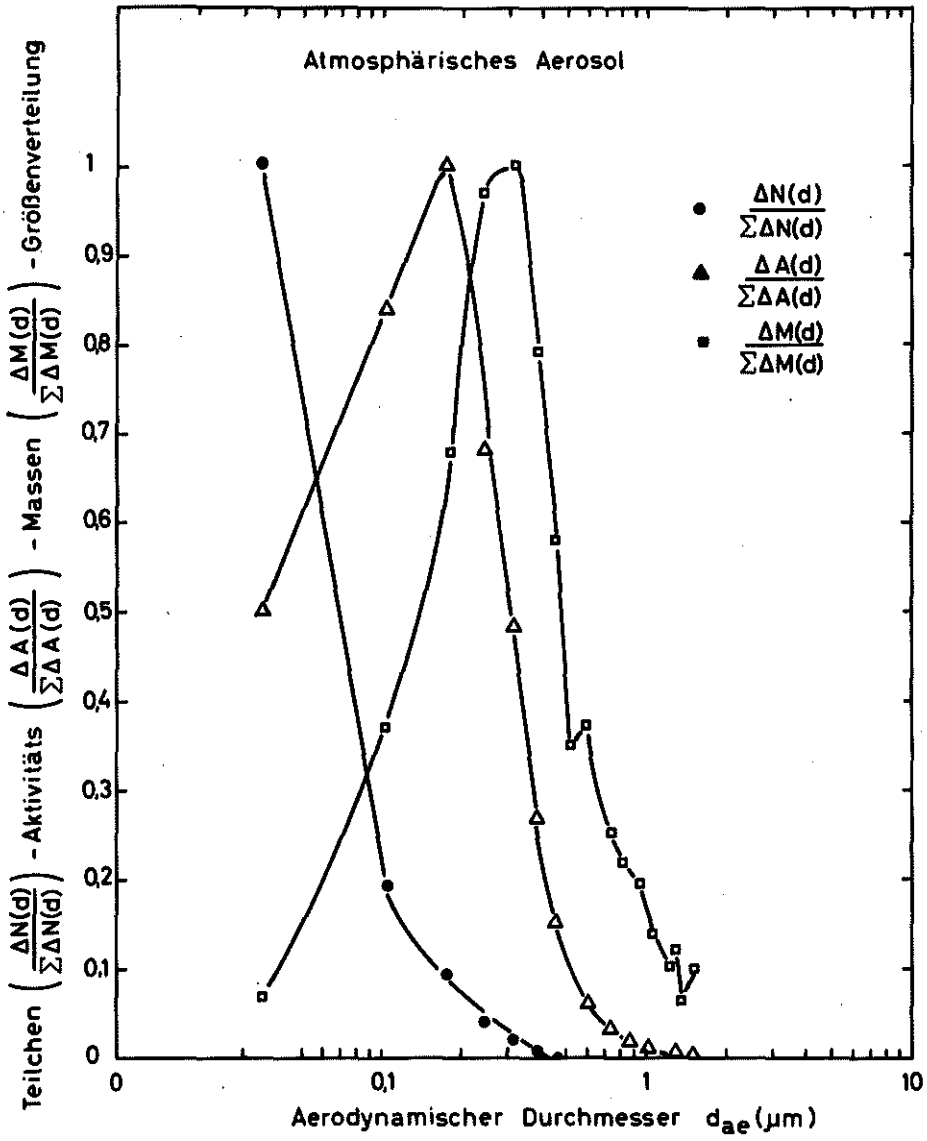


Abb. 7: Aktivitäts-, Teilchen- und Massengrößenverteilung des atmosphärischen Aerosols

Die Konzentration von Spaltprodukten und anderen Radionukliden in der bodennahen Luft im Zeitraum 1971 bis 1973

von
W. Kolb

Seit mehr als zehn Jahren werden die in der bodennahen Luft enthaltenen Aerosole von der PTB Braunschweig regelmaeßig analysiert. Dabei werden insbesondere die Aktivitaetskonzentrationen verschiedener Spaltprodukte aus Kernwaffenversuchen, kosmogener Radionuklide und langlebiger natuerlicher Radionuklide bestimmt.
Mithilfe von Hochleistungsstaubprobensammlern die in Braunschweig und auf dem Gelaende des Nordlichtobservatoriums in Tromsoe installiert sind, werden die Aerosole auf Microsorban-Filtern gesammelt, die anschließend bei 450° C verascht werden. Die zu Tabletten gepreßte Asche wird in einem Ge(Li)-Bohrlochdetektor gemessen. Das von einem Vielkanalanalysator gelieferte Spektrum wird auf Lochstreifen ausgegeben und von einer Siemens 4004-Rechenanlage ausgewertet.
Die Aschen eines halben Monats werden spaeter zusammen aufgeloest und einem chemischen Trennungsgang unterworfen, der in Bild 1 schematisch dargestellt ist. ^{32}P und ^{33}P werden durch Absorptions- und Abklingmessung des Phosphat-Niederschlags in einem Antikoinzidenz-Betazaehler bestimmt. In gleicher Weise wird ^{35}S bestimmt, nachdem vorher der Sulfat-Niederschlag in elementaren Schwefel ueberfuehrt worden ist. Schließlich wird ^{22}Na aus dem $NaClO_4$-Niederschlag bestimmt, der entweder im Ge(Li) Spektrometer oder in einem NaI(Tl) Szintillationsspektrometer mit extrem niedrigem Nulleffekt unter Tage gemessen wird. Weitere Einzelheiten koennen aus (1) entnommen werden.
Im folgenden soll ein Ueberblick ueber die Ergebnisse der letzten drei Jahre gegeben werden. Die Monatsmittelwerte von 17 Radionukliden sind in (1) tabelliert.

1. Spaltprodukte

In der unteren Haelfte von Bild 2 ist der Jahresgang des ^{137}Cs-Gehalts der bodennahen Luft waehrend der letzten zehn Jahre aufgetragen. Man erkennt deutlich das durch Zufuhr aus der Stratosphaere bedingte Maximum im Fruehjahr. Nach Beendigung der sowjetischen und amerikanischen Großversuchsreihen in 1961/62 nimmt der ^{137}Cs-Gehalt von Jahr zu Jahr ab. Die ab 1967 von den Chinesen durchgefuehrten thermonuklearen Tests fuehren zu einer Stagnation bis 1971. Danach nimmt die Aktivitaetskonzentration wieder ab und erreicht um die Jahreswende 1972/73 den niedrigsten Wert der vergangenen zehn Jahre.

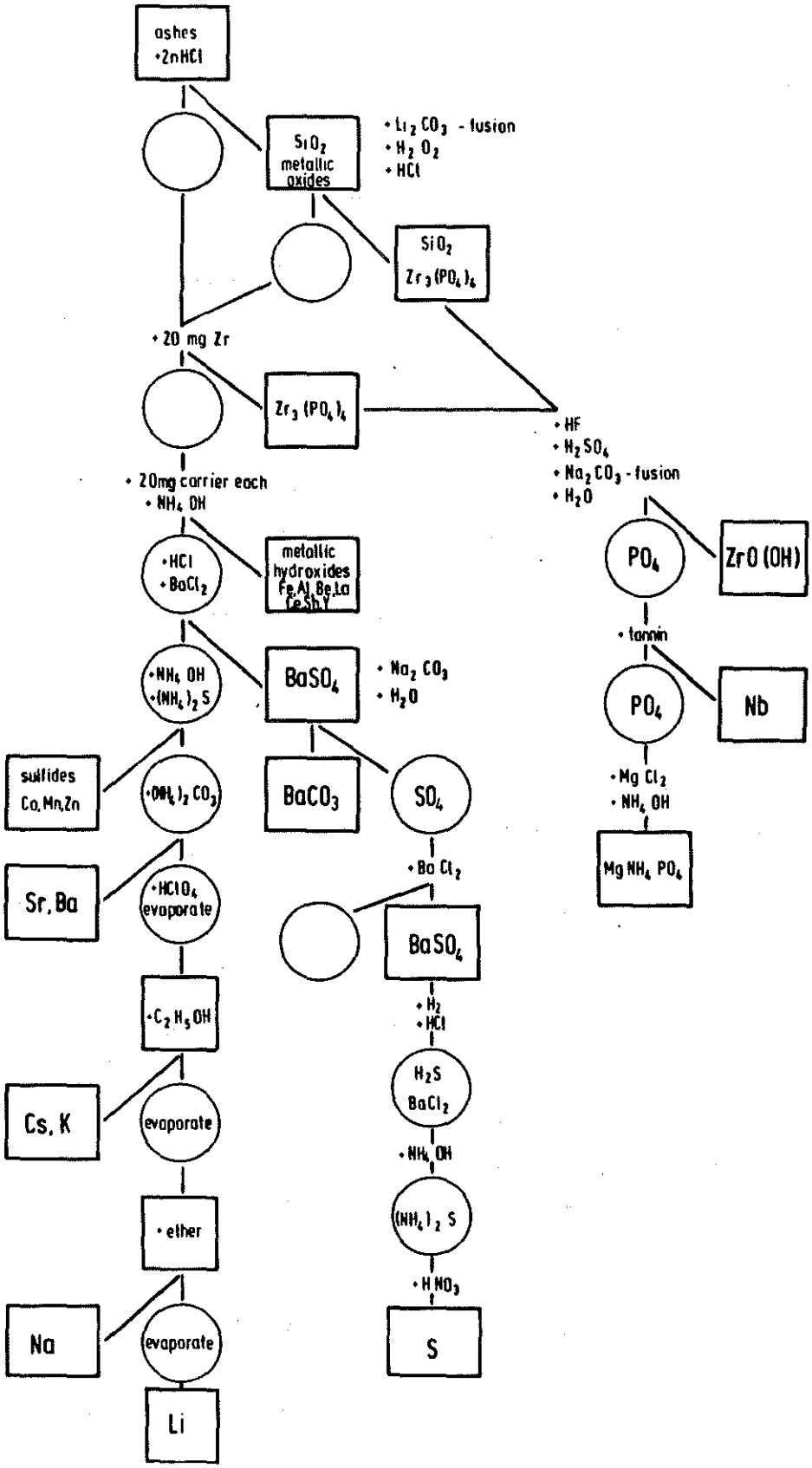


Fig.1 Scheme of chemical separation

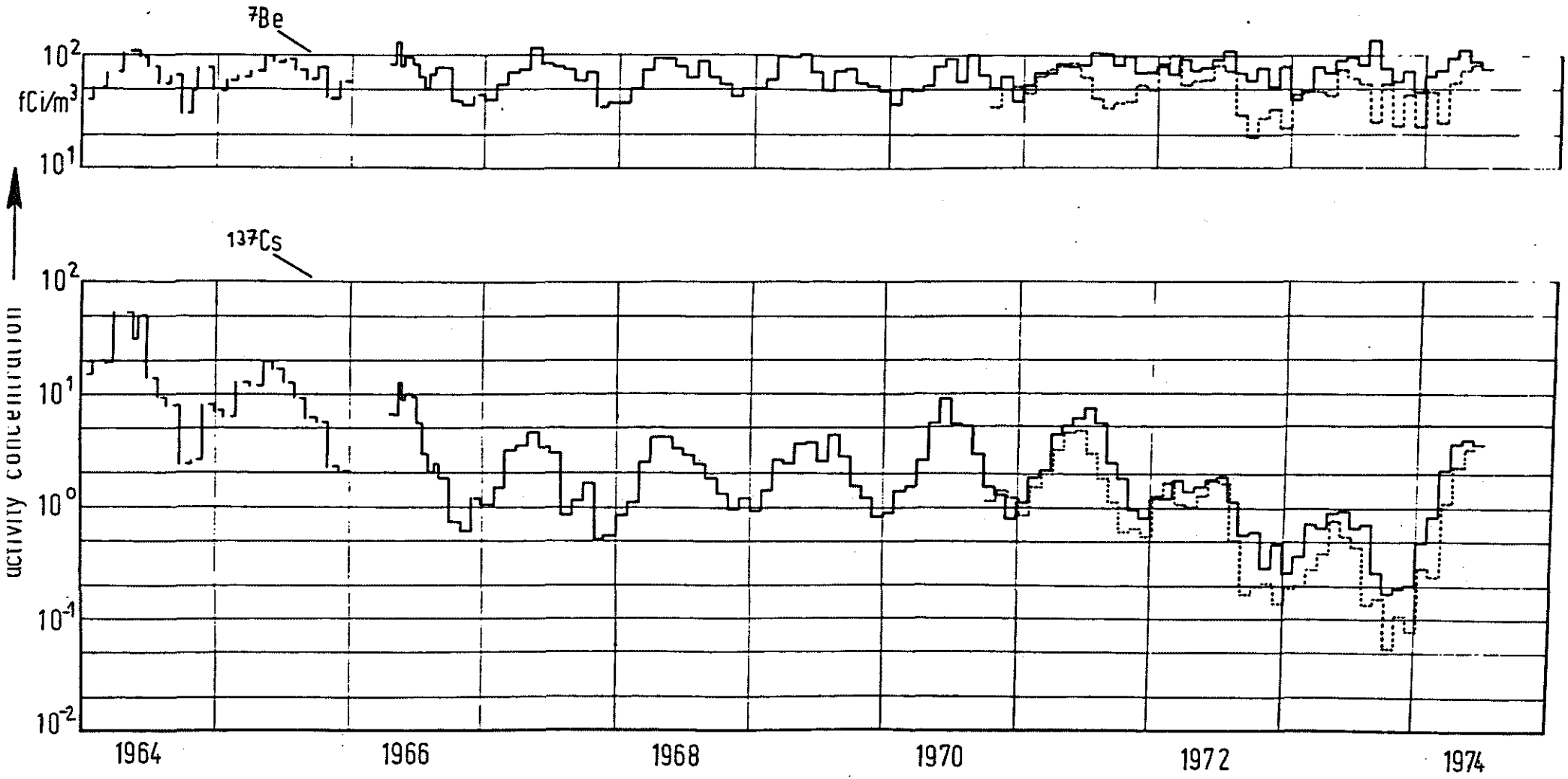


Fig. 2. Seasonal variation of ^{7}Be and ^{137}Cs in Brunswick and Tromsö (surface air)

Bild 3 zeigt fuer einige Radionuklide eine graphische Darstellung der Jahresmittelwerte fuer Braunschweig. Extrapoliert man die Mitte der 60er Jahre zubeobachtende Abnahme ueber 1967 hinaus, so ergibt sich, daß der Anteil auch langlebiger Spaltprodukte aus den Großversuchsserien zu Beginn der 60er Jahre in der bodennahen Luft heute nur noch gering ist.

Aus der Aenderung des in Bild 4 wiedergegebenen Aktivitaetsverhaeltnisses $^{103}Ru/^{106}Ru$ kann man deutlich das Eintreffen frischer Spaltprodukte aus den chinesischen Kernwaffenversuchen erkennen, deren Daten an der X-Achse markiert sind. Troposphaerische Schwaden treffen im allgemeinen nach etwa zwei Wochen in Europa ein. Meist wird jedoch der groeßte Teil der Spaltprodukte in die Stratosphaere injiziert. Dadurch wird das Eintreffen in der unteren Troposphaere stark verzoegert. Man erkennt das daran, daß das $^{103}Ru/^{106}Ru$-Verhaeltnis langsamer ansteigt und erst einige Monate spaeter seinen Hoechstwert erreicht, z.B. nach den Versuchen Nr.11,14 und 15.

Um die Jahreswende 1970/71 und im April 1971 konnten außerdem Spuren frischer Spaltprodukte aus zwei unterirdischen Kernexplosionen nachgewiesen werden. Hierbei handelte es sich um Explosionen in Nevada am 18.12.1970 und im Ural am 23.3.1971.

2. Induzierte Radionuklide

^{54}Mn entsteht durch einen (n, 2n) Prozeß aus ^{55}Mn in thermonuklearen Anordnungen mit hoher Ausbeute an schnellen Neutronen. Der Anstieg des $^{54}Mn/^{137}Cs$-Verhaeltnisses (Bild 5) nach den Versuchen Nr. 11 und 15 ist also ein deutlicher Hinweis fuer erfolgreich gezuendete Wasserstoff-Bomben. ^{237}U, das durch einen (n, 2n) Prozeß aus ^{238}U erzeugt wird, war nach den Versuchen Nr. 11, 12, 14 und 15 nachweisbar. Nach Nr. 13 war dagegen nur ^{239}Np nachzuweisen, das aus ^{238}U durch einen (n, γ) Prozeß entsteht. Aus dem $^{239}Np/^{237}U$-Verhaeltnis kann auf die Art der Explosion geschlossen werden.

3. Kosmogene Radionuklide

Eine ganze Reihe von Radionukliden werden durch die kosmische Strahlung bei der Spallation von Stickstoff- und Argonkernen in der Stratosphaere und Troposphaere erzeugt. Der Jahresgang der ^{7}Be-Konzentration in der bodennahen Luft Braunschweigs geht aus Bild 2 hervor. Zum Vergleich ist gestrichelt der Verlauf fuer Tromsoe eingezeichnet. Da die Produktions-

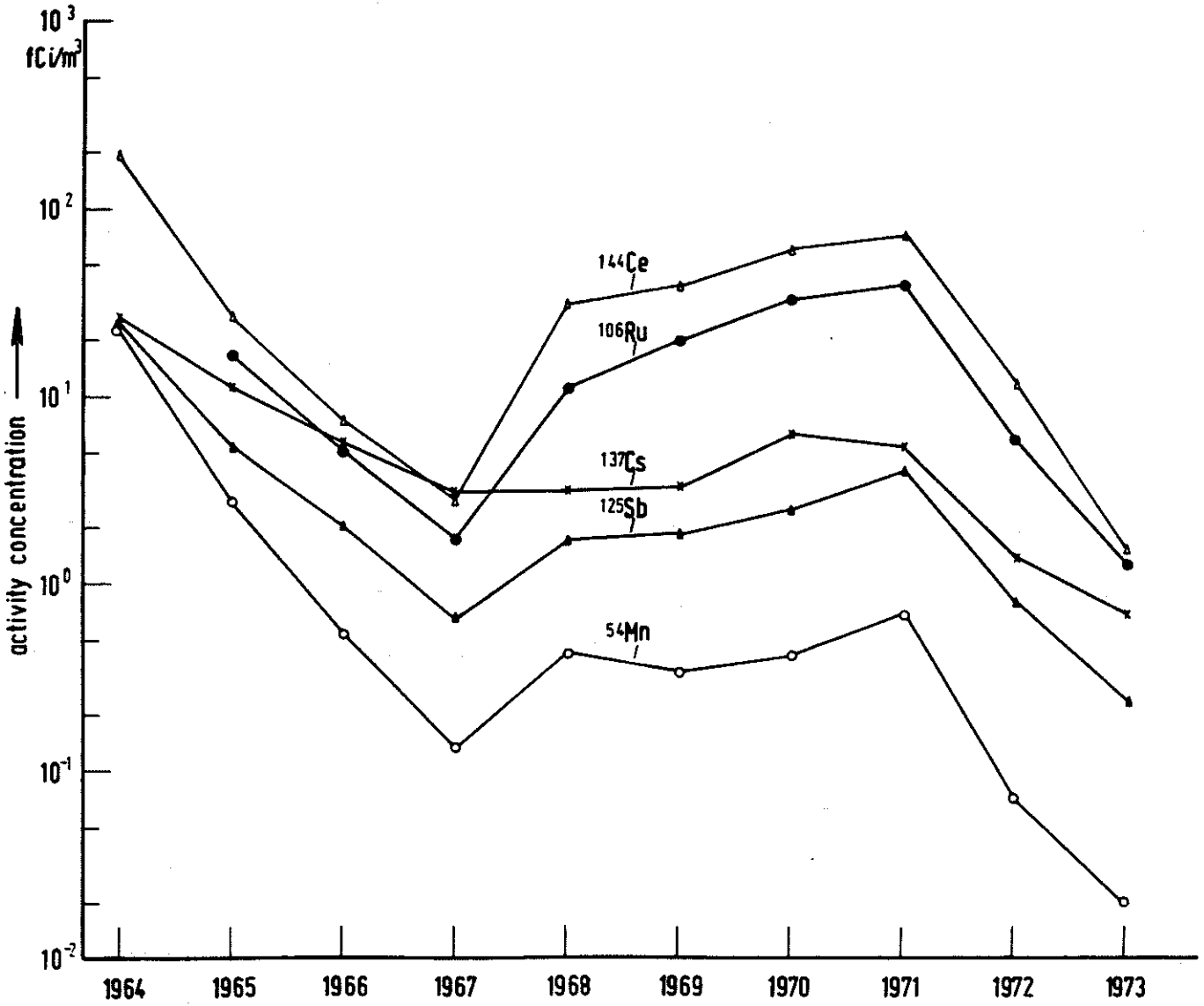


Fig.3 Annual variation of summer mean values (April to Sept.) of different radionuclides in Brunswick.

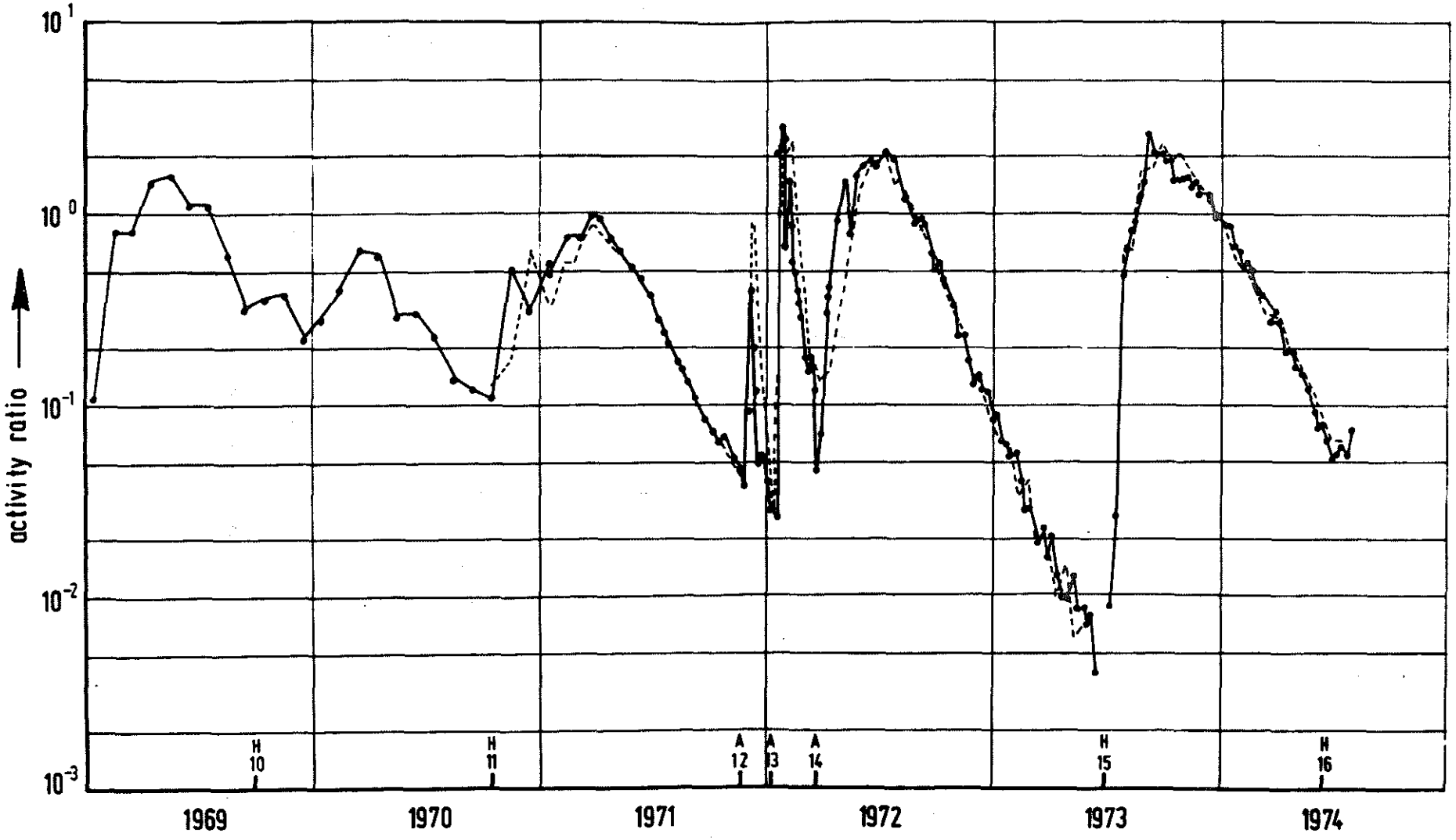


Fig. 4 Variation of the activity ratio $\frac{^{103}Ru}{^{106}Ru}$ in Brunswick and Tromsö. Chinese nuclear tests are indicated.

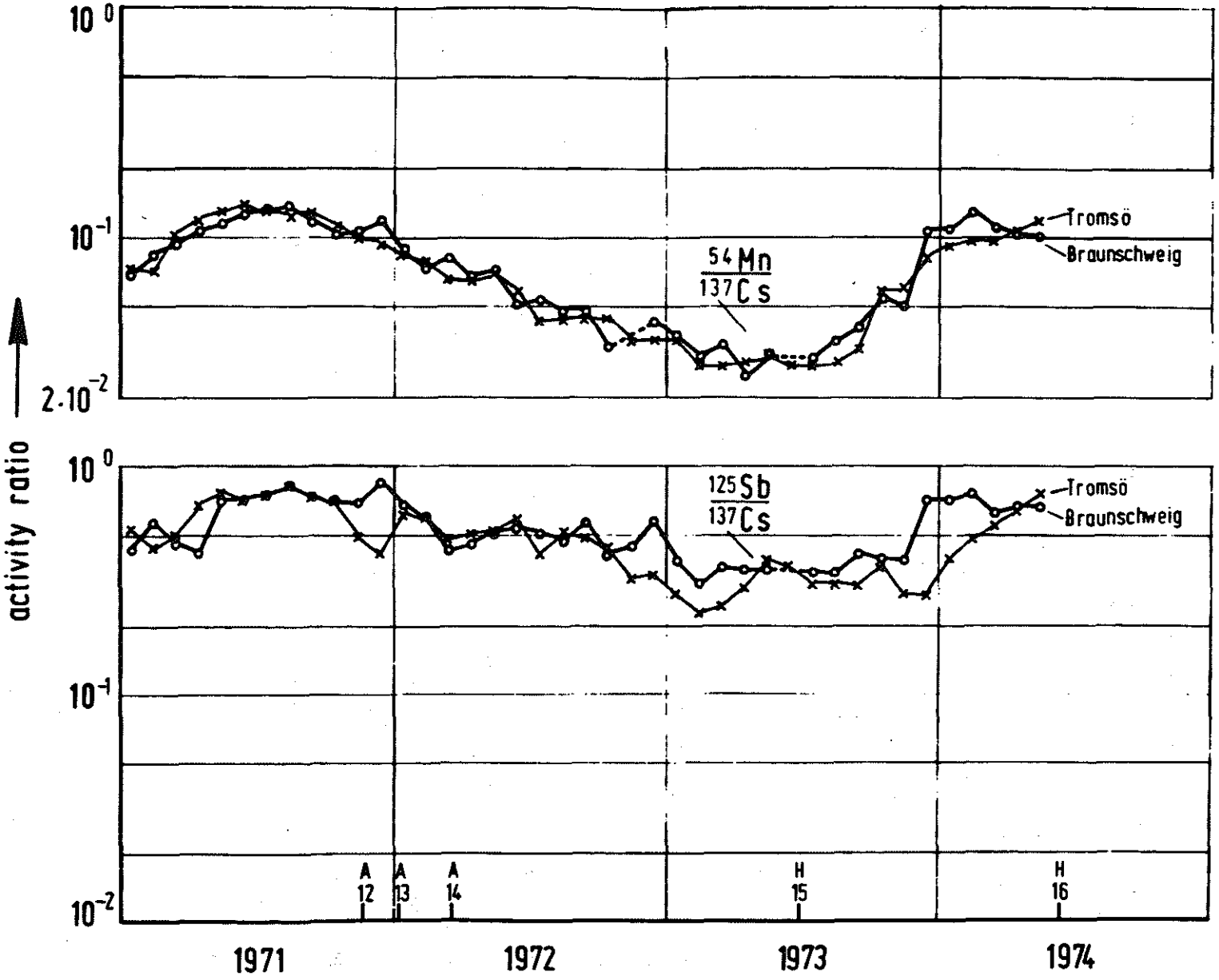


Fig.5 Variation of the activity ratios $\frac{^{54}Mn}{^{137}Cs}$ and $\frac{^{125}Sb}{^{137}Cs}$ in Brunswick and Tromsö.

rate in der Stratosphaere wesentlich hoeher ist als in der Troposhaere, tritt auch hier als Folge des Luftmassenaustausches im Fruehjahr ein Maximum auf. Der Mittelwert fuer die letzten drei Jahre ist mit 70 fCi/m^3 in Braunschweig betraechtlich hoeher als in Tromsoe, wo er nur 52 fCi/m^3 betraegt. Noch ausgepraegter ist wegen der laengeren Halbwertszeit der Jahresgang der ^{22}Na-Konzentration (Bild 6). Hier betraegt das Verhaeltnis Maximum zu Minimum fast 7 gegenueber nur 2,5 bei ^{7}Be. Damit muß auch das Aktivitaetsverhaeltnis ^{22}Na/^{7}Be einen Jahresgang aufweisen.

Der in Bild 7 dargestellte Verlauf bestaetigt, daß die Fruehjahrsmaxima der kosmogenen Radionuklide ebenfalls durch stratosphaerischen Luftmassenaustausch bedingt sind und nicht einfach durch verstaerkte vertikale Turbulenz in der Troposhaere erklaert werden koennen, wie es Aegerter u. M. (2) versucht haben.

Voellig anders verhaelt sich Schwefel-35.

Bild 8 zeigt, daß zwischen der zeitlichen Aenderung der Meßwerte in Braunschweig und Tromsoe keine Aehnlichkeit besteht. Von einem regelmaeßigen Jahresgang kann zumindest in Braunschweig keine Rede sein. Fuer den sehr hohen Wert von 11 fCi/m^3, der im Oktober 1970 in Tromsoe registriert wurde und das kontinuierliche Abklingen bis Maerz 1971 fehlt bisher eine befriedigende Erklaerung. Von 1971 bis 1973 liegen in Tromsoe die Maximalwerte bei 0,5 fCi/m^3. Die wesentlich hoeheren ^{35}S-Werte in Braunschweig lassen vermuten, daß die kosmische Strahlung nicht allein fuer die Erzeugung dieses Nuklids verantwortlich ist. Durch Vergleich der Jahresmittelwerte fuer ^{7}Be, ^{22}Na und ^{35}S mit den Produktionsraten in der Troposhaere nach Lal und Peters (3) laeßt sich dies unter Beruecksichtigung der mittleren troposhaerischen und Aufenthaltszeiten nach einem Verfahren pruefen, das in (1) naeher erlaeutert ist. Die nach diesem Verfahren erhaltenen Ergebnisse sind in Tabelle 1 zusammengestellt.

Tabelle 1

Jahr	Braunschweig			Tromsoe		
	a_{31}	a_{32}	a_{32}/a_3	a_{31}	a_{32}	a_{32}/a_3
	fCi/m^3	fCi/m^3	%	fCi/m^3	fCi/m^3	%
1971	1.10	1.03	48	0.73	0.25	26
1972	0.96	1.51	61	0.68	0.10	13
1973	0.95	0.87	48	0.54	0.21	28

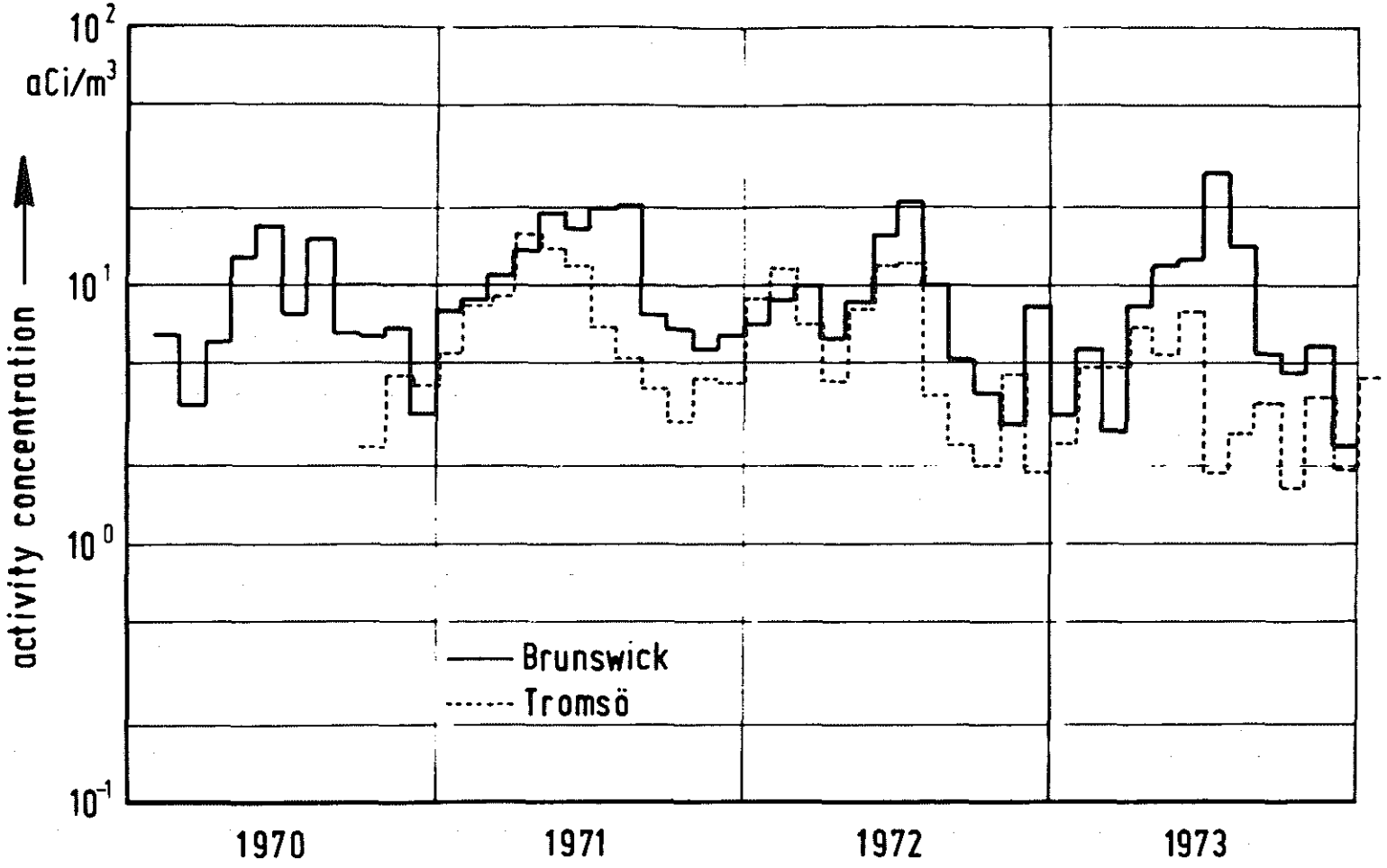


Fig 6 Seasonal variation of ^{22}Na in Brunswick and Tromsö (surface air)

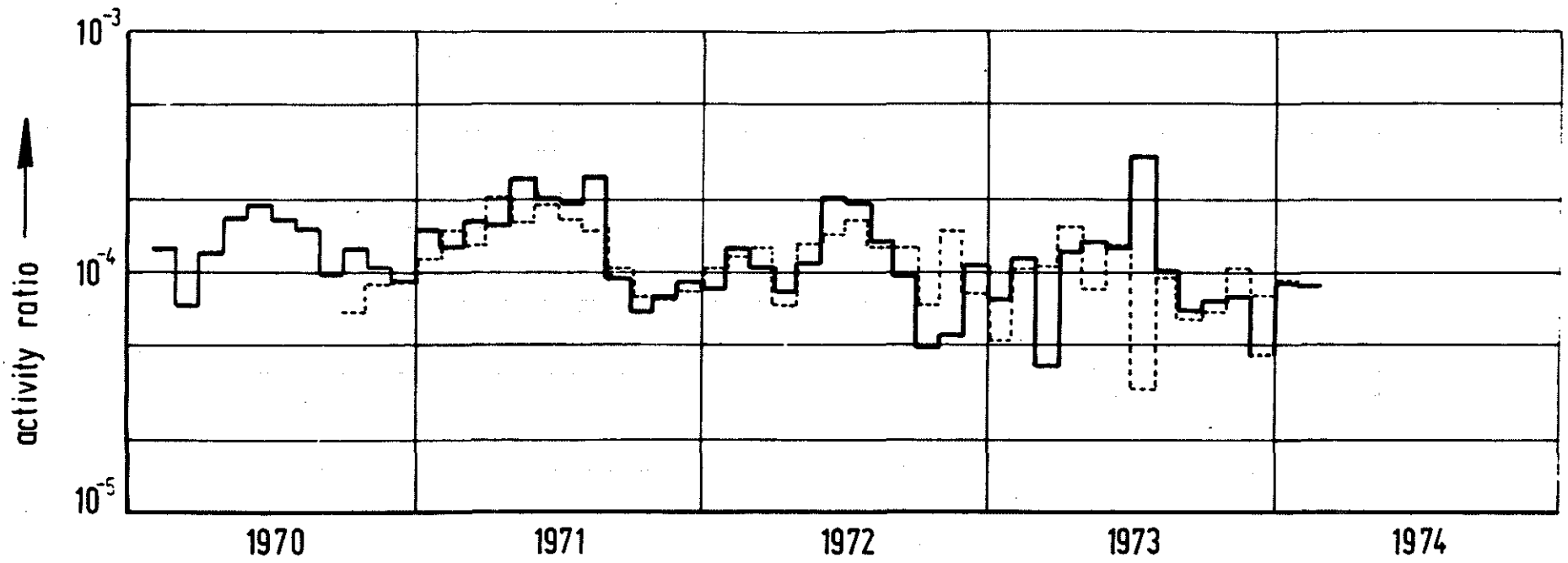


Fig. 7 Variation of the activity ratio $\frac{^{22}Na}{^{7}Be}$ in Brunswick and Tromsö.

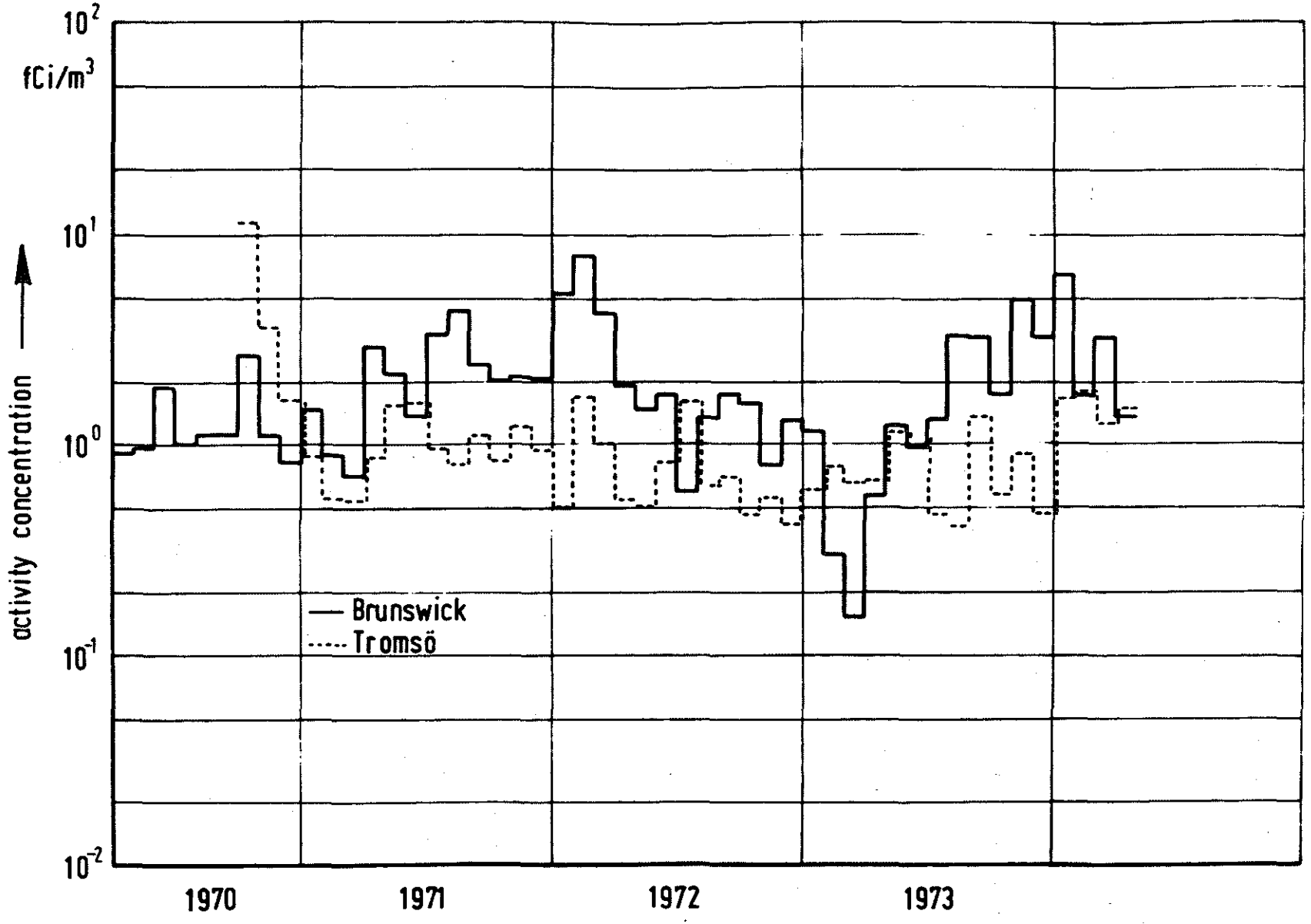


Fig.8 Seasonal variation of ^{35}S in Brunswick and Tromsö (surface air)

Diese Tabelle gibt fuer die drei Jahre 1971 bis 1973 den kosmogenen Anteil a_{31} und antropogenen Anteil a_{32} des in der bodennahen Luft in Braunschweig und Tromsoe enthaltenen Schwefel-35 an. a_3 ist die Summe der beiden Anteile. Man sieht, daß in Braunschweig durchschnittlich 50 % des ^{35}S nicht durch die kosmische Strahlung erzeugt werden. In Tromsoe ist dieser Beitrag wesentlich geringer. Als moegliche Ursache scheiden thermonukleare Explosionen heute aus, da keine Korrelation mit der typischen Variation der Spaltprodukte oder des ^{54}Mn vorhanden ist. Zwar wird von Zeit zu Zeit ^{35}S als Tracer fuer atmosphaerische Ausbreitungsuntersuchungen eingesetzt, doch scheint eine mehr oder weniger kontinuierliche Abgabe aus Kernanlagen oder Verbrennungsoefen fuer den Ueberschußanteil in mittleren Breiten eher verantwortlich zu sein.

Waehrend einer Periode von 12 Monaten wurde auch die ^{32}P- und ^{33}P-Konzentratio in der bodennahen Luft bestimmt. Die Haeufigkeitsverteilungen des $^{33}P/^{32}P$-Verhaeltnisses sind in Bild 9 dargestellt. Hierbei handelt es sich nicht wie bisher um Aktivitaets- sondern um Atomkonzentrationsverhaeltnisse. Zum Vergleic sind ferner die Haeufigkeitsverteilungen von Meßwerten aus Leningrad (4), Wilna (5) und Freiburg (6) sowie die theoretischen Grenzwerte fuer tropo - sphaerische Produktion nach Lal und Peters (3) und die nach Hartwig und Sittkus (6) eingetragen. Die gute Uebereinstimmung unserer fuer Tromsoe und Braunschweig gefundenen Verteilungen mit der fuer Freiburg bestaetigt die Grenzwerte, die sich nach Hartwig und Sittkus ergeben, wenn die Produktionsrate fuer ^{33}P um etwa 30 % erhoeht wird.

4. Natuerliche Radionuklide

In juengster Zeit interessiert man sich aus verschiedenen Gruenden auch fuer die langlebigen natuerlichen Radionuklide in der Atmosphaere. Jaworowski u. M. (7,8) fanden z.B. daß der Gehalt von ^{226}Ra in Niederschlaegen seit Beginn des Industriezeitalters um ein bis zwei Groeßenordnungen zugenommen hat. ^{210}Pb wird neuerdings sogar fuer den Lungenkrebs verantwortlich gemacht (9).

In Bild 10 sind die Monatsmittelwerte von ^{210}Pb fuer die letzten drei Jahre aufgetragen. Die Jahresmittelwerte liegen in Braunschweig bei 10 fCi/m^3 und sind etwa doppelt so hoch wie in Tromsoe. Auch fuer ^{226}Ra liegen vorlaeufige Werte vor. Die Aktivitaet der meisten Proben liegt hier allerdings dicht an der Nachweisgrenze, sodaß die Meßunsicherheit z.Zt. noch recht groß ist. Aus 23 von 45 Bestimmungen mit einer Unsicherheit von weniger als 35 % wurde fuer Braunschweig ein Durchschnittswert von 0,22 fCi/m^3 ermittelt. In Tromsoe ist die ^{226}Ra-Konzentration betraechtlich geringer. Die Aktivitaet fast aller untersuchten Proben lag unter der Nachweisgrenze.

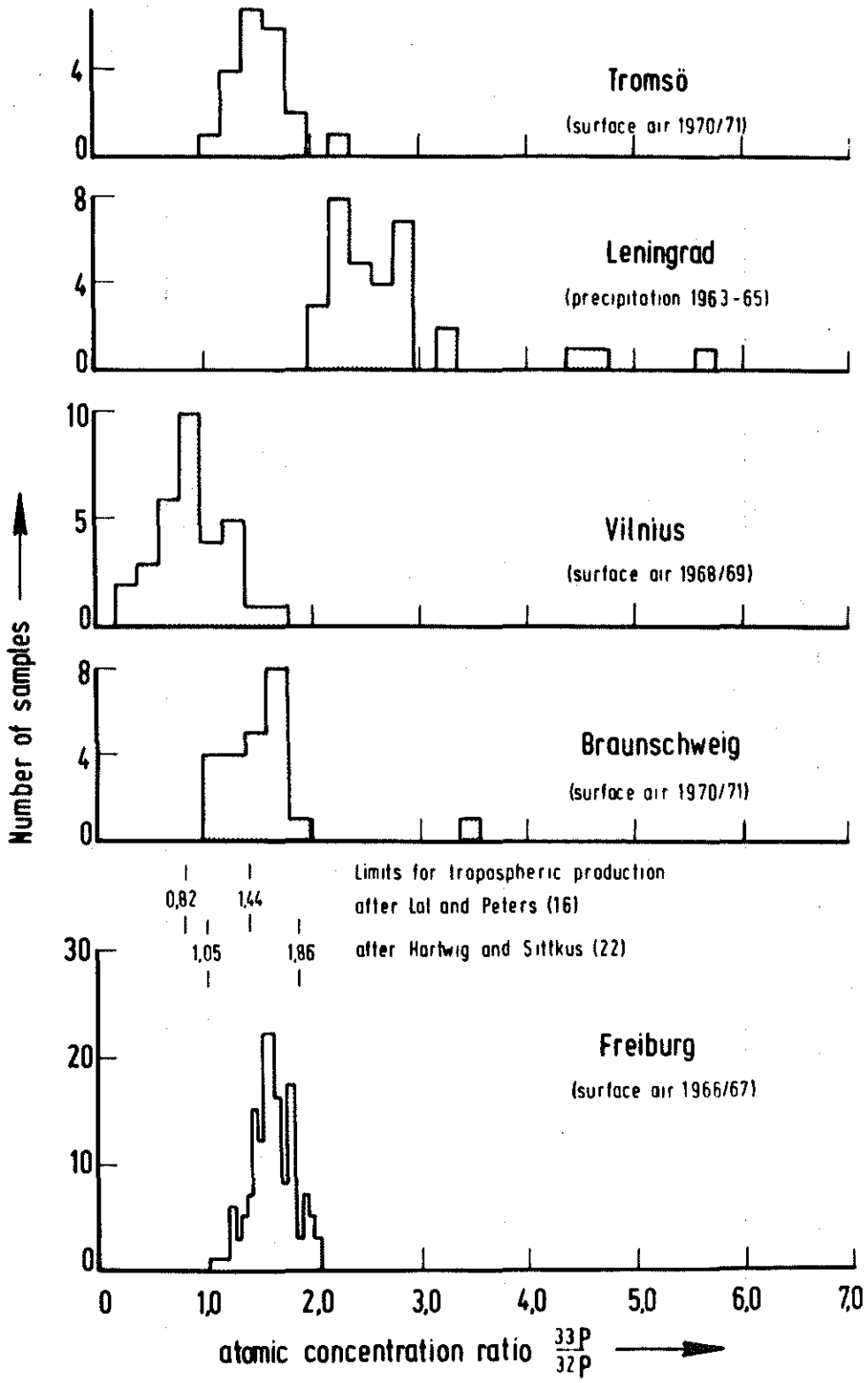


Fig.9 Frequency distribution of the atomic ratio $^{33}P/^{32}P$ at different sampling stations. Freiburg after (6), Vilnius after (5) and Leningrad after (4)

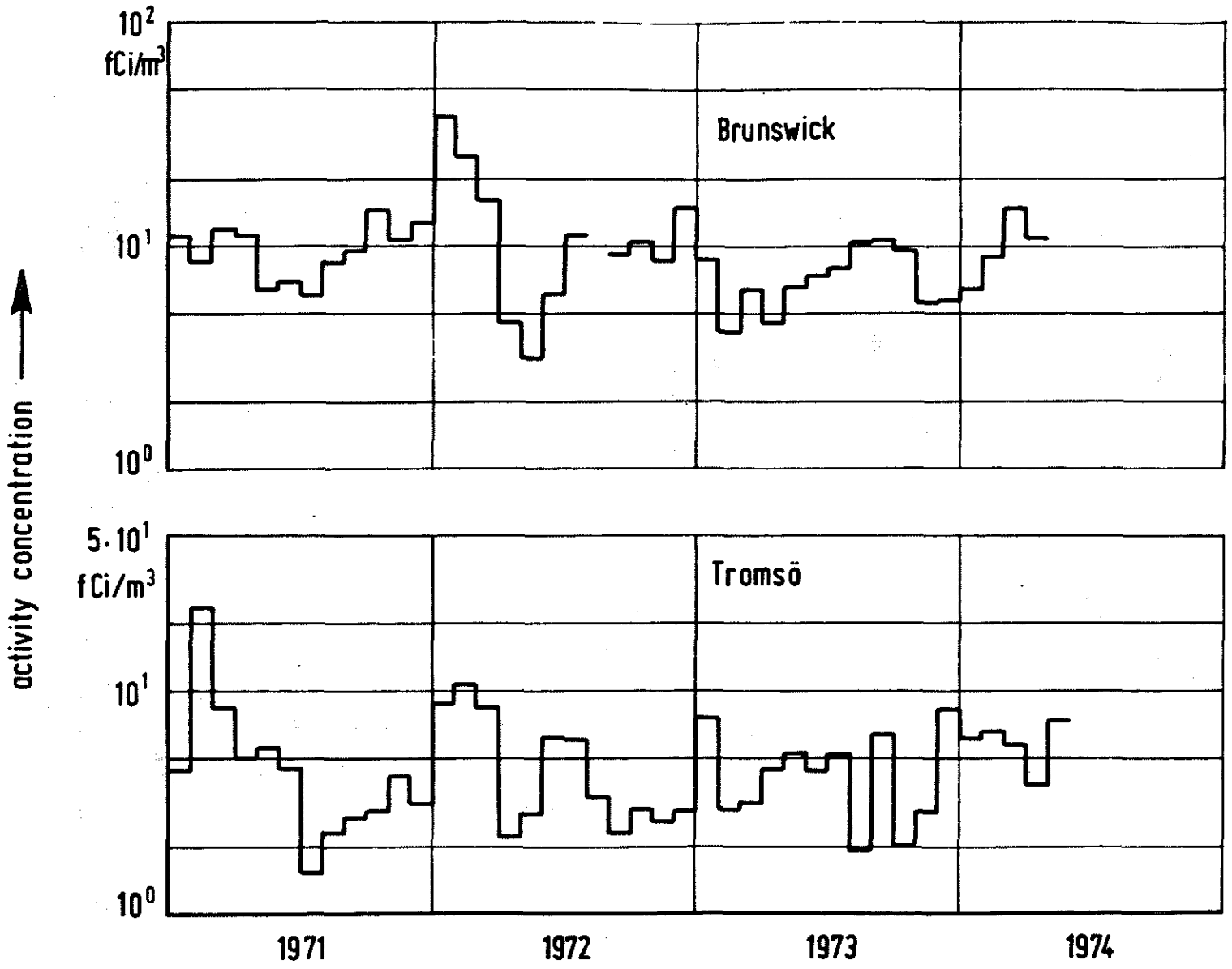


Fig.10 Seasonal variation of ^{210}Pb in Brunswick and Tromsö (surface air)

Bezieht man die Aktivitaet auf den anorganischen Bestandteil der Aerosole, d.h. auf das Aschegewicht, so erhaelt man fuer Braunschweig eine durchschnittliche spezifische Aktivitaet von 5.3 pCi/g. Dieser Wert ist erheblich hoeher als die spezifische ^{226}Ra-Aktivitaet von Bodenproben. Aufgewirbelter Bodenstaub kann also kaum als Ursache fuer den ^{226}Ra-Gehalt der bodennahen Luft infrage kommen. Ziemlich sicher ist Flugasche aus konventionellen Kraftwerken einer der Hauptlieferanten fuer dieses Radionuklid.

5. Breitenabhaengigkeit

Beim Vergleich der Jahresmittelwerte einzelner Radionuklide faellt auf, daß die Tromsoe-Werte stets niedriger sind als die entsprechenden Braunschweiger Werte. Das Verhaeltnis der Mittelwerte Tromsoe zu Braunschweig betraegt im Durchschnitt der letzten drei Jahre bei den Kernwaffenprodukten 0,65 und bei den kosmogenen Radionukliden (ohne Beruecksichtigung des antropogenen Anteils des ^{35}S) nahezu uebereinstimmend 0,64.

Aus 1971 liegen fuer ^{137}Cs Vergleichswerte anderer Stationen vor.

In Bild 11 sind die Jahresmittelwerte der ^{137}Cs-Konzentrationen normiert auf den entsprechenden Wert fuer Braunschweig in Abhaengigkeit von der geographischen Breite aufgetragen. Mit Ausnahme eines Wertes aus Schottland liegen alle Werte auf einer Kurve, die von 36° bis 50° relativ steil abnimmt, bis 60° dann nahezu konstant bleibt und danach weiter abnimmt. Der hohe Wert bei 36° duerfte auf die Naehe der Tropopausen-Aufspaltung zurueckzufuehren sein, durch die im Fruehjahr stratosphaerische Luftmassen in die Troposphaere gelangen. Der konstante Bereich zwischen 50° und 60°N deutet auf eine ziemlich gute Durchmischung in der unteren Troposphaere dieser Breiten hin.

6. Strahlenschutz-Aspekte

Zum Schluß sei noch kurz auf die Strahlenbelastung der Bevoelkerung durch Inhalation der in der bodennahen Luft enthaltenen radioaktiven Aerosole eingegangen. Zu diesem Zweck sollen die gemessenen Aktivitaetskonzentrationen mit den MZK-Werten (13) verglichen werden, die nach ICRP fuer die Bevoelkerung zulaessig sind (1/100 MZK_a, 168h/Woche).

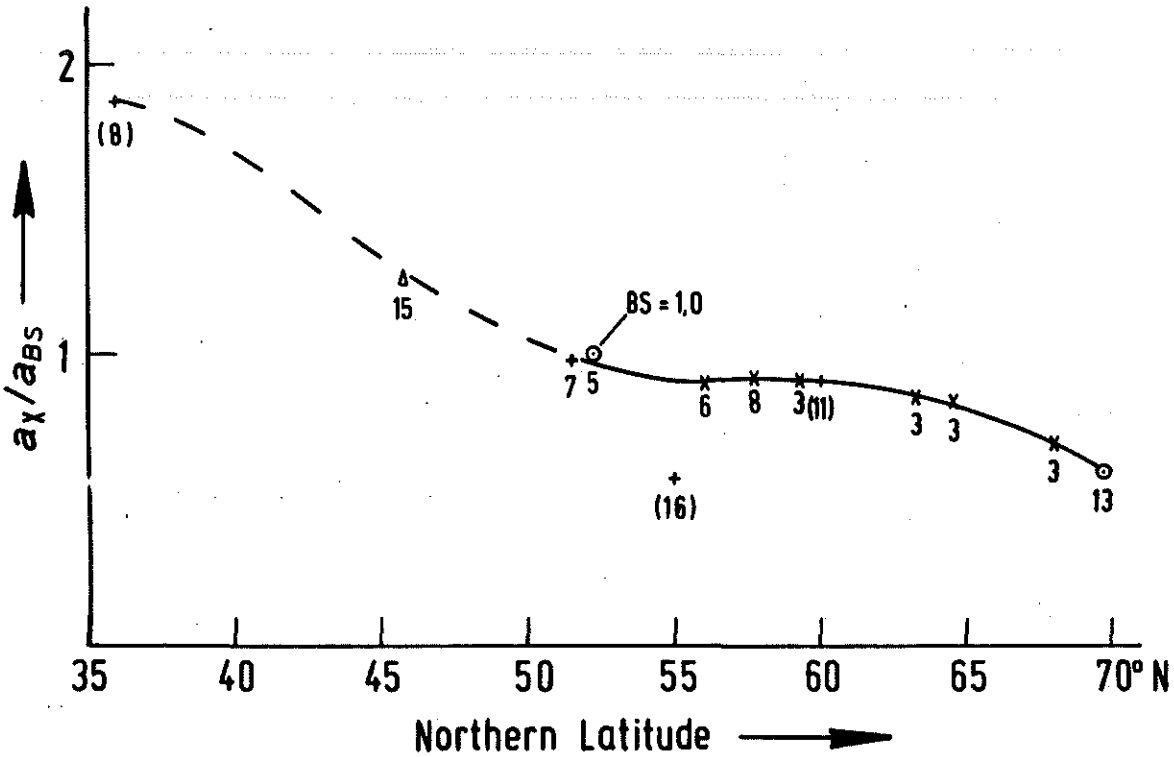


Fig.11 Latitude distribution of annual mean ^{137}Cs activity concentration in surface air.
The means values for 1971 found by each sampling station are divided by the mean value for 1971 found in Brunswick $\left(\frac{a_x}{a_{BS}}\right)$ + after (10), Δ after (11) x after (12), ⊙ this paper.
The figures indicate the amount of precipitation in 1971 (in units of dm) except those in brackets which represent mean values of many years.

Tabelle 2

Nuklid - Gruppe	$\sum_i \frac{a_i}{1/100(MZK_a)_i}$
Kernwaffenprodukte	
^{54}Mn, ^{57}Co, ^{95}Zr, ^{95}Nb	
^{103}Ru, ^{106}Ru, ^{125}Sb, ^{137}Cs	
^{144}Ce, ^{155}Eu	$2 \cdot 10^{-4}$
Kosmogene Radionuklide	
^{7}Be, ^{22}Na, ^{35}S	$2 \cdot 10^{-5}$
"Natuerliche" Radionuklide	
^{210}Pb	$2 \cdot 10^{-2}$
^{226}Ra (Mittelwert aus 23 Proben von 1972/73)	$2 \cdot 10^{-3}$

In Tabelle 2 ist die Summe der Verhaeltnisse der im Juni 1973 gemessenen Aktivitaetskonzentrationen a_i zu den entsprechenden MZK-Werten fuer verschiedene Nuklide angegeben. Danach lieferten den geringsten Beitrag mit $2 \cdot 10^{-5}$ die kosmogenen Radionuklide. Um eine Groeßenordnung hoeher, doch immer noch weniger als 1 ‰ der zulaessigen Konzentration war der Beitrag der Spaltprodukte.

Trotz der sehr niedrigen Konzentration verdient ^{35}S besondere Beachtung, da es sich hierbei um das einzige kuenstliche Radionuklid handelt, daß nicht aus Kernwaffenversuchen stammt. Sein antropogener Anteil duerfte in der Naehe seiner noch unbekannten Quellen um Groeßenordnungen hoeher sein.

Am hoechsten ist der Beitrag der langlebigen natuerlichen Radionuklide, der im Falle von ^{210}Pb immerhin 2 % des MZK-Wertes erreicht. In der gleichen Groeßenordnung liegt auch der Jahresmittelwert, waehrend in Monaten mit Inversionswetterlagen durchaus auch 10 % erreicht werden koennen. Es duerfte deshalb interessant sein, den Quellen dieser "natuerlichen" Radionuklide nachzugehen. Vieles deutet darauf hin, daß ihre in der bodennahen Luft gemessenen Konzentrationen nur zu einem

kleinen Teil wirklich naturbedingt sind.

Diese Arbeit wurde durch den Bundesminister des Innern gefoerdert.

Literatur

(1) W. Kolb, Radionuclide Concentrations in Ground Level Air from 1971 to 1973 in Brunswick and Tromsoe
PTB Report Ra 4/74

(2) S. Aegerter, N. Bandari, Rama and A.S. Tamhane, ^{7}Be and ^{32}P in ground level air
Tellus 18 (1966) 212-215

(3) D. Lal and B. Peters, Cosmic Ray Produced Radioactivity on the Earth, in:
Encyclopedia of Physics 46/2, Berlin 1967

(4) L.I. Gedeonov and O.A. Rysev, Die Anwendung der Gesetzmaeßigkeiten der Migration kosmogener Radioisotope bei der Untersuchung der Ausbreitung radioaktiver Verunreinigungen in der Atmosphaere (in Russ.), Moskau 1969, Atomizdad, 24 S.

(5) V.Yu. Luyanas, R..Yu. Yasyulyonis, D.A. Shopauskiene and B.I. Styra, Cosmogenic ^{22}Na, ^{7}Be, ^{32}P and ^{33}P in Atmospheric Dynamics Research
Journ. Geophys. Res. 75 (1970) 3665-3667

(6) S. Hartwig and A. Sittkus, Radioactive Isotope als Luftmassenindikatoren (II)
Zeitschr. f. Naturf. 24a (1969) 908-911

(7) Z. Jaworowsky, J. Bilkiewicz and E. Zylica, ^{226}Ra in contempory and fossil snow
Health Physics 20 (1971) 449

(8) Z. Jaworowski, J. Bilkiewicz, E. Dobosz, D. Grzybowska, L. Kownacka and Z. Wronski,
Radiation Hazards to Population from Conventional and Nuclear Power Production
IAEA-SM-180/20

(9) E.A. Martell, Radioactivity of tobacco trichromes and insoluble cigarette smoke particles
Nature 249 (1974) 215-217

(10) R.S. Cambray, E.M.R. Fisher, D.H. Peirson and A. Parker, Radioactive Fall out in Air and Rain - Results to the middle of 1972
AERE-R7245

(11) Euratom Nuclear Research Centre Ispra, Quaterly Reports, in: Radioactivite ambiante dans les pays de la communaute Bulletin Trimestriel N° 1 to 4/71.

(12) B. Bernstroem, Radioactivity from Nuclear Weapons in Air and Precipitation in Sweden from Mid-Year 1968 to Mid-Year 1972
FOA 4 rapport C 4570-A1, March 1974, in: HASL-284

(13) ICRP Publication 2: Report on Committee II on Permissible Dose for Internal Radiation, New York, 1959

Jahrestagung des Fachverbandes
für Strahlenschutz e. V.
23. - 28. 9. 1974, Helgoland

DIE STRAHLENBELASTUNG DURCH DIE ABLUFT KERNTECHNISCHER ANLAGEN IN DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND

H. Bonka, D. Brenk*, K. Brüssermann, G. Schwarz
Lehrstuhl für Reaktortechnik der RWTH Aachen
* Zentralabteilung Strahlenschutz der KFA Jülich

1. EINLEITUNG

Will man den Aufwand für die Rückhaltung radioaktiver Stoffe in kerntechnischen Anlagen in vertretbaren Grenzen halten, so sind geringe Emissionen über die Abluft und auch über das Abwasser notwendig. Sie führen auf den in Abb. 1 dargestellten Wegen zu einer Strahlenbelastung des Menschen. Diese Strahlenbelastung kann für den Luftpfad heute mit ausreichender Genauigkeit berechnet werden [1, 2].

2. MIT DER ABLUFT AUS KERNTECHNISCHEN ANLAGEN FREIGESETZTE RADIONUKLIDE

Aus Kernkraftwerken und Wiederaufarbeitungsanlagen werden eine Reihe von Radionukliden, angefangen von Tritium bis zu den Transuranen hin, über die Abluft freigegeben, siehe z. B. [3] bis [22]. Die Abb. 2 zeigt als Beispiel den Weg der Radionuklide aus einem Kernkraftwerk mit Druckwasserreaktor. Über den Schornstein werden Radionuklide aus der Abgasanlage des Primärkühlkreises, der Lüftungsanlage für die Betriebs- und Anlageräume sowie dem Kondensator abgegeben. Die durchschnittlichen jährlichen Abgaberaten der

wichtigsten Radionuklide für ein Kernkraftwerk mit 1300 MW elektrischer Leistung sind angegeben. Als Ergänzung ist daneben der Abwasserweg mit den durchschnittlichen Freisetzungsraten dargestellt.
Den Weg der Radionuklide aus einer Wiederaufarbeitungsanlage für metallumhüllte Brennelemente in die Umgebung zeigt Abb. 3. Über den Schornstein gelangen in die Atmosphäre einmal Radionuklide aus der Abgasreinigungsanlage, der Auflösestufe und zum anderen aus der Lüftungsanlage für die Extraktionsräume. Die Luftführung ist so gestaltet, daß die Luft von den Räumen mit niedrigerer zu den mit höherer Luftaktivität strömt. Die durchschnittlichen jährlichen Abgaberaten der wichtigsten Radionuklide für eine Wiederaufarbeitungsanlage für Leichtwasserreaktor-Brennelemente einer Kapazität von 50 000 MW_{el} sind wieder mit angegeben. Es wurde angenommen, daß in die Flüsse praktisch keine radioaktiven Stoffe abgegeben werden. Bei den angegebenen Emissionen für Kr 85 und H 3 wurde keine Kr 85- und H 3-Abscheidung zugrunde gelegt. Der angegebenen J 129- und J 131-Abgabe liegt ein Abscheidegrad von 99,9% zugrunde. Gestrichelt wurde eine Kr 85-Abscheideanlage - zurzeit sind Anlagen, die nach der Tieftemperatur-Rektifikation oder Freonabsorption arbeiten, im Gespräch - eingezeichnet. Daneben wurde gestrichelt eine Tritiumentzugseinrichtung eingezeichnet. Aufkonzentriertes tritiiertes Wasser kann direkt oder nach weiterer Aufkonzentrierung durch Rektifizieren aus dem Kreislauf gebracht werden. Beide Entzugsanlagen werden für die Bundesrepublik Deutschland so ausgelegt sein müssen, daß mit ihnen mindestens 99% des Kr85 und H 3 zurückgehalten werden, wie sich später zeigen wird. Anschließend ist eine kontrollierte Endbeseitigung, z. B. Kr 85 in der Tiefsee und H 3 fein verteilt in den Weltmeeren, notwendig.
Die Freisetzungsraten der wichtigsten Radionuklide aus den einzelnen Kernkraftwerken und Wiederaufarbeitungsanlagen sind in Tab. 1 zusammengefaßt. Angaben für Wiederaufarbeitungsanlagen für Brennelemente natriumgekühlter Schneller Brüter wurden nicht mit aufgenommen, da die geplanten Ab-

klingzeiten der Brennelemente bis zur Wiederaufarbeitung von 30 Tagen zu unrealistisch hohen J 131-Freisetzungsraten und damit Strahlenbelastungen führen. Bei Abkühlzeiten von 180 Tagen sind die Freisetzungsraten ähnlich wie bei Wiederaufarbeitungsanlagen für Leichtwasserreaktoren. Die Emissionen für Kr 85 und H 3 bei Wiederaufarbeitungsanlagen gelten wieder ohne Kr 85- und H 3-Abscheidung. Bemerkenswert ist bei Wiederaufarbeitungsanlagen für Hochtemperaturreaktor-Brennelemente, daß bei einem Verbrennungs-Head-End größere Mengen C 14 in Form von CO_2 und CO freigesetzt werden. Die tatsächlichen Freisetzungsraten sind wahrscheinlich wesentlich größer. Den Rechnungen lag keine Graphit-Verunreinigung durch Stickstoff zugrunde. Pro 10 ppm Stickstoffverunreinigung verdoppelt sich etwa die Freisetzungsrate. Graphit in der Luft hat eine Stickstoffverunreinigung von etwa 150 ppm. Wahrscheinlich wird im Heliumkreislauf nur die Hälfte des Stickstoffes frei. Als Ergänzung zu den Angaben in Abb. 2 und 3 wurden noch die vom radiologischen Standpunkt aus wichtigen Radionuklide Kr 88, Sr 89, Sr 90 und Cs 137 mit in die Tabelle aufgenommen. Da die Austrittsraten von Sr 89, Sr 90 und Cs 137 über die Abluft von Kernkraftwerken nur für die Kernkraftwerke Dresden [6] und Yankee [7] in den USA bekannt sind, wurden sie hier zur ersten Abschätzung der radiologischen Bedeutung aufgenommen. Bei den Wiederaufarbeitungsanlagen liegen die Daten aus [15] bei einem Emissionsfaktor von $1{,}2 \cdot 10^{-8}$ zugrunde. Die freien Felder konnten wegen fehlender Daten bzw. bei C 14 wegen nicht geklärter Freisetzungsanteile nicht ausgefüllt werden.

3. STRAHLENBELASTUNG UM EINZELNE KERNTECHNISCHE ANLAGEN

Die jahresgemittelte Ausbreitung der aus einem Schornstein freigesetzten radioaktiven Stoffe kann heute mit ausreichender Genauigkeit bis zu einer Entfernung von etwa 30 km unter Benutzung eines statistischen Ausbreitungsmodells und entsprechender Ausbreitungsparameter berechnet werden [1,2].

Ab etwa dem bodennahen Konzentrationsmaximum, das bei etwa 600 m vom Emissionsort bei einer Emissionshöhe von 100 m liegt, ist praktisch die Strahlenbelastung der bodennahen Konzentration der Abluftfahne direkt proportional. Die Abweichungen von dem Konzentrationsmaximum bei der γ-Submersionsdosis und der Strahlenbelastung durch Washout haben bei der Betrachtung der Strahlenbelastung der Bevölkerung keine Bedeutung, da sich in diesem Bereich nur das Betriebspersonal aufhält. Die jahresgemittelte bodennahe Konzentration $\dot{A}$ ist dem jahresgemittelten Ausbreitungsfaktor $\overline{\chi}$ direkt proportional.

$$\dot{A} = \dot{Q} \cdot \overline{\chi} \qquad (1)$$

$\dot{Q}$ = Freisetzungsrate des betrachteten Nuklids

Die Abb. 4 zeigt den Verlauf des relativen bodennahen jahresgemittelten Ausbreitungsfaktors bei einer Emissionshöhe von 100 m, bei in Jülich vorliegenden Ausbreitungsbedingungen [23]. Im Maximum in nordöstlicher Richtung ist er 1. Die Windrose wurde in 12 Sektoren unterteilt. Die Flächen mit größerer Konzentration als das Produkt aus Konzentrationsmaximum und eingezeichneter Isolinie kann aus der Abbildung direkt ersehen werden.

Den Verlauf des bodennahen jahresgemittelten Ausbreitungsfaktors $\overline{\chi}$ in Richtung des Konzentrationsmaximums für den Raum Frankfurt zeigt Abb. 5 [2]. In die Abbildung wurde gleichzeitig der äquivalente Ausbreitungsfaktor für γ-Strahlung $\overline{\chi}''$, der der γ-Submersionsdosis direkt proportional ist, eingezeichnet. Deutlich ist erkennbar, daß ab dem Konzentrationsmaximum auch die γ-Submersionsdosis mit Hilfe des bodennahen jahresgemittelten Ausbreitungsfaktors berechnet werden kann, wie vorher schon ausgeführt wurde.

Die örtlichen Strahlenbelastungen lassen sich mit entsprechend definierten Dosiskonstanten g nach

$$\dot{D} = g \cdot \dot{Q} \cdot \overline{\chi} \qquad (2)$$

berechnen. Die Tab. 2 zeigt die durch die in Tab. 1 angegebenen Freisetzungsraten hervorgerufene Strahlenbelastung im Konzentrationsmaximum. Der Rechnung lag ein jahresgemittelter Ausbreitungsfaktor von $3 \cdot 10^{-7}$ s/m^3 und ein jah-

resgemittelter Ausbreitungsfaktor für γ-Strahlung von $7 \cdot 10^{-4}$ s/m^2 zugrunde. Die Dosiskonstanten, außer der für Ingestion von H 3 und C 14, wurden [1] bzw. [19] entnommen. Die angegebenen Ingestionsbelastungen durch H 3 können, da die Daten zur Berechnung der Ingestionsdosiskonstanten nicht genau bekannt sind, stärker nach oben oder unten abweichen. Bei der Ingestionsbelastung durch C 14 wurde angenommen, daß sich im Körper eines Menschen ein Gleichgewicht entsprechend der C 14-Konzentration im Kohlenstoff der Pflanzen eingestellt hat. Dies dürfte für die ungünstigste Personengruppe, z. B. Kleinkinder, gegeben sein. Da Kleinkinder nicht ihren gesamten Flüssigkeitshaushalt durch Kuhmilch decken, wurden die berechneten Dosiswerte um einen Faktor 2 verkleinert. Sieht man sich die berechneten Dosiswerte näher an, so fallen die niedrigen Werte außer durch Jod sowie durch H 3, C 14 und Kr 85 aus Wiederaufarbeitungsanlagen auf. Bei der berechneten Strahlenbelastung durch Jod liegt der Gras-Kuh-Milch-Pfad zugrunde. Die Strahlenbelastung durch β-Submersion von Kr 85 gilt für die oberste Hautschicht. In einer Hauttiefe von 0,07 mm, etwa ab dieser Tiefe beginnt die lebende Haut [24], beträgt die Dosis noch 66%. Insgesamt kann aber festgestellt werden, falls man die Schilddrüsenbelastung durch Radiojod getrennt betrachtet, daß die Dosisleistung aller Organe am ungünstigsten Ort um Kernkraftwerke für 1300 MW elektrischer Leistung kleiner als 0,1 mrem/a ist. Bei großen Wiederaufarbeitungsanlagen sind neben der Abscheidung von 99,9% Jod bei einer Brennelementkühlzeit von 180 Tagen H 3- und Kr 85-Entzugsanlagen notwendig. Bis zum Bau der ersten großen Wiederaufarbeitungsanlage in der Bundesrepublik Deutschland dürften sie sicher einsatzbereit sein.

4. ÜBERLAGERUNGSEFFEKTE BEI MEHREREN KERNTECHNISCHEN ANLAGEN

Sind mehrere Anlagen mit radioaktiven Ableitungen in die Atmosphäre vorhanden, so gibt es Überlagerungen bei den Schadstoffkonzentrationen. Die Abb. 6 zeigt die Zunahme des maxi-

malen bodennahen jahresgemittelten Ausbreitungsfaktors, d. h. der Strahlenbelastung am ungünstigsten Ort, in Abhängigkeit des Abstandes zweier Emittenten. Bei einer Schornsteinhöhe von 100 m und einem Abstand der beiden Emittenten von 20 km wird danach im ungünstigsten Fall die Strahlenbelastung um etwa 10% größer.

Einen Eindruck über die heutigen und zukünftigen Überlagerungen der in die Atmosphäre abgegebenen Radionuklide in der Bundesrepublik Deutschland vermitteln die Abbildungen 7 bis 11 anhand der β-Submersionsdosis der Haut durch Kr 85. Die Strahlenbelastungen durch die anderen Nuklide können in etwa aus den Daten in Tab. 1 und Tab. 2 abgeschätzt werden. Die Darstellungen sind Teilergebnisse eines vom Bundesministerium des Inneren geförderten Forschungsvorhabens über die zukünftige Strahlenbelastung durch aus kerntechnische Anlagen freigesetzte Radionuklide. Das Forschungsvorhaben wird gemeinsam mit dem Institut für Elektrische Anlagen und Energiewirtschaft der RWTH Aachen und Instituten der Kernforschungsanlage Jülich durchgeführt. Über die Bundesrepublik Deutschland ist ein Raster von 800 x 400 km mit einem Abstand von 2 km gelegt. Aus Gründen, die Rechenzeit und den Speicherplatzbedarf auf dem Digitalrechner klein zu halten, sind Teile von Ostbayern und Westberlin nicht erfaßt. Ausgangsdaten sind die Standorte der Kernkraftwerke und Wiederaufarbeitungsanlagen heute und in der Zukunft und die jährlichen Freisetzungsraten der einzelnen Radionuklide. Zur Erfassung der verschiedenen meteorologischen Ausbreitungsbedingungen in den einzelnen Teilen der Bundesrepublik Deutschland, ist die Bundesrepublik Deutschland in 9 Gebiete eingeteilt worden, für die einheitliche meteorologische Ausbreitungsbedingungen angenommen werden dürften [2]. Für die meteorologische Statistik - Windrichtung, Windgeschwindigkeit und Diffusionskategorie - werden Daten benutzt, die beim Deutschen Wetterdienst gemessen und u. a. von MANIER für 30 Stationen ausgewertet werden [25]. In den MANIER'schen Häufigkeitsverteilungen der oben genannten Ausbreitungsbedingungen wird die Bodenrauhigkeit jedoch nicht berücksichtigt.

Um sie dennoch in etwa zu erfassen, werden die vertikalen Ausbreitungsparameter nach FORTAK [26] benutzt. Dies sind modifizierte Ausbreitungsparameter, die von Mc ELROY in St. Louis über extrem rauhen Gelände gemessen wurden [27]. Ab einer Entfernung von 50 km vom Emissionsort entfernt wird zur Berechnung der bodennahen Konzentrationsverteilung eine homogene Vermischung zwischen Erdboden und Vermischungsobergrenze [26] angenommen. Um nahe des Emissionsortes eine höhere Genauigkeit bei der Rechnung zu haben, werden für die weiträumigen Rechnungen die meteorologischen Daten verwandt, wie sie am Emissionsort vorliegen. Dieses hat für den wichtigen Bereich bis zu einer Entfernung von etwa 200 km vom Emittenten den Vorteil, daß man insgesamt genauer rechnet, als wenn man von einer einheitlichen mittleren Verteilung für die gesamte Bundesrepublik Deutschland ausginge.

Die Abb. 7 zeigt die β-Submersionsdosis der Haut durch aus Kernkraftwerken freigesetztes Kr 85 etwa zum jetzigen Zeitpunkt. Die Kernkraftwerke BIBLIS und BRUNSBÜTTEL wurden im Betrieb angenommen. Es zeigen sich nur geringe Überlagerungseffekte. Die Dosisleistungen im Konzentrationsmaximum sind ungefähr wie in Tab. 2 angegeben. Der Abbruch der Werte am Quadrat 100 x 100 km um jeden Emittenten in der perspektivischen Darstellung ist durch den Übergang von der lokalen Rechnung - statistisches Modell - zur regionalen Rechnung - homogene Vermischung über Mischungsschicht - bedingt.

Überlagerungseffekte zeigen sich aber schon deutlich in Abb. 8, in der die β-Submersionsdosis der Haut durch aus Kernkraftwerken freigesetztes Kr 85 etwa im Jahre 1990 dargestellt ist. Die Wahl der Standorte der Kernkraftwerke erfolgte nach einer Prognose über den Energiebedarf in den einzelnen Kreisen der Bundesrepublik Deutschland.

Die Überlagerungseffekte werden noch deutlicher in Abb. 9, in der die β-Submersionsdosis der Haut durch aus Kernkraftwerken freigesetztes Kr 85 etwa im Jahre 2020 dargestellt ist. Gegenüber der Rechnung für etwa das Jahr 1974 zeigt sich, daß der Untergrund ungefähr um einen Faktor 100 an-

gestiegen ist. Es sollte aber auch hier betont werden, daß die angegebenen Strahlenbelastungen durch die vielen Kernkraftwerke sehr klein sind.

Ganz anders sieht es für die Bundesrepublik Deutschland aus, wenn die Emissionen von Wiederaufarbeitungsanlagen mit betrachtet werden. Nimmt man für die Wiederaufarbeitungsanlage Karlsruhe eine jahresgemittelte Kr 85-Emission von 68 000 Ci/a an [30], so errechnet sich statt des Strahlenbelastungsverlauf in Abb. 7 der in Abb. 10. Die Maximalwerte um Kernkraftwerke verschwinden praktisch gegenüber dem Untergrund durch die Wiederaufarbeitungsanlage Karlsruhe. Im norddeutschen Raum dürften die errechneten Werte durch die Wiederaufarbeitungsanlage Karlsruhe aber mit größerer Ungenauigkeit behaftet sein. Wie schon betont wurde, werden bei dem verwendeten Rechenmodell bei der regionalen Rechnung die meteorologischen Daten verwandt, wie sie am Emissionsort vorliegen. Die Wirkung des Rheingrabens dürfte kaum in den norddeutschen Raum hineinreichen.

Große Wiederaufarbeitungsanlagen mit Freisetzung des gesamten Kr 85 ergeben Strahlenbelastungen, die mehrere Größenordnungen über die durch Kernkraftwerke liegen, siehe Tab. 2. Um den Verlauf der Strahlenbelastung in der Bundesrepublik Deutschland zu zeigen, wurde eine Wiederaufarbeitungsanlage für 50 000 MW elektrischer Leistung in der Nähe von Hannover angenommen. Die Abb. 11 zeigt den berechneten Strahlenbelastungsverlauf. Wie man leicht im Vergleich zu Abb. 8 und 9 erkennt, bestimmen sie selbst bei einem Rückhaltefaktor von 99% die Strahlenbelastung durch Kr 85 in der Bundesrepublik Deutschland.

5. GLOBALER UNTERGRUND

Neben den lokalen und regionalen Überlagerungseffekten gibt es Überlagerungseffekte durch mehr oder weniger gleichmäßig verteilte Radionuklide über die gesamte Welt. Im we-

sentlichen braucht man hier nur die Radionuklide H 3, Kr 85 und J 129 zu betrachten. Von einer Betrachtung der Pu-Isotpe soll auch hier abgesehen werden, da unser Wissen hier noch zu lückenhaft ist.
Geht man von einer Kernkraftwerksbruttoleistung aus, wie sie in 22 dargestellt ist, so ergibt sich bei der Strahlenbelastung der Haut durch Kr 85 der in Abb. 12 dargestellte Verlauf. Bei der Rechnung ist angenommen worden, daß das gesamte Kr 85 in die Atmosphäre abgegeben wird. Das Krypton ist über die Atmosphäre der Welt gleichmäßig verteilt worden. Die Konzentrationsänderung mit der Höhe ist nach der barometrischen Höhenformel berücksichtigt. Wie man erkennt, sind in etwa 100 Jahren Strahlenbelastungen der Haut in Höhe von 15 mrem/a durch global verteiltes Kr 85 zu erwarten, wenn man das gesamte Kr 85 in die Atmosphäre abgibt. Legt man einen Grenzwert von 1 mrem/a zugrunde, so erkennt man, daß schon in 20 Jahren praktisch alles Kr 85 kontrolliert beseitigt werden muß, z. B. ins tiefe Weltmeer.

H 3 stellt in globaler Hinsicht für die Zukunft kein Problem dar. In Abb. 13 ist die zusätzliche Strahlenbelastung des Gesamtkörpers durch global verteiltes Tritium, das zum größten Teil über das Abwasser in die Umgebung gelangt, dargestellt. Der Rechnung liegt eine gleichmäßige Vermischung des abgegebenen Tritiums mit dem Oberflächenwasser der Weltmeere von 100 m Tiefe zugrunde. In 100 Jahren sind durch global verteiltes Tritium zusätzliche Strahlenbelastungen in Höhe von etwa 0,01 mrem/a zu erwarten. Falls man also in der Zukunft alles anfallende Tritium in den Weltmeeren möglichst gleichmäßig vermischt, stellen die Weltmeere eine ideale Endlagerungsstätte für Tritium dar.

Für J 129 ergibt sich auch ein erfreuliches Bild, siehe Abb. 14. Es ist zu erwarten, daß sich das aus kerntechnischen Anlagen freigesetzte J 129 in kurzer Zeit mit dem natürlichen Jod des Oberflächenwassers der Weltmeere von etwa 100 m Tiefe vermischt. Man kann in etwa 100 Jahren mit zusätzlichen Strahlenbelastungen der Schilddrüse durch global verteiltes J 129 in der Größenordnung von 10^{-4} mrem/a rechnen.

6. ZUSAMMENFASSUNG

Wie aus den vorherigen Ausführungen zu erkennen ist, ist zurzeit die zusätzliche Strahlenbelastung der Bevölkerung durch aus kerntechnische Anlagen freigesetzte Radionuklide, bis auf die durch Jod, sehr klein. Die zusätzliche Strahlenbelastung ist bei weitem kleiner als die regionale Schwankung der natürlichen Strahlenbelastung in der Bundesrepublik Deutschland. Die Freisetzungsraten von Radiojod über die Abluft von Kernkraftwerken mit Leichtwasserreaktoren sollte durch gezielte Stopfbuchsenabsaugung und bessere Jodfilter gesenkt werden können.

Im nächsten Jahrhundert ist durch Überlagerung der Radionuklide aus verschiedenen kerntechnischen Anlagen in der Atmosphäre als auch im Flußwasser eine Vergrößerung der Strahlenbelastung zu erwarten. Auch sie ist klein gegenüber der Schwankungsbreite der natürlichen Strahlenbelastung in der Bundesrepublik Deutschland, falls man bei Wiederaufarbeitungsanlagen zu guten Jod-Rückhaltevorrichtungen auch H 3- und Kr 85-Rückhalteeinrichtungen mit Abscheidegraden von etwa 99% vorsieht.

Die vorliegende Arbeit entstand im Rahmen eines durch das Bundesministerium des Innern geförderten Untersuchung über die zukünftige radiologische Belastung der Bundesrepublik Deutschland durch kerntechnische Anlagen.

LITERATUR

[1] Bundesministerium für Bildung und Wissenschaft:
Emissionsquellstärke von Kernkraftwerken;
Schriftreihe Kernforschung 6, Juli 1972

[2] Brenk, D. u. Vogt, K. J.:
Meteorologische Standortklassen in der Bundesrepublik Deutschland als Grundlage zur Berechnung der Umweltbelastung durch kerntechnische Anlagen;
Veröffentlichung in Vorbereitung

[3] Kausz, I. A.:
Verfahren zur Verringerung radioaktiver Abgaben aus Druckwasser-Kernkraftwerken;
VGB-Konferenz "Kraftwerk und Umwelt 1973"

[4] Queiser, H.:
Verfahren zur Verringerung radioaktiver Abgaben aus Siedewasser-Kernkraftwerken;
VGB-Konferenz "Kraftwerk und Umwelt 1973"

[5] Vereinigung der Großkesselbetreiber:
VGB-Kernkraftwerks-Seminar 1970, Vorträge
Druckwasserreaktor S. 18 f.
Siedewasserreaktor S. 73 f.
Hochtemperatur-Kugelhaufenreaktor S. 142 f.
NatriumgekühlterSchnellerBrüter S. 254 f.

[6] Kahn, B. u. a.:
Radiological surveillance studies at a boiling water nuclear power reactor;
BRH/DER 70-1; Febr. 1971

[7] Kahn, B. u. a.:
Radiological surveillance studies at a pressurized water nuclear power reactor;
RD 71-1, Aug. 1971

[8] Holm, D.:
Abgabe radioaktiver Stoffe in die Abluft beim HTR-Versuchskraftwerk der AVR in Jülich;
Reaktortagung 1973, Karlsruhe, S. 598 f.

[9] Mühlhoff, W., Helms, U., Strathemann, J.:
Der Aktivitätsfluß durch die SNR-Anlage;
Reaktortagung 1972, Hamburg, S. 679 f.

[10] Sütterlin, L. u. Schmitz, G.:
Erfahrungs- und Erwartungswerte für die Ableitung radioaktiver Stoffe;
7. IRS-Fachgespräch 1971

[11] Mehl, J.:
Die Strahlenbelastung durch Kernkraftwerke;
In "Allgemeine Strahlenbelastung des modernen Menschen", Tagungsreferate, Zürich 1973, S. 45 f.

[12] Aurand, K., Ruf, M., Schikarski, W., Schwibach, J.:
Environmental exposure due to radionuclides in gaseous and liquid effluents from nuclear power plants in the Federal Republic of Germany;
A/CONF. 49/P/399, Vol. 11, S. 591 f.

[13] Schikarski, W.:
Kernenergie und Umwelt;
Atom und Strom, Jan., Febr. 1972, S. 37 f.

[14] Büker, H., Jansen, P., Sassin, W., Schikarski, W.:
Kernenergie und Umwelt;
Jül-929-HT-NT, März 1973

[15] Oak Ridge National Laboratory:
Siting of fuel reprocessing plants and waste management facilities;
ORNL-4451, Juli 1970

[16] Beaujean, H. u. a.:
Reinigung der Verbrennungsabgase bei der Wiederaufarbeitung von HTR-Brennelementen;
Jül-925-CT, Febr. 1973

[17] Beaujean, H. u. a.:
Gaseous radioactive emissions from reprocessing plants and their possible reduction;
IAEA/SM-172/17, May 1973

[18] Laser, M. u. a.:
Emission of radioactive aerosols from reprocessing plants;
IAEA/SM-181/23, Nov. 1973

[19] Bonka, H. u. Brüssermann, K.:
Die Jodfreisetzung aus Kernkraftwerken und Wiederaufarbeitungsanlagen sowie Abschätzung der zukünftigen Umgebungsbelastung;
Jül-997-RG, Aug. 1973

[20] Bryant, P. M. u. Warner, B. F.:
Control of radiodine release from reprocessing plants;
IAEA, Technical reports series no. 148, Wien 1973, S. 29 f.

[21] Bonka, H., Brüssermann, K., Schwarz, G.:
Umweltbelastung durch Radiokohlenstoff aus kerntechnischen Anlagen;
Reaktortagung 1974

[22] Bonka, H.:
Radioaktive Umweltbelastung durch Kernkraftwerke und Wiederaufarbeitungsanlagen im Normalbetrieb;
Vorlesung im Rahmen des Vorlesungszyklus "Spezielle Umweltprobleme der Energietechnik", RWTH Aachen, WS 73/74

[23] Vogt, K., J., Nordsieck, H., Polster, G.:
Umweltradioaktivität der Kernforschungsanlage Jülich im Jahre 1971;
Zentralabteilung Strahlenschutz der Kernforschungsanlage Jülich, ZST-Nr. 0157, Juni 1972

[24] ICRP:
Report of committee II on permissible dose for internal radiation;
Pergamon Press, 1959

[25] Mänier, G.:
Persönliche Mitteilung

[26] Fortak, H.:
Anwendungsmöglichkeiten von mathematisch-meteorologischen Diffusionsmodellen zur Lösung von Fragen der Luftreinhaltung;
Minister für Arbeit,Gesundheit und Soziales des Landes Nordrhein-Westfalen; Düsseldorf, 1972

[27] Mc Elroy, J. L.:
A comparative study of urban and rural dispersion;
J. of Appl. Meteorology 8, 1, 19, 1969

[28] Bresser, H. u. Eschenbach, E.:
Studie zur Ermittlung der radiologischen Auswirkungen störfallbedingter Freisetzungen radioaktiver Spaltprodukte aus kerntechnischen Anlagen, insbesondere Kernkraftwerken, in der Luft;
TÜV Rheinland, April 1972

[29] Klug, W.;
Ein Verfahren zur Bestimmung der Ausbreitungsbedingungen aus synoptischen Beobachtungen;
Staub-Reinhalt. Luft 29, April 1969

[30] Kiefer, H. u. Koelzer, W.:
Jahresbericht 1972, Abteilung Strahlenschutz der Kernforschungsanlage Karlsruhe;
KFK 1818, Mai 1973

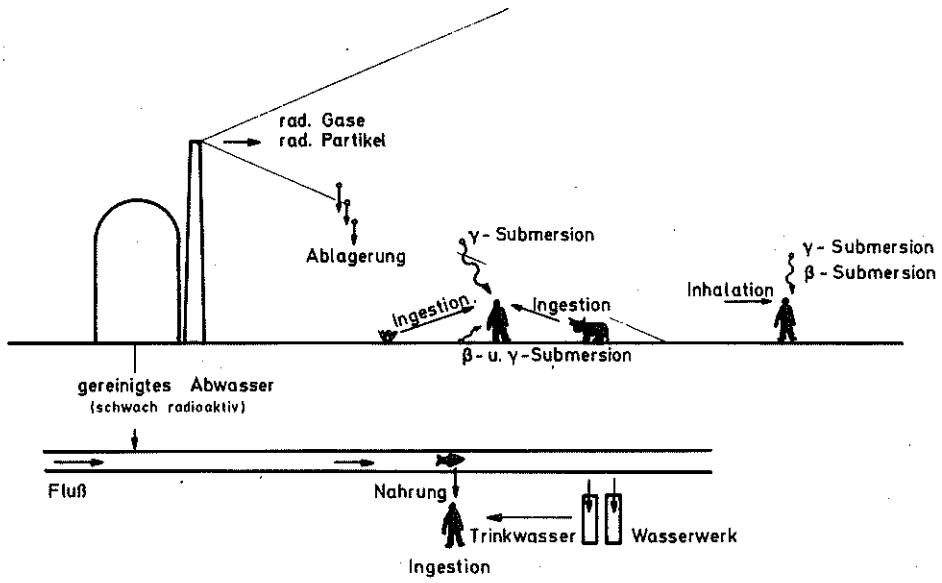


Abb. 1 : Strahlenbelastung des Menschen durch freigesetzte radioaktive Stoffe aus kerntechnischen Anlagen

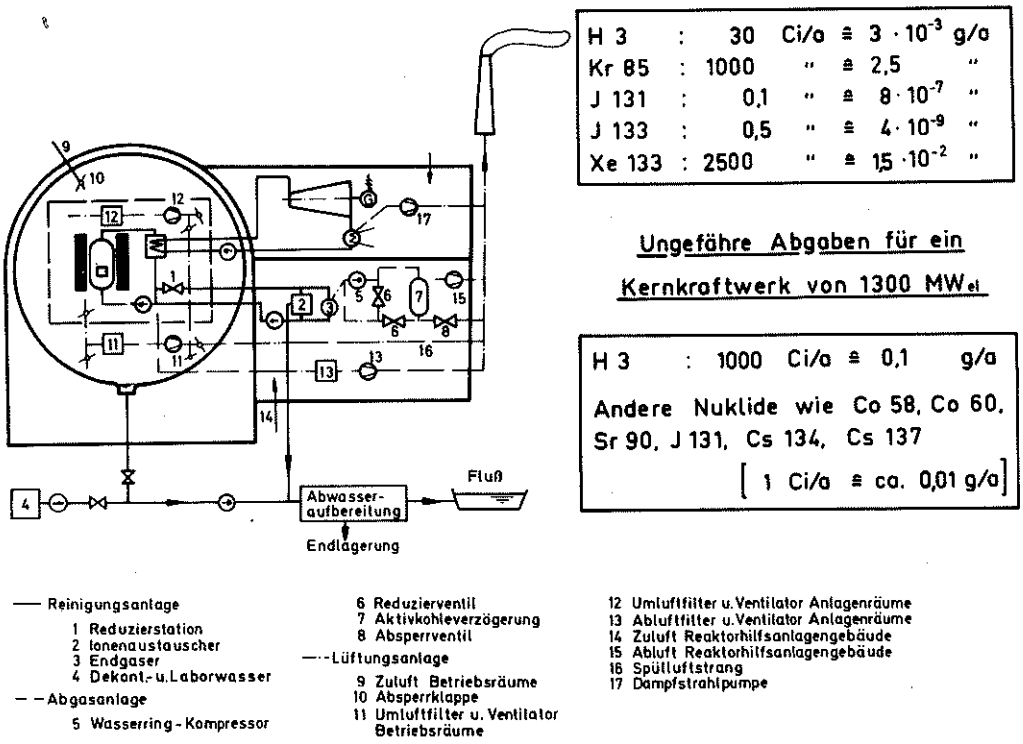


Abb. 2 : Freisetzung radioaktiver Stoffe aus Kernkraftwerken mit Druckwasserreaktoren

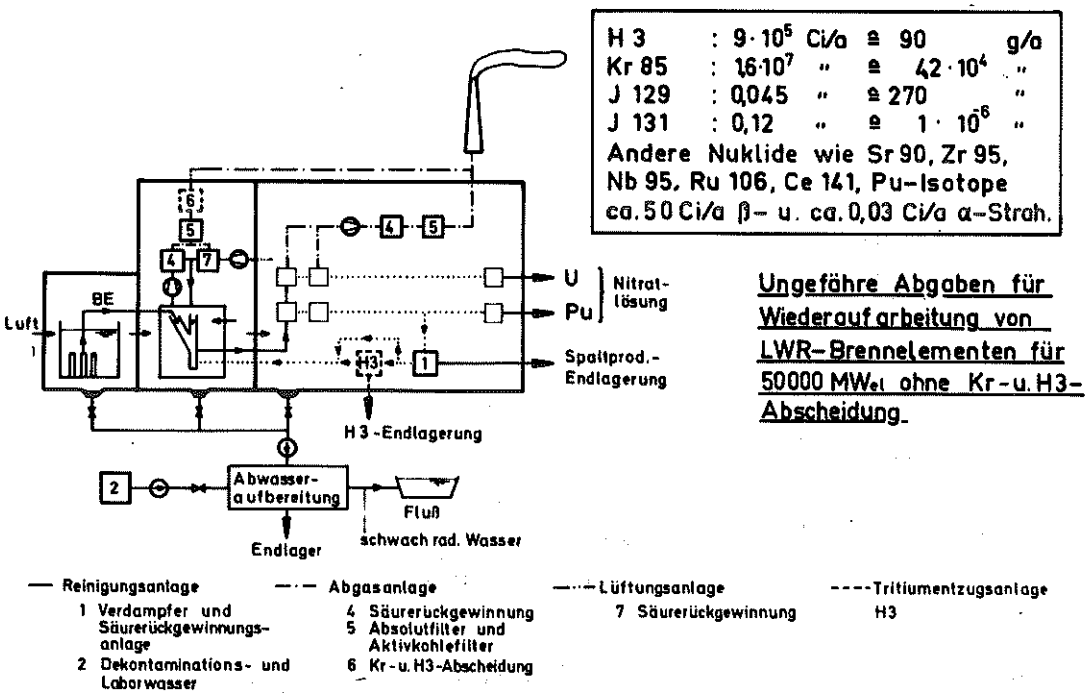


Abb. 3: Freisetzung radioaktiver Stoffe aus Wiederaufarbeitungsanlagen für metallumhüllte Brennstoffe

Nuklid	Kernkraftwerk (1300 MW_{el})				Wiederaufarbeitungsanlage (50000 MW_{el})	
	SWR	DWR	HTR	NaSR	SWR u. DWR	HTR
H 3	50	30	50		$9\cdot10^5$	$7{,}5\cdot10^5$
C 14				20		3000*
Kr 85	1000	1000	100	1000	$1{,}6\cdot10^7$	$2{,}5\cdot10^7$
Kr 88	10	10	10	10	—	—
J 129	—	—	—	—	0,045	0,035
J 131	0,2	0,1	0,003	0,013	0,12	0,1
J 133	2	0,5	0,012	0,002	—	—
Xe 133	2500	2500	100	10000	—	—
Sr 89	($2\cdot10^{-2}$)	($4\cdot10^{-5}$)			0,005	0,004
Sr 90	(10^{-4})	($2\cdot10^{-4}$)			0,0025	0,002
Cs 137	($6\cdot10^{-4}$)	($2\cdot10^{-7}$)			0,006	0,0045

Tab. 1: Freisetzungsraten radioaktiver Stoffe in die Atmosphäre aus Kernkraftwerken für 1300 MW_{el} und aus Wiederaufarbeitungsanlagen für 50000 MW_{el} in Ci/a

( ) Werte von KKW Dresden bzw Yankee
* ohne Stickstoffverunreinigungen im Graphit

Nuklid	Organbelastung	Belastungs-pfad	Kernkraftwerk (1300 MW_{el})				Wiederaufarbeitungs-anlage (50 000 MW_{el})	
			SWR	DWR	HTR	NaSR	SWR u. DWR	HTR
H 3	Gesamtkörper	Inh.	0,0012	0,00072	0,0012	—	21	18
	Gesamtkörper	Ing.	0,0015	0,0009	0,0015	—	27	23
	Haut u. Augenlinse	β-Subm.	$2,5 \cdot 10^{-5}$	$1,5 \cdot 10^{-5}$	$2,5 \cdot 10^{-5}$	—	0,45	0,4
C 14	Gesamtkörper	Ing.				0,13		19
	Haut	β-Subm.				$9 \cdot 10^{-5}$		0,014
Kr 85	Haut	β-Subm.	0,017	0,017	0,0017	0,017	275	430
	Alle Organe	γ-Subm.	0,0002	0,0002	$2 \cdot 10^{-5}$	0,0002	3,8	5,5
Kr 88	Haut	β-Subm.	0,00024	0,00024	0,00024	0,00024	—	—
	Alle Organe	γ-Subm.	0,0035	0,0035	0,0035	0,0035	—	—
* J 129	Schilddrüse	Inh.	—	—	—	—	0,09	0,07
	Schilddrüse	Ing.	—	—	—	—	25	19
* J 131	Schilddrüse	Inh.	0,09	0,045	0,0015	0,006	0,06	0,05
	Schilddrüse	Ing.	10,8	5,4	0,17	0,7	6,5	5,3
* J 133	Schilddrüse	Inh.	0,18	0,045	0,001	0,0002	—	—
	Schilddrüse	Ing.	5	1,2	0,03	0,005	—	—
Xe 133	Haut	β-Subm.	0,028	0,028	0,0011	0,11	—	—
	Alle Organe	γ-Subm.	0,007	0,007	0,00027	0,027	—	—
* Sr 89	Gesamtkörper	Inh.	$1,7 \cdot 10^{-5}$	$3,3 \cdot 10^{-8}$			$4,3 \cdot 10^{-6}$	$3,4 \cdot 10^{-6}$
	Haut	β-Subm.	$8,5 \cdot 10^{-7}$	$1,7 \cdot 10^{-9}$			$2,2 \cdot 10^{-7}$	$1,7 \cdot 10^{-7}$
	Knochen	Inh.	$6 \cdot 10^{-4}$	$1,2 \cdot 10^{-6}$			$1,6 \cdot 10^{-4}$	$1,2 \cdot 10^{-4}$
	Knochen	Ing.	0,0048	$9,6 \cdot 10^{-6}$			0,0013	0,001
	Lunge	Inh.	$3 \cdot 10^{-4}$	$6 \cdot 10^{-7}$			$8 \cdot 10^{-5}$	$6 \cdot 10^{-5}$
	Magen-Darm-Kanal	Inh.	$6,6 \cdot 10^{-5}$	$1,3 \cdot 10^{-7}$			$1,7 \cdot 10^{-5}$	$1,4 \cdot 10^{-5}$
* Sr 90	Gesamtkörper	Inh.	$1,8 \cdot 10^{-5}$	$3,6 \cdot 10^{-5}$			$5 \cdot 10^{-4}$	$3,8 \cdot 10^{-4}$
	Haut	β-Subm.	$1,5 \cdot 10^{-9}$	$3 \cdot 10^{-9}$			$4 \cdot 10^{-8}$	$3 \cdot 10^{-8}$
	Knochen	Inh.	0,0003	0,0006			0,008	0,0065
	Knochen	Ing.	0,0024	0,0048			0,065	0,05
	Lunge	Inh.	$7,5 \cdot 10^{-7}$	$1,5 \cdot 10^{-6}$			$2 \cdot 10^{-5}$	$1,6 \cdot 10^{-5}$
	Magen-Darm-Kanal	Inh.	$2,4 \cdot 10^{-7}$	$4,8 \cdot 10^{-7}$			$6,5 \cdot 10^{-5}$	$5 \cdot 10^{-6}$
* Cs 137	Gesamtkörper	Inh.	$1,4 \cdot 10^{-8}$	$4,5 \cdot 10^{-10}$			$1,4 \cdot 10^{-5}$	$1 \cdot 10^{-5}$
	Gesamtkörper	Ing.	$5,4 \cdot 10^{-5}$	$1,8 \cdot 10^{-8}$			$5,4 \cdot 10^{-4}$	$4 \cdot 10^{-4}$
	Haut	β-Subm.	$9,5 \cdot 10^{-9}$	$3,2 \cdot 10^{-12}$			$9,6 \cdot 10^{-8}$	$7,2 \cdot 10^{-8}$
	Alle Organe	γ-Subm.	$4,2 \cdot 10^{-8}$	$1,4 \cdot 10^{-11}$			$4,2 \cdot 10^{-7}$	$3,1 \cdot 10^{-7}$
	Knochen	Inh.	$2,6 \cdot 10^{-6}$	$8,5 \cdot 10^{-10}$			$2,5 \cdot 10^{-5}$	$1,9 \cdot 10^{-5}$
	Lunge	Inh.	$2 \cdot 10^{-5}$	$6,5 \cdot 10^{-9}$			$2 \cdot 10^{-4}$	$1,5 \cdot 10^{-4}$
	Leber	Inh.	$3,6 \cdot 10^{-6}$	$1,2 \cdot 10^{-9}$			$3,6 \cdot 10^{-5}$	$2,7 \cdot 10^{-5}$
	Nieren	Inh.	$1,2 \cdot 10^{-6}$	$4 \cdot 10^{-10}$			$1,2 \cdot 10^{-5}$	$9 \cdot 10^{-6}$
	Magen-Darm-Kanal	Inh.	$1,3 \cdot 10^{-6}$	$4,2 \cdot 10^{-10}$			$1,3 \cdot 10^{-5}$	$1 \cdot 10^{-5}$

Tab. 2: Strahlenbelastung des Menschen durch die Abluft aus Kernkraftwerken für 1300 MW_{el} und Wiederaufarbeitungsanlagen für 50000 MW_{el} am Konzentrationsmaximum in mrem/a ($\bar{\chi} = 3 \cdot 10^{-7}$ s/m³ und $\bar{\chi}^{*} = 7 \cdot 10^{-4}$ s/m²)

* Werte beziehen sich auf kritische Bevölkerungsgruppe

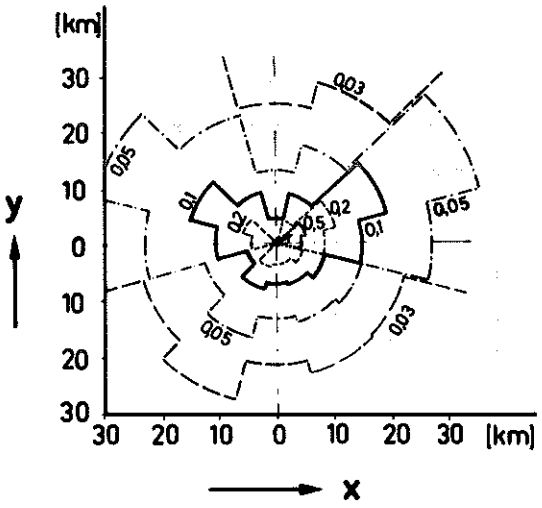


Abb. 4: Relativer bodennaher jahresgemittelter Ausbreitungsfaktor $\bar{\chi}/\bar{\chi}_{max}$ bei in Jülich vorliegenden Ausbreitungsbedingungen, H = 100 m

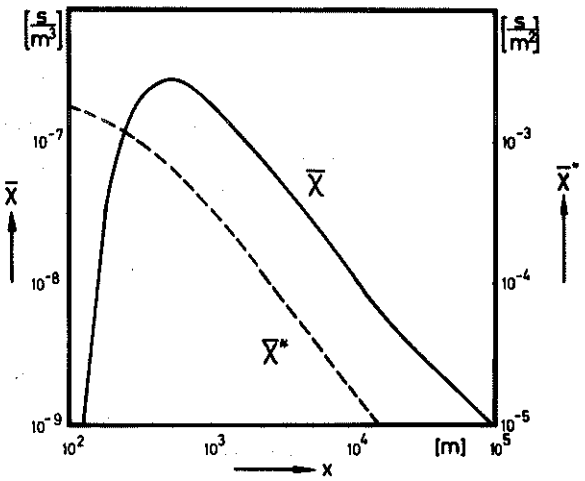


Abb. 5: Bodennaher jahresgemittelter Ausbreitungsfaktor $\bar{\chi}$ und äquivalenter Ausbreitungsfaktor $\bar{\chi}^*$ für γ-Strahlung in der Hauptausbreitungsrichtung im Raum Frankfurt bei einer Emissionshöhe von 100 m

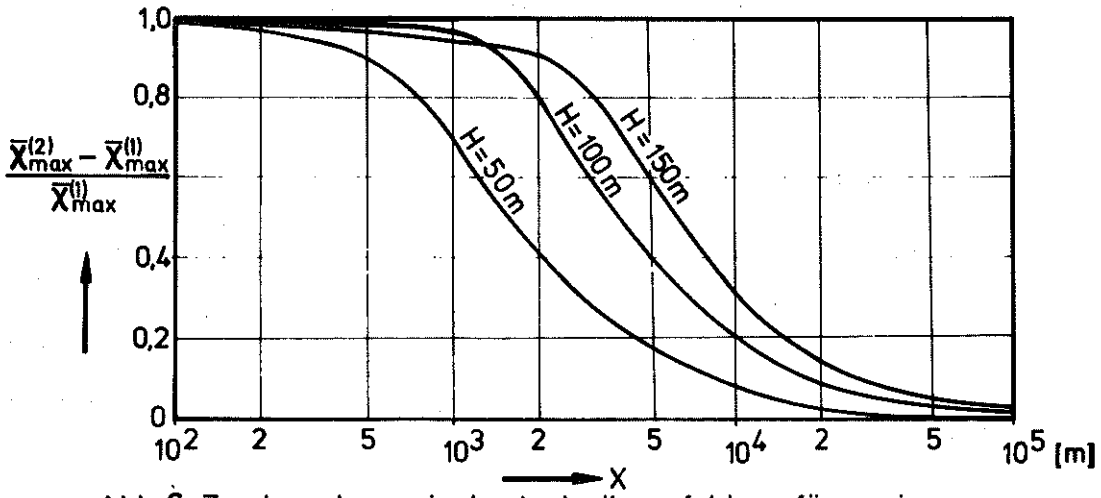


Abb. 6: Zunahme des maximalen Ausbreitungsfaktors für zwei Quellen in Abhängigkeit vom Abstand x und der effektiven Emissionshöhe H

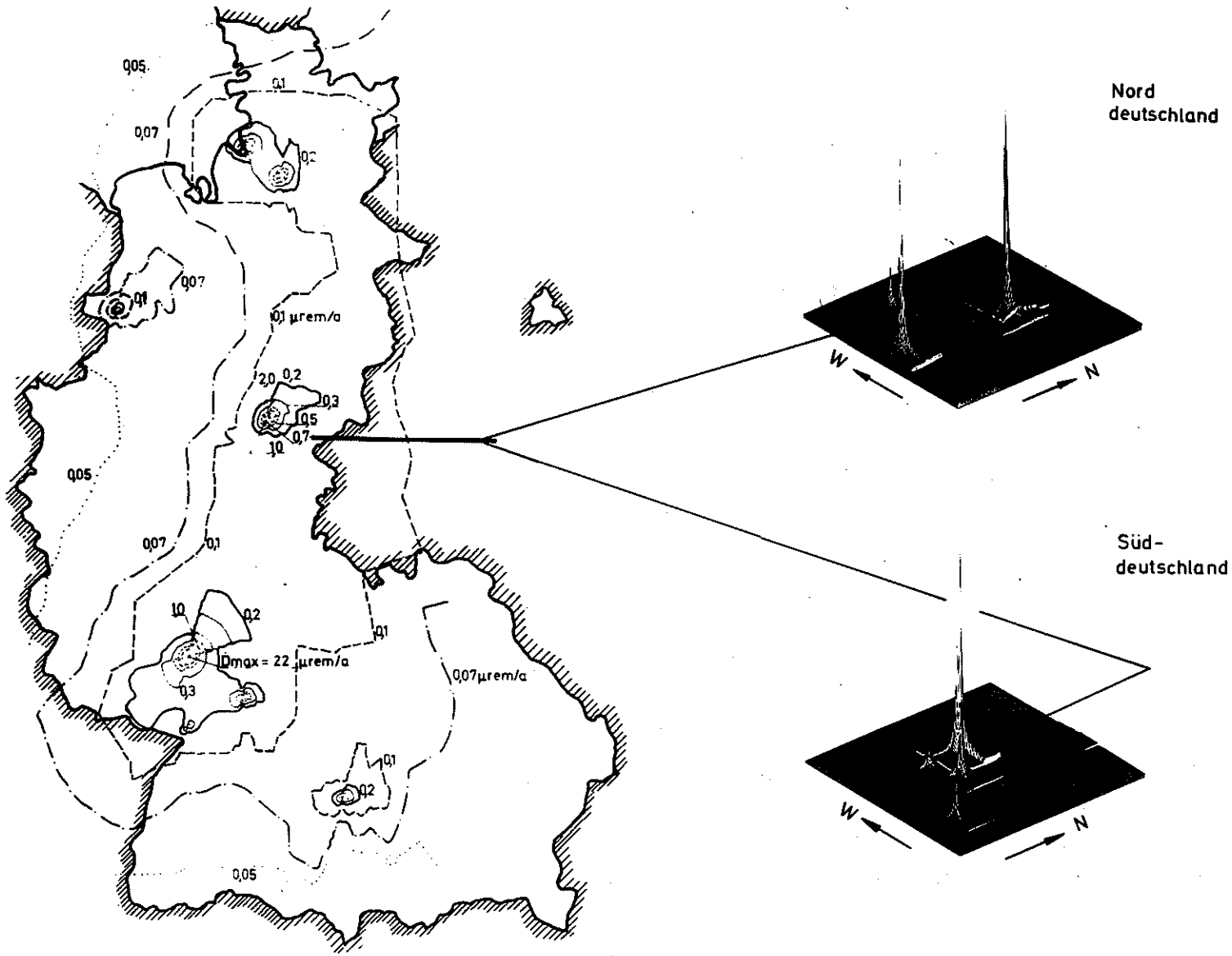


Abb. 7: β-Submersionsdosis der Haut durch Kr 85 aus Kernkraftwerken in der Bundesrepublik Deutschland im Jahre 1974

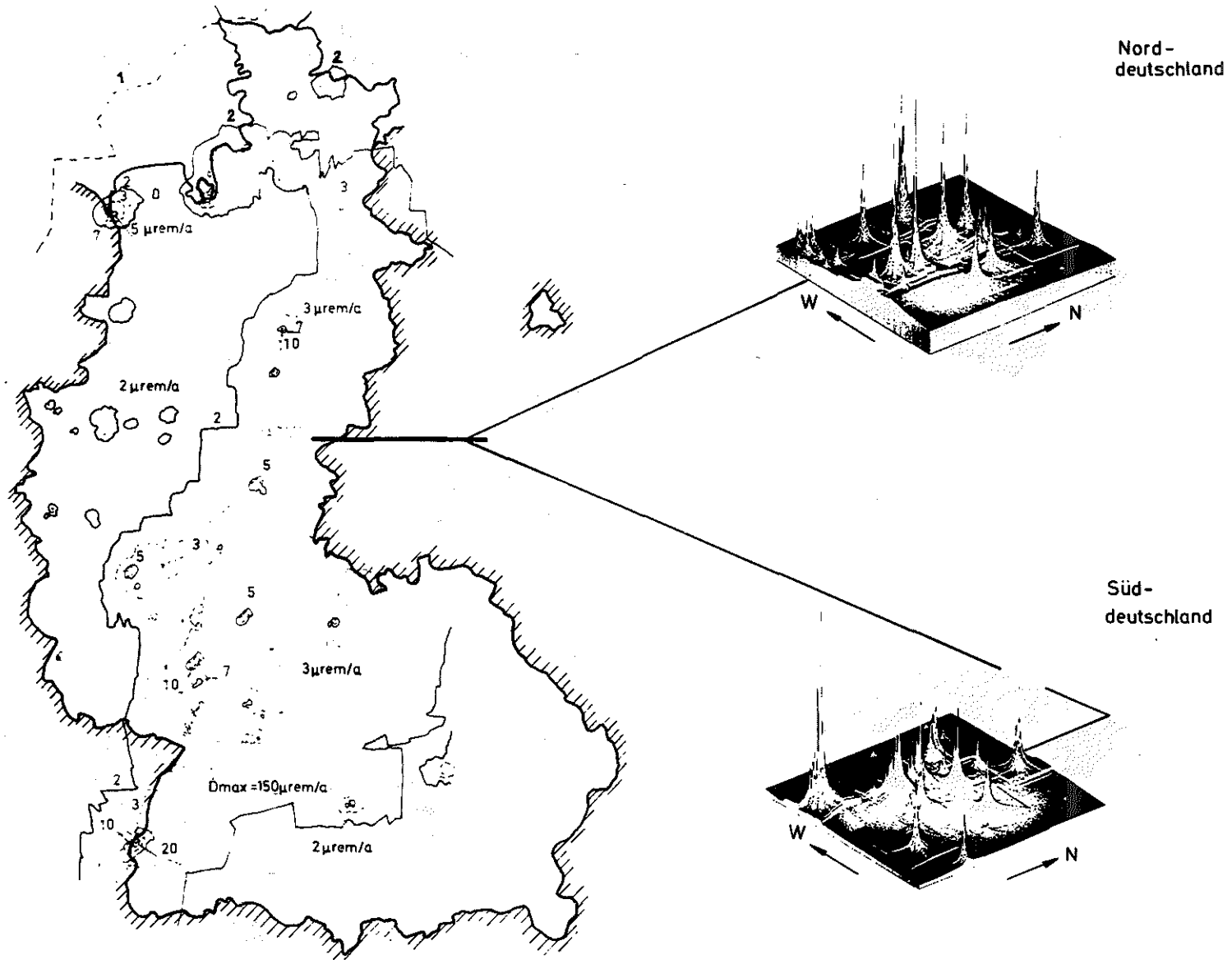


Abb.8: β-Submersionsdosis der Haut durch Kr 85 aus Kernkraftwerken in der Bundesrepublik Deutschland im Jahre 1990

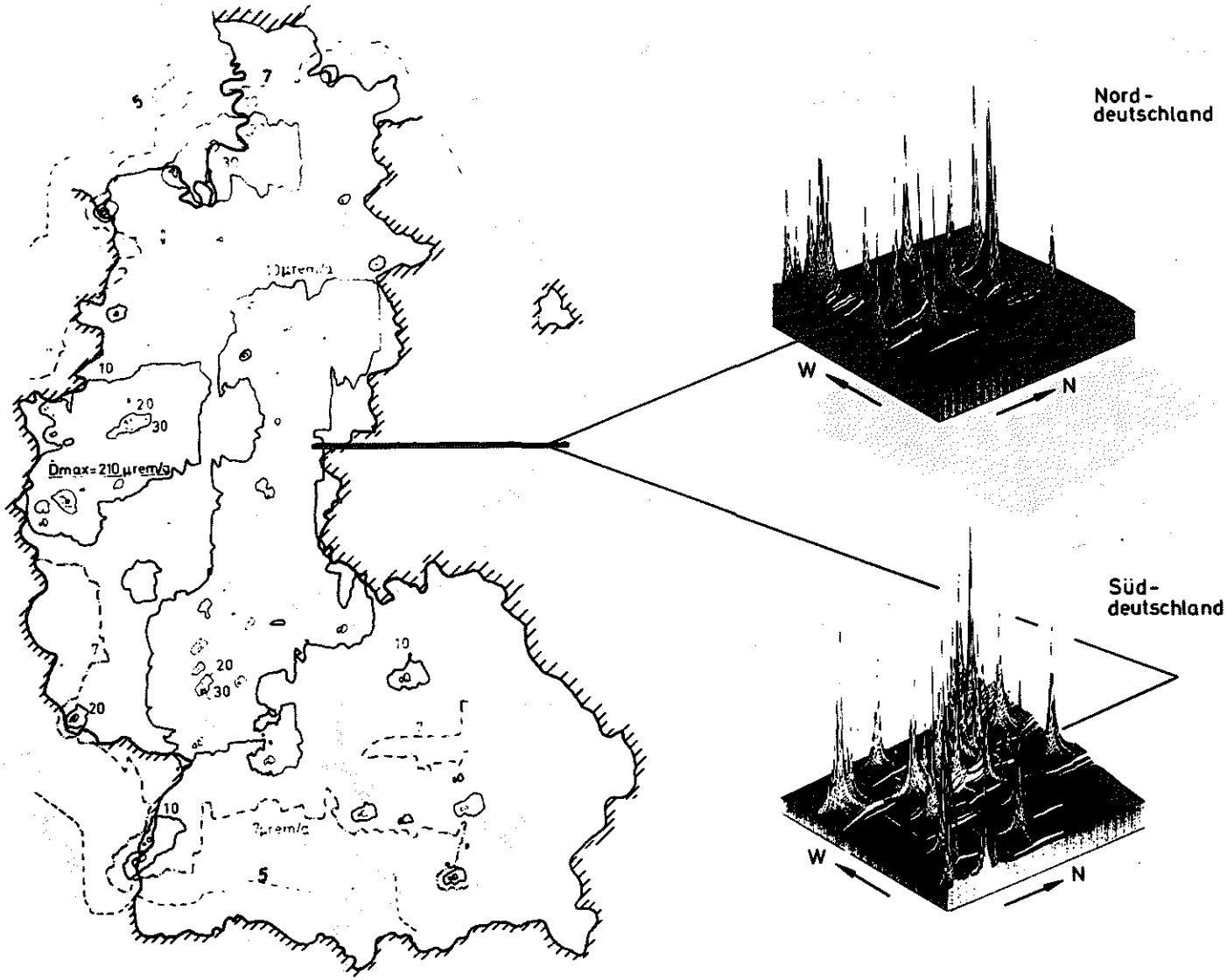


Abb.9: β-Submersionsdosis der Haut durch Kr85 aus Kernkraftwerken in der Bundesrepublik Deutschland im Jahre 2020

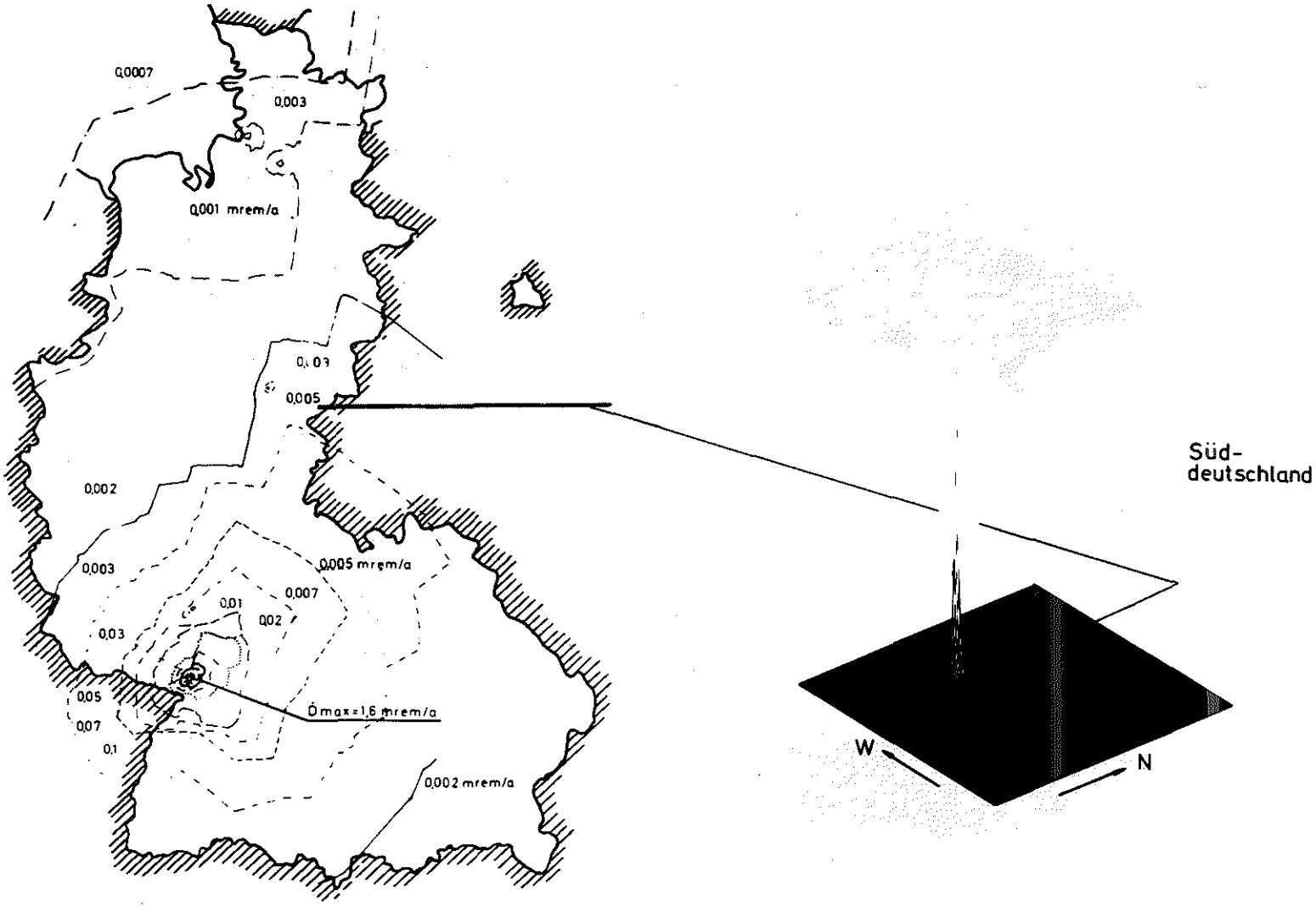


Abb. 10: β - Submersionsdosis der Haut durch Kr 85 aus Kernkraftwerken und der Wiederaufarbeitungsanlage Karlsruhe in der Bundesrepublik Deutschland etwa im Jahre 1974

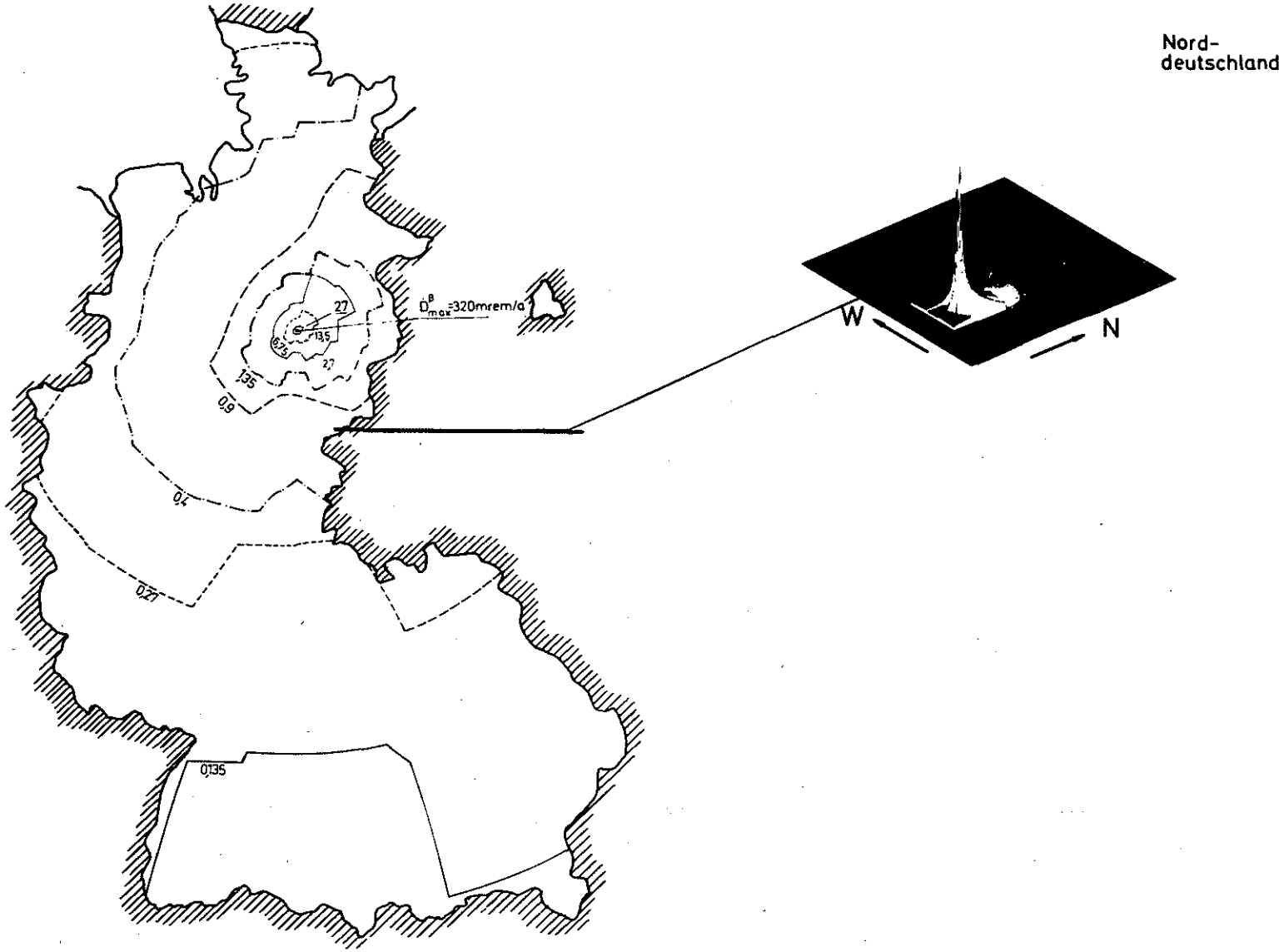


Abb. 11: β-Submersionsdosis der Haut durch Kr 85 aus einer Wiederaufarbeitungsanlage für 50 000 MWel in Norddeutschland

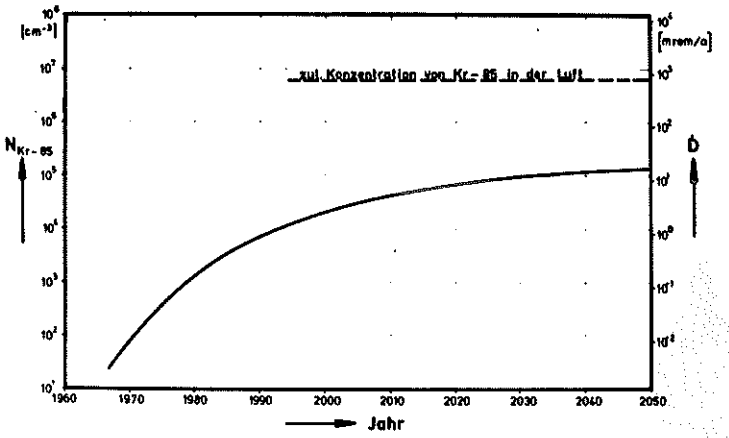


Abb. 12: Kr-85-Konzentration der Luft sowie äußere Strahlenbelastung bei globaler Verteilung u. Freisetzung alles entstandenen Kr-85

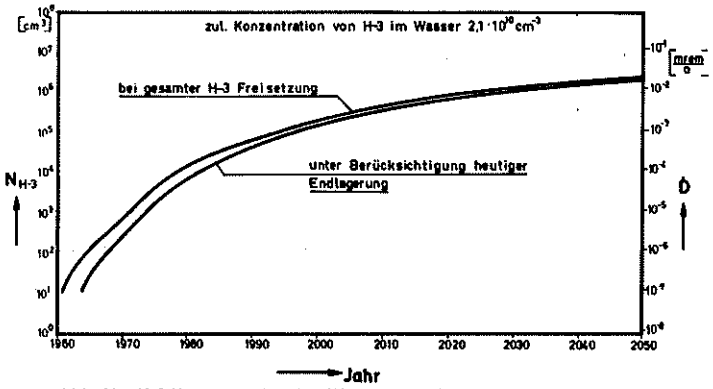


Abb. 13: H-3 Konzentration im Wasser und Dosisleistung des weichen Gewebes bei globaler Verteilung des H-3

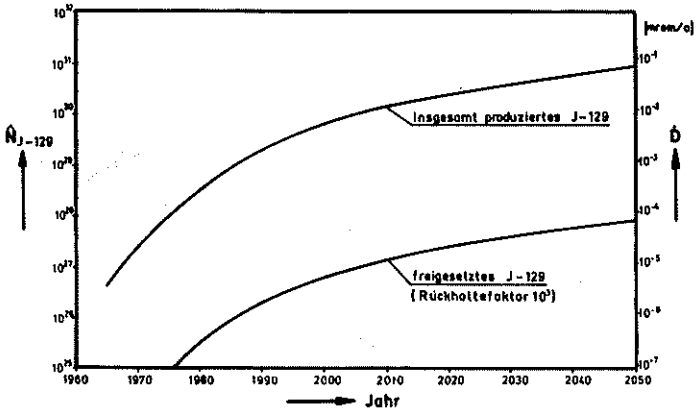


Abb. 14: Insgesamt vorhandene Jod-129 Atome sowie Schilddrüsenbelastung bei globaler Verteilung mit dem natürlichen Jod

INSTITUT FÜR REAKTORSICHERHEIT
DER TECHNISCHEN ÜBERWACHUNGS-VEREINE E. V.

DIE ZUKÜNFTIGEN STRAHLENBELASTUNGEN IN DER OBERRHEINISCHEN TIEFEBENE DURCH AKTIVITÄTSEMISSIONEN AUS KERNKRAFTWERKEN UND KERNTECHNISCHEN ANLAGEN

P. Handge und F.O. Hoffman

5000 KÖLN 1 · GLOCKENGASSE 2 · TELEFON (0221) 210044 · TELEX 8881007 IRS D

Zusammenfassung

Die Konzentrierung von Kernkraftwerken auf engem Raum, wie sie sich, z.B. in der Oberrheinischen Tiefebene, mit 20 avisierten Kernkraftwerksblöcken auf einer Strecke von 280 km Luftlinie bereits heute abzeichnet, macht eine Vorausberechnung der potentiellen Strahlenbelastung in der Umgebung dieser Anlagen erforderlich, um eine zweckmäßige Planung für zukünftige Standorte zu ermöglichen.

Ermittlungen von Strahlenbelastungen, die durch die Abgabe radioaktiver Stoffe mit der Fortluft aus Kernkraftwerken und kerntechnischen Anlagen hervorgerufen werden, können selbstverständlich exakt nur für konkrete Emissions- und Ausbreitungsbedingungen durchgeführt werden. Bei der Abschätzung zukünftiger Belastungen muß daher zwangsläufig von Annahmen über die Quellstärke, die Nuklidzusammensetzung und die mittleren jährlichen Ausbreitungsbedingungen, die von Erfahrungswerten in Betrieb befindlicher Kernkraftwerke und aus meteorologischen Statistiken des jeweiligen Standortes hergeleitet wurden, ausgegangen werden. Hinreichend sichere Ergebnisse sind dabei nur gewährleistet, wenn diese Daten einer äußerst kritischen Bewertung unterzogen werden.

In der vorliegenden Arbeit werden diese Probleme ausführlich diskutiert und die Ergebnisse bei der Ermittlung der Strahlenbelastung in der Umgebung von Kernkraftwerken und kerntechnischen Anlagen in der Oberrheinischen Tiefebene berücksichtigt. Im einzelnen konnte dabei nachgewiesen werden, daß mit einem Überschreiten der in der Bundesrepublik Deutschland gültigen Dosisgrenzwerte von 30 mrem/a für die äußere Strahlenbelastung und 90 mrem/a für die Schilddrüsenbelastung für die Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Fortluft im bestimmungsgemäßen Betrieb in der Umgebung der Standorte im Gebiet des Oberrheingrabens auf Grund der Antragswerte für die Aktivitätsabgabe im allgemeinen nicht gerechnet werden muß. Einschränkungen in bezug auf die Aktivitätsabgabe können nur für Kernkraftwerke in der Nähe sonstiger kerntechnischer Anlagen dieses Gebiets nicht ausgeschlossen werden. Jedoch ist anzumerken, daß o.a. Dosisgrenzwerte in Zukunft auch auf sonstige kerntechnische Anlagen angewendet werden und deren Emissionen entsprechend eingeschränkt werden müssen.

1. Einleitung

Der schon seit Jahren zu beobachtende Trend zur Errichtung einer Vielzahl von Kernkraftwerken an unseren großen Flüssen hat sich im verstärkten Maße fortgesetzt. Zur Zeit sind am

Rhein	zwischen Basel und der niederländischen Grenze	12 Standorte
Elbe	im Gebiet der BRD	7 Standorte
Weser		3 Standorte
Ems		2 Standorte

bereits vorhanden oder im Gespräch /1,2,3/.

Eine besondere Stellung nimmt dabei die Oberrheinische Tiefebene ein. Auf einer Strecke von ca. 280 km sind hier am Rhein allein 9 Standorte vorgesehen. Berücksichtigt man dabei noch die vorhandenen und avisierten Standorte in der Rhein-Main-Ebene, so sind insgesamt 12 Standorte mit 11 bis 20 Kernkraftwerkseinheiten bereits in naher Zukunft für dieses Gebiet zu erwarten (Tabelle 1). Hierbei werden nicht einmal diejenigen Standorte mit einkalkuliert, die früher genannt und später aus verschiedenen Gründen zurückgestellt wurden. Mit dem Kernforschungszentrum Karlsruhe und der AEG-Kernenergieversuchsanlage Großwelzheim befinden sich außerdem noch zwei weitere Emittenten radioaktiver Stoffe in diesem Gebiet.

Es erscheint uns deshalb besonders notwendig - nachdem wir bereits 1971 auf dem 7. IRS-Fachgespräch Aussagen über die Notwendigkeit und die Grundlagen für Belastungspläne gemacht haben -, die zu erwartende Strahlenbelastung infolge Aktivitätsemissionen mit der Fortluft aus Kernkraftwerken und kerntechnischen Anlagen gerade für dieses Gebiet abzuschätzen, um eine zweckmäßige Vorausplanung für zukünftige Standorte zu ermöglichen.

Bei Untersuchungen über die potentiellen Strahlenbelastungen eines Gebietes ist eine Reihe von Aspekten zu beachten, die häufig nicht sorgfältig genug berücksichtigt werden. Es ist hier insbesondere die Bewertung

1. der Emissionsquellstärken,
2. der orographischen und meteorologischen Verhältnisse

zu nennen.

In der vorliegenden Arbeit wird deshalb zunächst auf diese Komplexe ausführlich eingegangen und anschließend die Strahlenbelastungen in der Oberrheinebene ermittelt.

2. Emissionsquellstärken

2.1 Kernkraftwerke

Die Genehmigung für die Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Fortluft aus Kernkraftwerken enthalten heute Grenzwerte für die Emissionsstärke der radioaktiven Gase, der Aerosole und des Radiojods. In den meisten Fällen sind hierbei nicht nur integrierte Werte, d.h. wöchentlich, monatlich oder jährlich zulässige Abgabemengen radioaktiver Stoffe aufgeführt, sondern es werden die zulässigen Abgaberaten in Ci/h angegeben. Um den betrieblichen Erfordernissen weitgehend entgegenzukommen, wird im allgemeinen eine zehnfach höhere Quellstärke für spezifizierte kürzere Emissionszeiten als zulässig angesehen. Selbstverständlich dürfen hierbei die jährlich insgesamt zulässigen Abgabemengen nicht überschritten werden.

Für Anlagen, die sich erst in der Planungs- oder Errichtungsphase befinden und noch keine Genehmigung für die Ableitung radioaktiver Stoffe besitzen, müssen an Stelle der sogenannten Genehmigungswerte die in den Sicherheitsberichten aufgeführten Antragswerte als Basis zur Beurteilung der potentiellen Strahlenbelastung herangezogen werden.

Neben den Genehmigungs- bzw. Antragswerten werden zur Abschätzung der Strahlenbelastung häufig auch die Erfahrungswerte bereits in Betrieb befindlicher Kernkraftwerke und für avisierte Anlagen die sogenannten Erwartungswerte herangezogen. Die Erfahrungs- und Erwartungswerte sind dabei meist um ein bis zwei Zehnerpotenzen niedriger als die Genehmigungs- und Antragswerte.

Die genannten Emissionsdaten - Erfahrungs-/Erwartungswerte auf der einen und Genehmigungs-/Antragswerte auf der anderen Seite - grenzen somit den Bereich ab, in dem die tatsächlichen Abgaberaten zukünftiger Kernkraftwerke während des bestimmungsgemäßen Betriebes liegen. Es kann dabei keinesfalls ausgeschlossen werden, daß die genehmigten Abgaberaten von einzelnen Anlagen über größere Zeiträume in Anspruch genommen werden. Letz-

teres ist besonders dann zu erwarten, wenn - wie in einzelnen Fällen auch bereits eingetreten - eine größere Zahl defekter Brennelemente die Aktivität im Primärkühlmittel relativ hoch ansteigen läßt.

In der gegenwärtigen Situation - im Oberrheingebiet sind erst die Anlagen VAK und Biblis A in Betrieb - sind die Antrags- und Erwartungswerte für viele Anlagen die Ausgangsdaten für die Abschätzung der zu erwartenden Strahlenbelastung. Bei der Festlegung dieser Daten muß daher eine kritische Wertung der Antragswerte für bis dato nur avisierte und besonders der Erwartungswerte für alle zukünftigen Anlagen erfolgen.

2.1.1 Erfahrungs- und Erwartungswerte

Über die Freisetzung radioaktiver Stoffe in Betrieb befindlicher Kernkraftwerke in der BRD liegen zahlreiche Erfahrungswerte vor /5-9/. Im einzelnen wurden für die jährlich abgegebene Aktivität der Anlagen Versuchsatomkraftwerk Kahl, VAK, Kernkraftwerk Lingen, KWL, Kernkraftwerk KRB Gundremmingen und Kernkraftwerk Obrigheim, KWO, Werte im Bereich von

$2 \cdot 10^3 - 2 \cdot 10^5$	Ci/a	für Edelgase
0,02 - 250	Ci/a	für Aerosole
0,005 - 2,0	Ci/a	für Jod-131

genannt.

Seit dem Jahre 1971 ist die Differenz zwischen den jährlich emittierten Aktivitäten der einzelnen Anlagen wesentlich geringer geworden, so daß die veröffentlichten Werte zwischen

$2 \cdot 10^3$	und	$5 \cdot 10^4$	Ci/a	für Edelgase
0,02	und	5	Ci/a	für Aerosole
0,005	und	2	Ci/a	für Jod-131

liegen. Für die moderneren Kernkraftwerke Würgassen und Stade, die erst 1972 in Betrieb gingen, wurden bisher nur Werte für die im Jahre 1973 emittierten Edelgase von 560 Ci für KWW und 2613 Ci für KKS in /9/ angegeben.

Schon frühzeitig wurde versucht, aus den Erfahrungswerten für zukünftige Anlagen sogenannte Erwartungswerte abzuleiten. In /5/ wurden bereits 1970 für ein Kernkraftwerk mit Siedewasserreaktor mit einer elektrischen Leistung

von ca. 800 MWe ohne nähere Begründung Quellstärken von

< 2 - 3 Ci/h	(ca. 2,5 . 10^3 Ci/a)	für Edelgase
< 1 mCi/h	(ca. 8 Ci/a)	für Aerosole
≤ 0,04 mCi/h	(ca. 0,36 Ci/a)	für Jod-131

veröffentlicht.

In einer ausführlichen Analyse haben Schmitz und Sütterlin /10/ Grundlagen für die Herleitung von Erwartungswerten erarbeitet. Ausgehend von Daten über Austrittsraten von Spaltprodukten aus den Brennstäben, die von Herstellern von Kernkraftwerken in den Sicherheitsberichten genannt werden, wurden folgende Erwartungswerte für die Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Fortluft ermittelt:

	Edelgase	J-131	Nichtjod-Aerosole
DWR	4000 Ci/a	0,5 Ci/a	10 Ci/a
SWR	1000 Ci/GW.a	0,7 Ci/a	40 Ci/a

Sowohl die Überlegungen in /5/ als auch in /10/ führen somit praktisch zu fast identischen Quellstärken. Andere Autoren /11/ kommen zu ähnlichen Ergebnissen, jedoch sind in /10/ die vorhandenen Daten am kritischsten analysiert worden. Nach eingehender Prüfung vieler bekannter Daten werden deshalb die in /10/ ermittelten Erwartungswerte den weiteren Betrachtungen zugrunde gelegt. Für Standorte ohne bisherige Festlegung auf einen Reaktortyp wird eine mittlere Abgaberate verwendet:

Edelgase	2500 Ci/a
J-131	0,6 Ci/a
Aerosole	25 Ci/a

Beim Versuchsatomkraftwerk Kahl wird von den Erfahrungswerten seit dem Jahre 1967 ausgegangen.

Die Höhe der Strahlenbelastung ist aber nicht nur durch die integrale Quellstärke festgelegt, sondern wird auch durch die Nuklidzusammensetzung wesentlich beeinflußt. Bereits für Edelgase werden unterschiedliche Zusammensetzungen von verschiedenen Autoren /10-12/ angegeben. Durch Leckagen oder kurzzeitige Betriebsstörungen können außerdem kurzlebige Nuklide emittiert werden, die meist eine höhere radiologische Gefährlichkeit in bezug auf die äußere Strahlenbelastung als Kr-85 und Xe-133 besitzen. Unterschiede in der

Strahlendosis um mehr als eine Zehnerpotenz können dabei nicht von vornherein ausgeschlossen werden. Um realistische Werte für die jährlich zu erwartenden Dosiswerte zu erhalten, wird deshalb - entsprechend den Angaben in den Sicherheitsberichten und Genehmigungsbescheiden - der Anteil der Kurzzeitableitungen zu ca. 10 % angenommen. Es wird dabei die Nuklidzusammensetzung des Primärkühlmittels unterstellt.

Über die Aerosolzusammensetzung gibt es ebenfalls zahlreiche Angaben. In verschiedenen Veröffentlichungen /8,10,12,13/ werden folgende Nuklide angeführt: C 14, Cr 51, Mn 54, Fe 55, Fe 59, Co 58, Co 60, Ni 63, Rb 88, Sr 89, Sr 90, Zr 95, Nb 95, Mo 99, Tc 99^m, Ru 103, Ru 106, Te 132, Cs 134, Cs 137, Cs 138, Ba 140, La 140, Ce 141, Ce 144.

Die insgesamt emittierte Aerosolaktivität besteht nach /8,13/ dabei hauptsächlich aus den Nukliden Rubidium-88 und Cäsium-138, die infolge ihrer relativ kurzen Halbwertszeit keinen wesentlichen Beitrag zur Inkorporationsdosis (Inhalation und Ingestion) liefern. Nach Schwibach und anderen /13/ liegen die jährlichen Abgaberaten der einzelnen langlebigen Nuklide maximal bei etwa 10 bis 100 mCi. Ähnliche Angaben sind auch in /12/ zu finden.

Genauere Angaben über die quantitative Zusammensetzung der Aerosolaktivität sind zur Beurteilung der Auswirkungen aber wünschenswert, da die radiologische Gefährlichkeit der einzelnen Nuklide recht unterschiedlich ist. Auf der Basis der vorliegenden Daten mußten deshalb konservative Annahmen eingeführt werden, um die möglichen Strahlenbelastungen auf keinen Fall zu unterschätzen. Im übrigen läuft zur Zeit im Bundesgesundheitsamt ein Forschungsprogramm zur Erarbeitung entsprechender Meßvorschriften für Aerosole.

2.1.2 Antrags- und Genehmigungswerte

Die Antragswerte für die Abgabe radioaktiver Stoffe mit der Fortluft betragen entsprechend den Angaben in den Sicherheitsberichten für Leichtwasserreaktoren der 1200-MWe-Klasse für die einzelnen Nuklidgruppen

Edelgase	$8 \cdot 10^4 - 1{,}7 \cdot 10^5$	Ci/a
Aerosole	8,0 - 50	Ci/a
Jod-131	0,2 - 1,0	Ci/a

und weisen hiermit keine großen Unterschiede auf. Es können daher für avisierte Standorte ohne Festlegung auf einen Reaktortyp Mittelwerte verwendet werden.

Für in Bau oder in der Planung befindliche Anlagen werden die Daten aus den Sicherheitsberichten eingesetzt. Die Abgaberaten für das Versuchsatomkraftwerk Kahl, VAK, werden dem Genehmigungsbescheid entnommen (Tabelle 2).

2.2 Sonstige kerntechnische Anlagen

Die zulässigen Emissionen des Kernforschungszentrums Karlsruhe sind im Abluftplan für das Jahr 1974 /14/ festgelegt. Diese Daten werden mit Ausnahme der Freisetzungsrate für Jod-131 unseren Rechnungen zugrunde gelegt (Tabelle 2). Die jährliche Ableitung für dieses Nuklid war bisher stets $< 0{,}5$ Ci/a, daher kann bei den weiteren Untersuchungen von diesem Wert ausgegangen werden.

Der Genehmigungsbescheid enthält die Angaben für die Kernenergieversuchsanlage Großwelzheim (Tabelle 2). Auch hier wird für J-131 statt der zulässigen die tatsächliche Abgaberate der vergangenen Jahre eingesetzt. - An dieser Stelle ist anzumerken, daß die Dosisgrenzwerte von 30 mrem/a für die äußere Strahlenbelastung und 90 mrem/a für die Schilddrüsenbelastung über den Expositionsweg Weide - Kuh - Milch in Zukunft auch für sonstige kerntechnische Anlagen verbindlich sein sollen. Es kann deshalb vorausgesetzt werden, daß die zulässigen Emissionen entsprechend festgelegt werden.

3. Orographische und meteorologische Verhältnisse

3.1 Allgemeine Vorbemerkungen

Bereits früher durchgeführte Untersuchungen /15/ haben gezeigt, daß in der Bundesrepublik Deutschland große Unterschiede in bezug auf die Ausbreitungsbedingungen an den verschiedenen Standorten bestehen. Dies gilt nicht nur für orographisch stark verschiedene Gebiete, sondern bereits für Standorte annähernd gleicher Topographie. Unterschiede im Maximalwert des mittleren jährlichen Ausbreitungsfaktors um eine Größenordnung können dabei nicht ausgeschlossen werden. Die Ermittlung und Bewertung der Ausbreitungsbedingungen für einzelne Standorte müssen daher sorgfältig erfolgen.

Zur Abschätzung der Strahlenbelastung infolge kontinuierlicher Emissionen sind dabei vor allem Angaben über die relative Häufigkeit

- des Windes in den einzelnen Windrichtungen,
- der Stabilitätsklassen und ihre Zuordnung zur Windrichtungsverteilung,
- der Windgeschwindigkeit in Abhängigkeit von der Stabilitätsklasse und der Windrichtung

erforderlich. Daneben ist aber auch der Einfluß von Inversions- und Fumigationswetterlagen in ausreichendem Maße zu berücksichtigen.

In vielen Fällen entsprechen allerdings die vorliegenden meteorologischen Statistiken - insbesondere für erst avisierte Standorte - nicht völlig den Anforderungen, die im Hinblick auf eine möglichst realistische Berechnung der Strahlenbelastung notwendig sind. Die damit möglicherweise vorhandenen Unsicherheiten müssen gegebenenfalls durch ausreichend konservative Annahmen ausgeglichen werden, die sicherstellen, daß ein Überschreiten der gültigen Dosisgrenzwerte praktisch ausgeschlossen ist.

Bei der Erarbeitung von Belastungsplänen für die Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Fortluft für großräumige Regionen, die selbstverständlich die Überlagerung der Strahlenbelastung von einzelnen Emissionsquellen mit hinreichender Genauigkeit erfassen muß, kommen noch die örtlichen und zeitlichen Veränderungen der meteorologischen Bedingungen hinzu, die nicht unberücksichtigt bleiben dürfen. Im einzelnen sind zu nennen:

- Änderung der Ausbreitungsbedingungen während des Transports über größere Entfernungen,
- Unterschiede in den mittleren jährlichen Ausbreitungsbedingungen für die verschiedenen Gebiete der jeweiligen Region (relative Häufigkeit der Windrichtung, der Windgeschwindigkeit und der Stabilitätsklassen).

Da die meteorologischen Statistiken der einzelnen Wetterstationen meist unabhängig voneinander erstellt werden, ist es oft nur begrenzt möglich, Aussagen über die großräumigen Windströmungen einer Region herzuleiten. Während in einem orographisch und meteorologisch relativ einheitlichen Gebiet, wie z.B. im oberen Mississippi-Becken (Upper Mississippi River Basin), die großräumigen Ausbreitungsbedingungen noch überschaubar sind, treten in einem orographisch gegliederten Gelände - wie es die Oberrheinebene darstellt - häufig beträchtliche Schwierigkeiten auf. Es ist deshalb unumgänglich, konservative Annahmen für die Abschätzung der Überlagerung der Strahlenbelastung einzuführen.

3.2 Die orographische und meteorologische Situation der Oberrheinebene

Der Oberrheingraben ist ein allseitig durch Mittelgebirge begrenztes Gebiet, der sich annähernd in Nord-Süd-Richtung von Basel bis Wiesbaden erstreckt. Die Tiefebene liegt etwa 90 - 260 m ü.NN. Die Randberge erreichen Höhen zwischen 400 und 1200 m ü.NN.

Die Windverteilung dieses Gebietes wird durch die Orographie der Oberrheinebene wesentlich beeinflußt. Während im Gebiet der angrenzenden Mittelgebirge West- und Ostwinde vorherrschend auftreten, wird durch die Gebirgszüge im Osten und Westen und die Einsenkungen zwischen den einzelnen Gebirgen eine Ablenkung des Windes aus der großräumigen Strömung hervorgerufen. Die Hauptwindrichtungen im Rheingraben sind daher etwa mit der Richtung der Grenzlinien zwischen Gebirge und Ebene - hier treten bekanntlich infolge der Berghänge keine Übergangszonen auf - identisch. In der Oberrheinischen Tiefebene einschließlich der Rhein-Main-Ebene sind deshalb - bedingt durch die Großwettersituation - südwestliche Winde am häufigsten vertreten. Daneben muß noch mit einem relativ hohen Anteil nordöstlicher Winde gerechnet werden. Jedoch treten auch Abweichungen auf. In Mannheim und Freiburg sind z.B. Nord- und Südwinde am häufigsten vertreten.

Diese Ausführungen zeigen, daß die Windrichtungsverteilungen im Rheintalgraben selbst meist gut bekannt sind und als Basis für die Abschätzung der Strahlenbelastung in der Umgebung der Anlage herangezogen werden können. Über die großräumigen Ausbreitungsverhältnisse liegen bisher noch keine ausreichenden Angaben vor. Die stark voneinander abweichenden Bedingungen in bezug auf die Windrichtungsverteilung und die mittlere Windgeschwindigkeit in der Ebene einerseits und den Mittelgebirgen andererseits lassen daher keine realistischen Aussagen über die regionalen Ausbreitungsverhältnisse zu. Die besonderen meteorologischen und orographischen Verhältnisse im Rheintalgraben gestatten daher keine genaue Abschätzung

1. der Strahlenbelastung über den Bereich der angrenzenden Randberge hinaus,
2. der zusätzlichen Strahlenbelastung innerhalb des Rheintalgrabens infolge der Abgabe radioaktiver Stoffe mit der Fortluft aus Kernkraftwerken im Gebiet der benachbarten Mittelgebirge.

Die zu erwartenden Strahlenbelastungen liegen jedoch am Rand der Oberrheinebene bereits deutlich unter den Dosisgrenzwerten. Damit ist gleichzeitig

sichergestellt, daß auch außerhalb der Ebene keine unzulässigen Werte auftreten können.

Die Entfernungen zwischen den Standorten im Rheintalgraben und außerhalb dieses Gebietes betragen mindestens 40 km. Dies gilt sowohl für die Standorte am Neckar als auch am Rhein oberhalb Basel und in der Schweiz. In /4/ wurde bereits nachgewiesen, daß eine Überlagerung der Strahlenbelastung von mehreren Emissionsquellen nicht berücksichtigt werden muß, wenn die Emittenten die jeweils gültigen Dosisgrenzwerte für die Umgebungsbelastung kerntechnischer Anlagen einhalten und ihr Abstand größer als 30 km ist. Eine zusätzliche Erhöhung der Strahlenbelastung durch Kernkraftwerke außerhalb des Rheintalgrabens muß deshalb nicht erwartet werden, da insbesondere davon ausgegangen werden kann, daß die Kernkraftwerke in der Schweiz vergleichbare Emissionsraten aufweisen wie die Anlagen in der Bundesrepublik.

4. Potentielle Strahlenbelastungen

Die möglichen Strahlenbelastungen durch die Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Fortluft aus Kernkraftwerken und kerntechnischen Anlagen im Gebiet des Rheintalgrabens werden unter der Voraussetzung, daß alle geplanten und avisierten Anlagen dieser Region in Betrieb sind, ermittelt. Potentielle Überlagerungen von einzelnen Emissionsquellen werden dabei unter Berücksichtigung der relativen Häufigkeit des Windes in den einzelnen Windrichtungen besonders sorgfältig erfaßt.

Die wesentlichen Daten über die zu erwartenden Strahlenbelastungen in der Umgebung der einzelnen Standorte sind aus Tabelle 3 ersichtlich. Erwartungs- und Antragswerte grenzen dabei den Bereich ab, in dem die Strahlendosen während des bestimmungsgemäßen Betriebs liegen. Mit einer Überschreitung der oberen Werte muß dabei auch in Ausnahmefällen praktisch nicht gerechnet werden, da die Antragswerte erfahrungsgemäß ausreichende Sicherheiten enthalten.

In der Umgebung von Standorten mit zwei Kernkraftwerksblöcken betragen die Maximalwerte für die

- äußere Strahlenbelastung 0,3 - 17 mrem/a
- Schilddrüsenbelastung von Kleinkindern über den Expositionsweg Weide - Kuh - Milch $\leq$ 60 mrem/a

- Belastung einzelner Organe durch Inhalation von Aerosolen 1,0 - 3,0 mrem/a

Mögliche Belastungen einzelner Organe durch die Aufnahme radioaktiver Stoffe über die Nahrungsmittelkette wurden unter äußerst ungünstigen Annahmen < 5 mrem/a abgeschätzt.

Die genannten Daten gelten aber nur für Standorte, an denen eine Erhöhung der Strahlenbelastung durch Emissionen benachbarter Anlagen praktisch vernachlässigt werden kann. Dies sind in der Oberrheinebene die Standorte Fessenheim, Wyhl, Freistett und Meißenheim.

Im Raum Karlsruhe werden bereits heute die maximal zulässigen Abgabewerte durch das Kernforschungszentrum und die Wiederaufarbeitungsanlage (WAK) fast vollständig ausgenutzt bzw. beansprucht. Der Zubau von Kernkraftwerken - in Philippsburg sind bereits 2 Blöcke in Bau und in Neupotz ist ein Block vorgesehen - kann zu den in Tabelle 3 aufgeführten Strahlenbelastungen führen. Die Dosiswerte von

- 30 mrem/a für die äußere Strahlenbelastung in der unmittelbaren Umgebung des Kernforschungszentrums,
- 55 bis 90 mrem/a für die potentielle Schilddrüsenbelastung von Kleinkindern über den Expositionsweg Weide - Kuh - Milch in der Umgebung aller Standorte

lassen erkennen, daß für einen weiteren Zubau von Kernkraftwerken in diesem Gebiet die Aufstellung eines gemeinsamen Abluftplans für alle Emittenten erforderlich ist.

Die ermittelten Strahlendosen für die Standorte im Gebiet Mannheim-Biblis (Tabelle 3) sind selbst für die Antragswerte noch wesentlich kleiner als die geltenden Dosisgrenzwerte. Die Errichtung weiterer Kernkraftwerke in dieser Region ist daher unter Einhaltung der festgelegten Werte für die Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Fortluft durchaus möglich.

Für den Raum Kahl/Großwelzheim-Hörstein werden folgende Maximalwerte für die

- äußere Strahlenbelastung 1,0 - 20 mrem/a
- Schilddrüsenbelastung von Kleinkindern über den Expositionsweg Weide - Kuh - Milch ~ 40 mrem/a
- Belastung einzelner Organe durch Inhalation von Aerosolen 0,1 - 1,0 mrem/a

ermittelt, vorausgesetzt, daß die langjährigen Erfahrungswerte für die Ableitung von Jod und Aerosolen von den Anlagen Versuchsatomkraftwerk Kahl und Kernenergieversuchsanlage Großwelzheim auch in Zukunft nicht wesentlich überschritten werden. Sollte es hier zur Errichtung der avisierten Anlagen kommen, erscheint die Aufstellung eines gemeinsamen Abluftplans schon wegen der relativ kleinen Entfernungen zwischen den einzelnen Emittenten notwendig.

5. Abschließende Bemerkungen

Aus den bisherigen Ausführungen ist ersichtlich, daß der angestrebte Zubau von Kernkraftwerken in der Oberrheinischen Tiefebene nicht zu unzulässigen Strahlenbelastungen durch die Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Fortluft führen muß. Voraussetzung dafür ist aber, daß nicht einzelne Emittenten isoliert ermittelte zulässige Ableitungswerte allein beanspruchen. Vielmehr ist es erforderlich, regional abgestimmte Abluftpläne zu erstellen.

Die Dosiswerte, die unter Verwendung der Erfahrungs- und Erwartungswerte ermittelt werden, beweisen, daß bei weiterhin konsequenter Beachtung des Grundsatzes "as low as practicable" die zu erwartenden Strahlenbelastungen im allgemeinen deutlich unter den Dosisgrenzwerten liegen. Allein der Expositionsweg Weide - Kuh - Milch ergibt Werte für die Schilddrüsenbelastung von Kleinkindern zwischen 30 und 90 mrem/a. Es sollte jedoch nicht übersehen werden, daß in der Praxis diese relativ hohen Belastungen auf Grund der Lebens- und Konsumgewohnheiten der Bevölkerung nur in Einzelfällen eintreten können.

Literatur

/1/ Neue Kernkraftwerke in der Bundesrepublik Deutschland
atw 19 (4), April 1974

/2/ Neue Kernkraftwerke in Europa
atw 19 (5), Mai 1974

/3/ Pressemitteilung des Ministeriums für Wirtschaft, Mittelstand und Verkehr Baden-Württemberg vom 14. Mai 1974

/4/ Handge, P., und W. Schwarzer:
Probleme der Konzentrierung von Kernkraftwerken auf engem Raum - Grundlagen für Belastungspläne, in "Betriebliche Ableitung radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen Anlagen"
IRS-T-23 (Juli 1972)

/5/ Engel, H.:
Betriebserfahrungen mit Brennelementen und Aktivitäten in SWR-Kernkraftwerken
atw 11 (1970), S. 523

/6/ Weckesser, A., et al.:
Bau und Betriebserfahrungen mit Leichtwasserreaktoren in der BRD
atw 9-10 (1972), S. 479

/7/ Betriebserfahrungen mit Kernkraftanlagen in der Bundesrepublik Deutschland
Atom und Strom 5/6 (1973)

/8/ Bödege, R., et al.:
Radiological Surveillance of the Environments of the Nuclear Power Stations at Kahl, Gundremmingen and Obrigheim
Proceedings of the IAEA-Symposium on Environmental Surveillance around Nuclear Installations, Warschau, Polen, 5.-9.11.1973, IAEA/SM-180/13, Wien 1974

/9/ Betriebserfahrungen mit Kernkraftanlagen in der Bundesrepublik Deutschland
Jahresbericht 1973 des ABE-Ausschusses im Arbeitskreis I "Technik und Industrie des Deutschen Atomforums e.V."
Atom und Strom, 20. Jg., H. 5/6 (1974)

/10/ Schmitz, G., und L. Sütterlin:

Erfahrung und Erwartungswerte für die Ableitung radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen Anlagen

Tagungsbericht, 7. IRS-Fachgespräch "Betriebliche Ableitung radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen Anlagen"

IRS-T-23 (Juli 1972), S. 43-70

/11/ Bayer, A., et al.:

Population Dose Considerations for the Release of Tritium, Noble Gases and Iodine-131 at a Special Region

Vortrag auf dem Seminar on Radiological Safety Evaluation of Population Doses and Application of Radiological Safety Standards to Man and the Environment, Portoroz, Yugoslavia, 20.-24. Mai 1974

/12/ The potential radiological implications of nuclear facilities in the upper Mississippi River Basin in the year 2000

WASH 1209

/13/ Schwibach, J., et al.:

Überwachung der Abgabe radioaktiver Stoffe mit der Abluft von Kernkraftwerken

Tagungsbericht der Reaktortagung 1974 des Deutschen Atomforums e.V. (DAtF) und der Kerntechnischen Gesellschaft im DAtF, Berlin, 2.-5. April 1974, S. 462-465

/14/ Hübschmann, W., und D. Papadopoulos:

Strahlenbelastung der Umgebung des Kernforschungszentrums Karlsruhe

in KFK 1973

/15/ Handge, P., und F.O. Hoffman:

The Necessity for Environmental Surveillance in the Evaluation of Nuclear Power Plant Sites

Proceedings of the IAEA-Symposium on Environmental Surveillance around Nuclear Installations, Warschau, Polen, 5.-9.11.1973, IAEA/SM-180/29, Wien, 1974

STANDORT	TYP		ZAHL DER BLÖCKE	STAND DES PROJEKTS
Biblis	DWR	1200 MWe	2	in der Betriebnahme bzw. in Bau
Kirschgartshausen[1)]	LWR	1200 MWe	2	avisiert
BASF	DWR	2200 MW_{th}	1	Projekt
Philippsburg	SWR	900 MWe	2	in Bau
Neupotz	LWR	1200 MWe	1	Projekt
Freistett[1)] bzw. benachbarter Standort	LWR	1200 MWe	2	avisiert
Meißenheim[1)]	LWR	1200 MWe	2	avisiert
Wyhl	DWR	1300 MWe	2	Projekt
Fessenheim	SWR	890 MWe	2	in Bau
Kahl (VAK)	SWR	15 MWe	1	in Betrieb
Großwelzheim[1)]	LWR	1200 MWe	1	avisiert
Hörstein[1)]	LWR	1200 MWe	1	avisiert

1) Für diese Standorte liegen bisher keine detaillierten Angaben vor. Daher wurde für die Berechnung von einem LWR mit 1200 MWe ausgegangen.

Tab. 1: STANDORTE IN DER OBERRHEINISCHEN TIEFEBENE

Anlage	Edelgase Ci/a	J-131 Ci/a	Aerosole Ci/a
KERNKRAFTWERKE			
Antragswerte	8.10^4 - $1,7.10^5$	0,2 - 1,0	8,0 - 50
Erwartungswerte	1.10^3 - 4.10^3	~0,6	10 - 40
KFZK	$4,1 \cdot 10^5$	0,5	~11
VAK			
Erfahrungswerte	$< 4,5 \cdot 10^3$	<0,01 (0,62)	< 0,5
Genehmigungswerte	$8,75 \cdot 10^4$	0,62	$8,75 \cdot 10^1$
KVA			
Erfahrungswerte	$\sim 1 \cdot 10^3$ (1973)	$\sim 2 \cdot 10^{-4}$	—
Genehmigungswerte	$3,6 \cdot 10^3$	1,6	—

Tab. 2: AKTIVITÄTSABGABE MIT DER FORTLUFT AUS KERNKRAFTWERKEN UND KERNTECHNISCHEN ANLAGEN IN DER OBERRHEINEBENE

Standort	Äußere Strahlenbelastung (mrem/a)	Schilddrüsendosis Kleinkinder (mrem/a)	Inhalationsdosis Lunge (mrem/a)	Inhalationsdosis Knochen (mrem/a)
Fessenheim	0,3 - 17,0	≤ 60	1,0 - 2,0	1,0 - 3,0
Wyhl	0,3 - 17,0	≤ 60	1,0 - 2,0	1,0 - 3,0
Meißenheim	0,3 - 17,0	≤ 60	1,0 - 2,0	1,0 - 3,0
Freistett	0,3 - 17,0	≤ 60	1,0 - 2,0	1,0 - 3,0
KFZK	~ 30,0	≤ 90	1,0 - 2,0	~ 14
Neupotz	3,0 - 14,0	~ 55	1,0 - 2,0	1,0 - 4,0
Philippsburg	9,0	≤ 90	1,0 - 3,0	1,0 - 5,0
BASF	0,2 - 6,0	(≤ 40)	0,1 - 2,0	1,0 - 3,0
Kirschgartshausen	0,3 - 16,0	≤ 70	0,1 - 2,0	1,0 - 3,0
Biblis	0,5 - 12,0	≤ 60	0,1 - 2,0	0,5 - 2,5
Kahl	1,0 - 20,0	~ 40	0,1 - 10,0	0,1 - 12,0
Hörstein	0,2 - 10,0	~ 40	1,0 - 4,0	1,0 - 4,0

Tab. 3: Potentielle Strahlenbelastungen in der Umgebung von Kernkraftwerken und kerntechnischen Anlagen in der Oberrheinebene

Geplante und außerplanmäßige Abgaben radioaktiver Spaltprodukte bei der Wiederaufarbeitung, Spaltproduktbehandlung und Lagerung.

Versuch einer Risikoanalyse

M. Laser, H. Brücher, E. Merz, J. Wolf

Institut für Chemische Technologie
Kernforschungsanlage Jülich GmbH.
517 Jülich

Zusammenfassung

Die Wiederaufarbeitungsanlagen für verbrauchte Brennelemente emittieren heute 100 % des in den Brennelementen enthaltenen ^{3}H und ^{85}Kr sowie nicht zu vernachlässigende Mengen an ^{129}J, ^{131}J und Aerosolen. Das aus diesen Routine-Emissionen resultierende Strahlenrisiko überwiegt das durch etwaige Unfälle bewirkte Strahlenrisiko. Durch Einführung geeigneter Verfahren zur Rückhaltung von ^{3}H und ^{85}Kr und durch Verbesserung der Jodrückhaltung kann das Gesamtrisiko erheblich erniedrigt werden. Der für diese Verbesserungen erforderliche Aufwand wird mit den andernfalls entstehenden Schäden verglichen.

Bei der Endlagerung hochradioaktiver Abfälle besteht eine gewisse Gefahr für die Umwelt über Zeiträume von Millionen von Jahren hinweg. Es muß daher eine nach menschlichem Ermessen sichere Lagerart gewählt werden. An einem Beispiel wird gezeigt, daß die Gefahr, die aus einer Flutung eines Endlagers erwächst, sehr gering ist.

Einleitung

Die Energiekrise des vergangenen Winters hat weiten Kreisen der Bevölkerung die Bedeutung einer gesicherten Energieversorgung klar gemacht. Demzufolge wird heute die Kernenergie als ein wesentlicher Bestandteil der Energieversorgung von Vielen akzentiert. Einzelne Gruppen äußern aber auch heute noch Bedenken, u.z. weniger gegen die planmäßigen Emissionen von Kernkraftwerken - trotz der Edelgas- und Jodemissionen sind Kernkraftwerke relativ saubere Energieversorgungsunternehmen - als vielmehr gegen die möglichen Auswirkungen eines schweren Reaktorunfalls. Nach Aussagen der Fachleute ist aber die Wahrscheinlichkeit eines solchen schweren Unfalls mit erheblichen Kontaminationen der Umgebung sehr gering, so daß das Risiko, das Produkt aus Wahrscheinlichkeit und Ausmaß eines Unfalles, entsprechend gering ist. Wenn auch eine exakte Wahrscheinlichkeitsanalyse eines Reaktorunfalls noch sehr problematisch, wenn nicht sogar unmöglich ist, läßt sich doch die geringe Wahrscheinlichkeit plausibel machen.

Vom Standpunkt des Risikos aus aber darf das Kernkraftwerk nicht isoliert betrachtet werden. Zwei weitere wichtige Komponenten des Brennstoffkreislaufs, die immer mehr in den Brennpunkt des öffentlichen Interesses rücken, sind die Wiederaufarbeitung der verbrauchten Brennelemente mit anschließender Verfestigung der Spaltprodukte sowie die Endlagerung der radioaktiven Abfälle. An diesen beiden Beispielen soll zunächst der Versuch einer Risikobetrachtung unternommen werden. Die Betrachtung soll zunächst nur den Rahmen abstecken und einige wichtige Mosaiksteinchen liefern. Sie muß aber aus den verschiedensten Gründen, auf die z.T. eingegangen wird, fragmentarisch bleiben.

Definition des Begriffes Risiko

Wenn man über das Risiko im Brennstoffkreislauf sprechen will, muß man zunächst den Begriff des Risikos definieren. In der naturwissenschaftlichen und technischen Literatur steht heute Risiko im allgemeinen für das Produkt aus Wahrscheinlichkeit und Ausmaß eines Ereignisses. In diesem Sinn soll auch hier dieser Begriff gebraucht werden. Das ist keinesfalls selbstverständlich; denn im deutschen Atomgesetz steht z.B. der Begriff "Risiko" synonym für die "Höhe der Gefahr". Im Versicherungsrecht ist die Bedeutung auch heute noch schwankend.

Aber auch der exakt definierte Begriff des Risikos bedarf einer weiteren Detaillierung. So hat man zunächst das technische Risiko einer Anlage zu untersuchen. Es ergibt sich als Summe der Produkte aus Wahrscheinlichkeit eines bestimmten Ereignisses und der dabei emittierten Aktivität. Die Dimension kann z.B. Ci/a sein. Für die Bevölkerung ist das Risiko einer Strahlenbelastung oder kurz Strahlenrisiko von Bedeutung. Es ergibt sich aus der wahrscheinlichen Emission unter Berücksichtigung der Ausbreitungsmechanismen, der Bevölkerungsverteilung, der Art der Strahlenbelastung und anderer Faktoren. Es kann in rem/a angegeben werden, wenn es sich um das individuelle Strahlenrisiko handelt, oder in Personen·rem/a, wenn das kollektive Risiko betrachtet wird. Der nächste Schritt schließlich ist die Ermittlung des Risikos, an einer strahleninduzierten Krankheit als Folge eines bestimmten Ereignisses zu erkranken. Dieses Erkrankungsrisiko kann in der Dimension "Personen/a" angegeben werden.

Ermittlung der Risiken

Die Durchführung einer exakten Risikoanalyse ist heute nicht möglich, da noch nicht genügend Betriebsjahre ausgewertet werden können und darüber hinaus sich die wenigen Wiederaufarbeitungsanlagen teilweise erheblich im Design unterscheiden. Eine Fehlerbaumanalyse, wie sie sich in der Raumfahrt bewährt hat, kann nur für ein ganz konkretes, bis in alle Einzelheiten durchkonstruiertes System durchgeführt werden. Die Fehlerbaumanalyse einer ganzen Wiederaufarbeitungsanlage erfordert schließlich einen so hohen Rechenaufwand, daß er für eine Rahmenstudie nicht zu rechtfertigen ist. Es bleibt daher zunächst nur die Möglichkeit, die Wahrscheinlichkeit schwerer Unfälle und das Ausmaß der Schäden aufgrund von Plausibilitätsbetrachtungen abzuschätzen.

Auch die Ausbreitungs-, Ablagerungs- und Aufnahmemechanismen sind relativ ungenau bekannt, so daß auch das Strahlenrisiko oft nur größenordnungsmäßig ermittelt werden kann.

Besondere Schwierigkeiten ergeben sich bei der Ermittlung des Erkrankungsrisikos, da bis heute noch keine einheitliche Auffassung darüber besteht, ob eine lineare oder nichtlineare Beziehung zwischen Dosis und Erkrankung anzunehmen ist.

Prinzipielle Schwierigkeiten ergeben sich, wenn Sabotageakte in die

Betrachtung einbezogen werden sollen. Es ist heute nicht zu verkennen, daß Sabotage auf den verschiedensten Gebieten das Risiko nicht unerheblich erhöht hat. Es ist aber nicht möglich, die Risikoerhöhung wahrscheinlichkeitstheoretisch zu erfassen, da sich diese menschlichen Willensäußerungen nicht statistisch behandeln lassen.

Schwierigkeiten ergeben sich auch bei der Wahrscheinlichkeitsbetrachtung der Endlagerung radioaktiver Abfälle, da das Risiko nicht nur auf die Betriebszeit des Endlagers begrenzt ist, sondern wegen der Langlebigkeit einiger Isotope, insbesondere der Aktiniden, Zeiträume von Jahrmillionen betrachtet werden müssen.

Die Berechnung des Risikos über solche Zeiträume muß notgedrungen zu einem reinen Formalismus entarten; denn wir können nicht voraussehen in welchem Maße Naturkatastrophen oder auch menschliche Aktivitäten die angenommenen Randbedingungen wesentlich verändern. Es bleibt daher in diesem Falle nur die Betrachtung einiger möglicher Ereignisse und deren Folgen.

Im Gegensatz zu sonst üblichen Gepflogenheiten empfiehlt sich die Einbeziehung von planmäßigen Emissionen in die Risikobetrachtung, da auch diese planmäßigen Emissionen zum Strahlen- und Erkrankungsrisiko beitragen. Die Rechtfertigung für dieses Vorgehen kann aus der "Pariser Atomhaftungskonvention" abgeleitet werden, wo planmäßige und außerplanmäßige Emissionen gleichartig behandelt werden.

Das Risiko von Wiederaufarbeitungsanlagen

Das technische Risiko einer Wiederaufarbeitungsanlage ergibt sich au geplanten und außerplanmäßigen Abgaben radioaktiver Stoffe. Nach den Stand der Technik werden ^{3}H und ^{85}Kr vollständig in die Atmosphäre emittiert. Der Rückhaltefaktor für Jod beträgt etwa 100, der für Aerosole 10^{9}. Für die Zukunft werden für ^{3}H und ^{85}Kr Rückhaltefaktoren von 100, für Jod von 1000 und mehr angestrebt.

Beachtenswerte außerplanmäßige Emissionen lassen sich auf wenige schwere Betriebsunfälle zurückführen. Die hier behandelten Unfälle schließen den größten anzunehmenden Unfall (GAU) ein. Sie sind in de Unfallklasse A zusammengefaßt. Es handelt sich hierbei um einen Kritikalitätsunfall, um einen Brand des mit Plutonium beladenen organischen Lösungsmittels und um die Explosion einer Destillationsanlage zur Konzentrierung von Spaltproduktlösungen. Die inhärente Sicher-

heit der Anlage muß entsprechend den behördlichen Auflagen die Beherrschung dieser Unfälle garantieren. Die Emissionen und die daraus resultierenden Ortsdosisleistungen sind dementsprechend gering.

Ereignisse mit größeren Auswirkungen bilden die Unfallklasse B. Sie können beim Zusammentreffen von zwei völlig unabhängigen schweren Unfällen, z.B. bei der Beschädigung der Zelle durch einen Flugzeugabsturz zusätzlich zu einem der oben genannten schweren Unfälle, oder bei schwerer Sabotage entstehen.

Die größten denkbaren Unfälle, bei denen das betroffene Inventar weitgehend in die Atmosphäre abgegeben wird, gehören schließlich in die Klasse C. Sie sind extrem unwahrscheinlich und sind den im Report WASH-740 beschriebenen, viel umstrittenen und meist mißverstandenen Reaktorunfällen, die zum amerikanischen "China-Syndrom" geführt haben, gleichzusetzen.

In den Tabellen 1 bis 3 sind die geplanten und die unfallbedingten Emissionen einer 1500 jato-Wiederaufarbeitungsanlage, die die Brennelemente aus Kernkraftwerken mit insgesamt etwa 50.000 MWe installierter Leistung aufarbeiten kann, zusammengestellt. Die Dosen bzw. Dosisleistungen beziehen sich einheitlich auf den ungünstigsten Ort außerhalb der Anlage unter Annahme eines Ausbreitungsfaktors von 10^{-7} sec/m^3 für planmäßige und außerplanmäßige Emissionen der Unfallklasse A und 10^{-6} sec/m^3 bei Emissionen der Unfallklassen B und C. Die Verwendung von Langzeitausbreitungsfaktoren auch für Unfallsituationen ergibt sich aus der Wahrscheinlichkeitsbetrachtung. Bei der Betrachtung von möglichen Auswirkungen eines Unfalls müßten dem gegenüber die wesentlich ungünstigeren Kurzzeitausbreitungsfaktoren verwendet werden. Die Wahrscheinlichkeiten für Unfälle der Kategorie A werden in den Sicherheitsberichten der neuen amerikanischen Wiederaufarbeitungsanlagen sicher sehr konservativ zu je einmal in 10 Betriebsjahren abgeschätzt (1). Unsere eigenen Ausfallanalysen, die auf der Ausfall- bzw. Fehlerwahrscheinlichkeit der einzelnen Apparateteile beruhen (3), führen zu um Größenordnungen geringeren Unfallwahrscheinlichkeiten. Die schwereren Unfälle der Kategorie B, bei denen 2 unabhängige Ereignisse zusammentreffen müssen, werden sicher nicht häufiger als einmal in 10.000 Betriebsjahren auftreten, berücksichtigt man z.B., daß Flugzeugabstürze auf eine Anlage in der Größenordnung von 10^{-7}/a liegen (2), und daß schwere Sabotageakte extrem schwierig auszuführen sind und man daher an anderer Stelle mit geringerem Aufwand größere Effekte erzielen kann. Die extrem unwahrscheinlichen Unfälle der Kategorie C schließlich liegen mit 10^{-6}/a

in der Größenordnung von schweren Reaktorunfällen. Auch diese angenommenen Wahrscheinlichkeiten sind sicher noch sehr pessimistisch.

Berücksichtigt man die entsprechenden Wahrscheinlichkeiten der Unfälle, so zeigt sich, daß nach dem heutigen Stand der Technik das Strahlenrisiko eindeutig durch die Routine-Emissionen bestimmt ist. Erst nach einer Reduktion der Krypton- und Tritiumemissionen um den Faktor 100 rückt das Strahlenrisiko durch Unfälle in die gleiche Größenordnung. Damit ist das Risiko einer Wiederaufarbeitungsanlage grundsätzlich verschieden von dem eines Kernkraftwerkes.

Durch die Wahl eines Standorts mit günstigen meteorologischen Bedingungen kann es gelingen, die Ganzkörperbelastung an der ungünstigsten Stelle außerhalb der Anlage unter 30 mrem/a zu drücken. Eine deutliche Reduktion der Schilddrüsenbelastung kann bereits durch längere Kühlzeiten erreicht werden. Eine Erniedrigung der kollektiven Dosis aber erfordert die Einführung neuer Verfahren zur Abtrennung des Kryptons und des Tritiums. Tabelle 4 enthält die geschätzten kollektiven Dosen für Krypton und Tritium, die nach dem Stand der Technik das Strahlenrisiko der Bevölkerung wesentlich mitbestimmen. Außerdem sind erste Kostenschätzungen für die Abtrennung dieser Isotope enthalten, die aber möglicherweise noch erheblich überschritten werden können.

Das Risiko bei der Endlagerung radioaktiver Abfälle

Die radioaktiven Abfälle werden in der BRD voraussichtlich in Salzlagerstätten zur Endlagerung kommen. Von der Aktivität und der Radiotoxizität her gesehen werden die hochradioaktiven Abfälle aus Wiederaufarbeitungsanlagen, die neben den Spaltprodukten auch erhebliche Mengen an Aktiniden enthalten, die bedeutendsten sein. Diese Abfälle werden voraussichtlich in Form von Glasblöcken, die in Stahlkannen eingeschweißt sind, angeliefert werden.

Einzelheiten einer Endlagerung sind bis heute nicht entschieden. Daher sollen folgende Annahmen getroffen werden. Für den verglasten

hochradioaktiven Abfall aus der Wiederaufarbeitung von 25.000 t aufgearbeitetem Uran, entsprechend einer 20-jährigen Betriebszeit einer 1500 jato-Anlage mit einem Lastfaktor von 0,83, wird ein Lager ausgeschachtet (Abb. 1). Die Glasblöcke werden in 1000 Bohrungen eingelagert. Jede dieser Bohrungen enthält 100 Glasblöcke mit einem Durchmesser von 20 cm und einer Höhe von 50 cm. Die Auslaugrate beträgt $1 \cdot 10^{-5} (\frac{cm^2 \cdot Tag}{g})^{-1}$. Das Volumen der Beschickungskammern beträgt 100 m^3 pro Bohrung, also insgesamt 100.000 m^3. Die Bohrlöcher werden unmittelbar nach Füllung mit 10 m langen Stopfen aus Salzbeton verschlossen. Nach Füllung einer Kammer wird diese mit Salzgrus verfüllt. Nach Stillegung des Bergwerks wird auch der Schacht mit einem Stopfen aus Salzbeton verschlossen. Oberhalb des Salzspiegels wird der Schacht mit losem Salz gefüllt. Die Salzbetonstopfen sollen vor allem eine Konvektion der Salzlauge und damit der ausgelaugten Radioisotope im Falle eines Laugen- oder Wassereinbruchs verhindern. Die losen Salzschüttungen dienen dem Schutz der Salzbetonstopfen vor Süßwasser.

Es kann davon ausgegangen werden, daß die Wahrscheinlichkeit eines Wassereinbruchs während der Betriebszeit des Endlagers sehr gering ist, daß sich aber das Lager nach seiner Stillegung über kurz oder lang mit Wasser füllen wird. Es bildet sich dann eine gesättigte Lauge, die das umgebende Salz nicht weiter anlösen kann. Eine direkte Verbindung zur Biosphäre kann erst entstehen, wenn der Laugenspiegel im Schacht die grundwasserführenden Schichten erreicht. Radioaktive Isotope können dann erst über eine Diffusionsstrecke von mehreren hundert Metern austreten. Das bedeutet, daß die meisten Spaltprodukte, vor allem die radiotoxischsten Isotope ^{90}Sr und ^{137}Cs, bereits zerfallen sind. Sollte bereits während der Betriebszeit des Lagers so viel Wasser einbrechen, daß das Lager aufgegeben werden muß, kann zur Verhinderung der Konvektion auch nachträglich noch der Schacht mit Salz verfüllt werden.

In Bezug auf die Auswirkungen des Absaufens des Endlagers können drei Zeitpunkte unterschieden werden :

- Absaufen nach Stillegung, Verfüllung und Versiegelung,
- Absaufen nach Verschluß der Bohrlöcher, aber vor Verschluß des Schachtes, und
- Absaufen des Lagers während der Einlagerung (1 offenes Bohrloch).

In allen Fällen muß man davon ausgehen, daß die Betonstopfen nicht ganz dicht sind - wir haben mit 1 % Rißfläche gerechnet-, so daß sich allmählich das gesamte Lager mit Lauge füllen wird. Dabei wird sich im Bohrloch die höchste Aktivität (Kurve 1, Abb. 2) und damit die höchste Radiotoxizität einstellen. In der Abbildung ist das Wasservolumen, das zur Verdünnung der Aktivität auf MZK_W notwendig ist, gegen die Zeit aufgetragen. Die aus dem verschlossenen Bohrloch austretende Aktivität ist erheblich geringer (Kurve 2, Abb. 2). Die sich einstellenden Maximalkonzentrationen in den Beschickungskammern werden etwa das 3000-fache der MZK sein. Zur Verdünnung der aus dem Schacht austretenden Radioaktivität auf die maximal zulässige Konzentration sind bei einem 100 m dicken Zementstopfen weniger als 10 pro Tag erforderlich. Dieses Maximum wird etwa 20.000 Jahre nach dem Wassereinbruch erreicht.

Säuft die Lagerstätte vor der Versiegelung des Schachts ab, wird die austretende Radioaktivität etwas höher liegen. Trotzdem werden im Maximum, das sich ebenfalls nach etwa 20.000 Jahren einstellt, weniger als 250 l/Tag notwendig sein, um die Aktivität auf die MZK zu verdünnen.

Säuft schließlich das Lager ab, solange eine Bohrung noch offen ist, wird sich je nach Zeitpunkt des Unfalls in den ersten 300 Jahren eine höhere Konzentration in den Beschickungskammern einstellen. Unter ungünstigsten Bedingungen kann eine 10^6-fache Überschreitung der MZK eintreten. Wenn aber durch Zuschütten des Schachts mit Salz eine Konvektion im Schacht ausgeschlossen wird, genügt die Verzögerung durch Diffusion, um die Spaltprodukte weitestgehend zum Abklingen zu bringen. Die aus dem Schacht austretende Radioaktivität der langlebigen Isotope ist dann die gleiche, wie im vorigen Fall. Auch hier sind dann weniger als 250 l/Tag erforderlich, um die Aktivität auf MZK zu verdünnen.

In diesem Zusammenhang sei auch kurz die Frage der Auslaugbeständigkeit der Endlagerprodukte, der ja im allgemeinen eine erhebliche Bedeutung zugemessen wird, beleuchtet. Wie die Berechnungen deutlich zeigen, hat eine höhere Auslaugrate eine Erhöhung der Konzentration nur in den ersten 300 oder 400 Jahren in den Beschickungskammern zur Folge. Wenn es also gelingt, den Schacht nach dem Absaufen mit Salz zu verfüllen, so daß eine Verzögerungszeit von einigen 1000 Jahren erreicht wird, so wird die Auslaugrate gegenstandslos.

Welche Konsequenzen ergeben sich nun aus dem Eindringen der oben genannten Mengen an radioaktiven, insbesondere α-aktiven Isotopen in die Biosphäre ? Diese Frage sei anhand von zwei extremen Beispielen beleuchtet.

Zunächst kann das örtliche Trinkwasser verseucht werden. Nimmt man nun an, daß 10 % der Radioaktivität in die Trinkwasserversorgung einer kleinen, in der Nähe gelegenen Gemeinde mit 5000 Einwohnern gelangt, so kann, wenn man mit einem Wasserverbrauch von 200 l pro Tag und Einwohner rechnet, die Radioaktivität den $2{,}5 \cdot 10^{-5}$ten Teil der MZK erreichen (Tab. 5). Dies führt zu einer jährlichen Strahlenbelastung von ca. 0,1 mrem/a bzw. 0,6 Personen.rem/a.

Eine größere Anzahl von Personen kann erreicht werden, wenn die Lauge in das Flußwasser gelangt, aus dem das Trinkwasser für eine Großstadt mit 2 Millionen Einwohnern gewonnen wird. Bei einer mittleren Wasserführung des Flusses von $5 \cdot 10^{7}$ m^3/d wird maximal der $5 \cdot 10^{-9}$te Teil der MZK erreicht. Dies führt zu $2{,}5 \cdot 10^{-5}$ mrem/a bzw. 0,05 Personen.rem/a. Die Zahl der zu erwartenden Erkrankungen ist in beiden Fällen insignifikant.

Bei allen Berechnungen blieb ein Rückhaltemechanismus, der mit Sicherheit wirksam wird, außer betracht. Die Berechnungen sind daher extrem pessimistisch.

Man kann daraus den Schluß ziehen, daß bereits ohne Einbeziehung der Eintrittswahrscheinlichkeit die von der Endlagerung ausgehende Gefahr (und damit auch das Risiko) hinreichend klein ist.

Insgesamt betrachtet zeigt sich, daß heute noch die Wiederaufarbeitung mit den hohen gasförmigen Emissionen ein gewisses Risiko für die Bevölkerung darstellt. Es kann aber durch technische Maßnahmen, die z.Zt. entwickelt werden, erheblich reduziert werden.

Anmerkung :

Die in dieser Arbeit angegebenen Daten über planmäßige und außerplanmäßige Emissionen einer 1500 jato-Wiederaufarbeitungsanlage entsprechen weitgehend den Daten einer im Bau befindlichen amerikanischen Großanlage. Sie sind nicht repräsentativ für eine geplante deutsche Großanlage.

Abbrand	MWd/t			30.000			
Durchsatz	t/a			1.500			
Abkühlzeit	150 Tage			150			
		^{3}H	^{85}Kr	^{129}J	^{131}J	Aerosole β	Aerosole α
Durchsatz	Ci/a	$1 \cdot 10^{6}$	$1{,}5 \cdot 10^{7}$	50	$3 \cdot 10^{3}$	$6{,}7 \cdot 10^{9}$	$2{,}1 \cdot 10^{8}$
Emissionsfaktor		1	1	0,01	0,01	10^{-9}	10^{-9}
Emission	Ci/a	$1 \cdot 10^{6}$	$1{,}5 \cdot 10^{7}$	0,5	30	6,7	0,2
Inhalation	mrem/a	8		0,35	3,3	0,4	3,5
β-Submersion	mrem/a	0,3	110				
γ-Submersion	mrem/a		6				
Ingestion	mrem/a	50		25	260	1,4	
Gesamtbelastung	mrem	58	116	25	265	2	3,5

Tab. 1 : Planmäßige Emissionen einer 1500 jato-Wiederaufarbeitungsanlage

Isotop	Kritisches Organ	Kategorie A Ci/Unfall	Kategorie A rem+)	Kategorie B Ci/Unfall	Kategorie B rem++)	Kategorie C Ci/Unfall	Kategorie C rem++)
Kritikalitätsunfall							
^{90}Sr	Knochen	$2\cdot10^{-3}$	$5\cdot10^{-6}$	1,5	$3\cdot10^{-2}$	$8\cdot10^{4}$	2000
^{106}Ru	Lunge	150	$3\cdot10^{-3}$	250	$6\cdot10^{-2}$	$4\cdot10^{5}$	2000
$^{131-135}J$	Schilddrüse	$8\cdot10^{3}$	$2\cdot10^{-2}$	$2\cdot10^{4}$	0,3	$3\cdot10^{4}$	0,4
^{238}Pu	Knochen	$7\cdot10^{-5}$	$2\cdot10^{-5}$	$5\cdot10^{-2}$	$2\cdot10^{-1}$	$3\cdot10^{3}$	9000
^{241}Pu	Knochen	$3\cdot10^{-3}$	$1\cdot10^{-5}$	2	$6\cdot10^{-2}$	$1\cdot10^{5}$	3500
^{244}Cm	Knochen	$6\cdot10^{-5}$	$2\cdot10^{-6}$	$5\cdot10^{-2}$	$2\cdot10^{-2}$	$3\cdot10^{3}$	900
Solventfeuer							
^{90}Sr	Knochen	$7\cdot10^{-3}$	$2\cdot10^{-5}$	0,7	$2\cdot10^{-2}$	10	$2\cdot10^{-1}$
^{106}Ru	Lunge	1	$2\cdot10^{-5}$	35	$1\cdot10^{-2}$	530	$2\cdot10^{-1}$
^{238}Pu	Knochen	0,25	$8\cdot10^{-2}$	25	80	350	1100
^{241}Pu	Knochen	10	$3\cdot10^{-2}$	1000	30	$1,5\cdot10^{4}$	450
^{244}Cm	Knochen	$2\cdot10^{-4}$	$7\cdot10^{-6}$	0,02	$7\cdot10^{-3}$	0,32	$1\cdot10^{-1}$
Explosion des Spaltproduktkonzentrators							
^{90}Sr	Knochen	$6\cdot10^{-3}$	$2\cdot10^{-5}$	4	$9\cdot10^{-2}$	$4\cdot10^{4}$	900
^{106}Ru	Lunge	170	$5\cdot10^{-3}$	190	$5\cdot10^{-2}$	$2\cdot10^{5}$	50
^{238}Pu	Knochen	$1\cdot10^{-5}$	$3\cdot10^{-6}$	$3\cdot10^{-3}$	$1\cdot10^{-2}$	27	90
^{241}Pu	Knochen	$3\cdot10^{-4}$	$1\cdot10^{-6}$	0,1	$4\cdot10^{-3}$	$1\cdot10^{3}$	40
^{244}Cm	Knochen	$2\cdot10^{-4}$	$6\cdot10^{-6}$	0,1	$4\cdot10^{-2}$	$1\cdot10^{3}$	400

Tab. 2 : Unfallbedingte Emissionen einer 1500 jato-Wiederaufarbeitungsanlage und die daraus resultierenden Inhalationsdosen an der ungünstigsten Stelle außerhalb der Anlage

+) $= 1\cdot10^{-7}$ sec/m^3

++) $= 1\cdot10^{-6}$ sec/m^3 (bodennahe Emission)

	rem/a Ganzk.	bzw. Haut	rem/Unfall Schilddrüse	Lunge	Knochen
Geplante Emissionen					
Stand der Technik	0,084	0,200	0,290	0,004	0,0004
Zukunft	0,001	0,002	0,090	0,004	0,0004
Kritikalitätsunfall A			0,02	0,003	$4 \cdot 10^{-5}$
B			0,3	0,050	0,300
C			0,4	100	15400
Solventfeuer A				$2 \cdot 10^{-5}$	0,110
B				0,010	110
C				0,200	1550
Konzentrator-explosion A				0,005	$3 \cdot 10^{-5}$
B				0,050	0,140
C				50	1430
Geplante Emission					
Stand der Technik	0,084	0,200	0,290	0,004	0,0004
Zukunft	0,001	0,002	0,090	0,004	0,0004
+ 0,1·A			0,002	0,001	0,010
+ $1 \cdot 10^{-4}$ B					0,011
+ $1 \cdot 10^{-6}$ C				0,0002	0,015

Tab. 3 : Strahlenrisiko an der ungünstigsten Stelle außerhalb einer 1500 jato-Wiederaufarbeitungsanlage

			^{3}H	^{85}Kr Ganzk.	^{85}Kr Haut
Kollektive Dosis	regional	Personen·rem/a	35.000	1.500	50.000
	Welt	Personen·rem/a	-	8.000	270.000
Abtrennkosten		Mio DM/a	2,7	2,5	

Tab. 4 : ^{3}H- und ^{85}Kr-Risiko

		Offener Schacht	Verschlossener Schacht
Verdünnung auf MZK	m^3/d	0,25	0,01
Örtliche Belastung (5000 Einwohner)			
Ingestionsdosis	mrem/a	0,1	0,005
Kollektive Dosis	Personen·rem/a	0,6	0,025
Großraumbelastung (2.000.000 Einwohner)			
Ingestionsdosis	mrem/a	$2,5 \cdot 10^{-5}$	$1 \cdot 10^{-6}$
Kollektive Dosis	Personen·rem/a	0,05	0,002

Tab. 5 : Strahlenbelastung durch Endlagerung von radioaktiven Abfällen

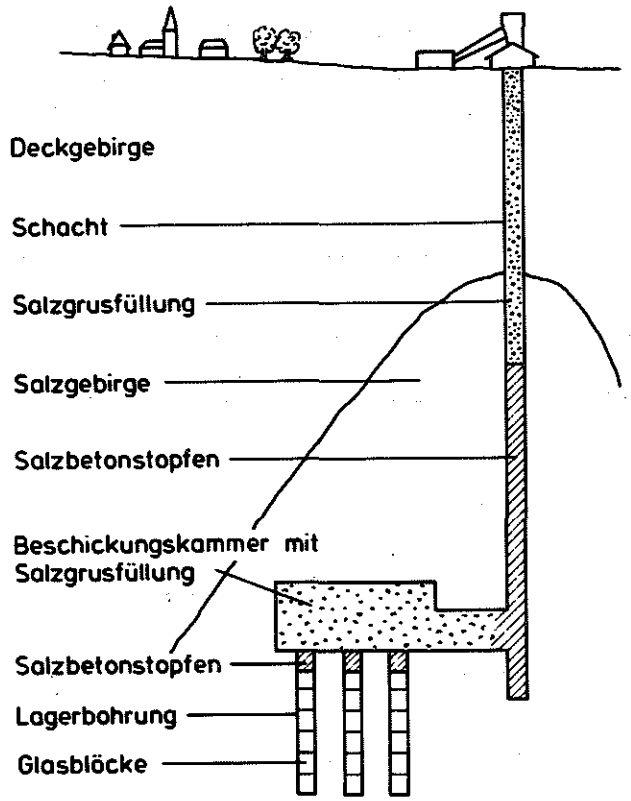


Abb.1 : Stillgelegtes Endlager für hochradioaktive Abfälle.

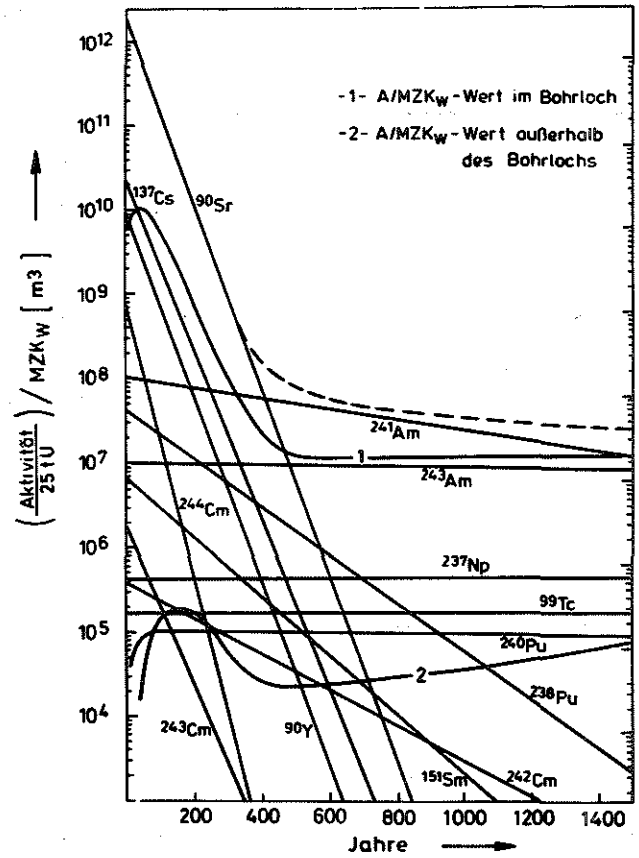


Abb.2 : Radiotoxizität wichtiger Isotope.

Literatur

(1) MFRP-Draft Detailed Statement on Environmental Considerations Related to Proposed Operation, US-Report Docket 50268-26 (1972)

(2) W. Fürste und G. Glupe : Absturzhäufigkeit von Flugzeugen auf Kernkraftwerke, TÜ 15 (1974) Nr. 4, 115

(3) MFRP-Design and Analysis, US-Report Docket 50268-1 (1966)

(4) H. Schnez, M. Laser, E. Merz : Tritium in Wiederaufarbeitungsanlagen, Bericht JÜL-1099 (1974)

Abschätzung von Aktivitätskonzentrationen in der Luft beim Betrieb eines Schwerionenbeschleunigers

K. D. Borchardt, K. E. Kirschfeld

Hahn-Meitner-Institut für Kernforschung Berlin GmbH
- Abteilung Strahlenschutz -

Im Jahre 1976 soll am Hahn-Meitner-Institut in Berlin ein Schwerionenbeschleuniger in Betrieb genommen werden. Das Kernstück der Beschleunigeranlage stellt ein Split-Pole-Zyklotron dar, dem ein bereits vorhandener Van-de-Graaff-Beschleuniger vorgeschaltet wird.

Ein schematischer Überblick über den bisherigen Beschleunigerkomplex mit der Erweiterung zur Aufnahme des Zyklotrons wird in Fig. 1 gegeben. Als Injektor vorgesehen ist ein Van-de-Graaff-Beschleuniger, der in einem Turm untergebracht ist. Direkt an den Beschleunigerturm schließt sich die Experimentierhalle mit den Targetplätzen an, die ihrerseits an den Zyklotronanbau mit den dazugehörigen Versorgungseinrichtungen wie Hochfrequenzgeneratoren und Lüftungsanlagen angrenzt. Die stark durchgezogene Linie soll das Strahlführungssystem kennzeichnen. Auf dem Wege vom Vorbeschleuniger zum Zyklotron durchlaufen die Ionen zunächst eine Anordnung von Bunchern und Strippern, wie der gestrichelt gezeichnete Komplex schematisch andeuten soll. Hinter dem Zyklotron wird der Ionenstrahl mittels Schaltmagneten auf die gewünschten Targetplätze in einen angrenzenden Kellerraum oder in die Experimentierhalle gelenkt. Auf weitere technische Einzelheiten des Beschleunigers soll

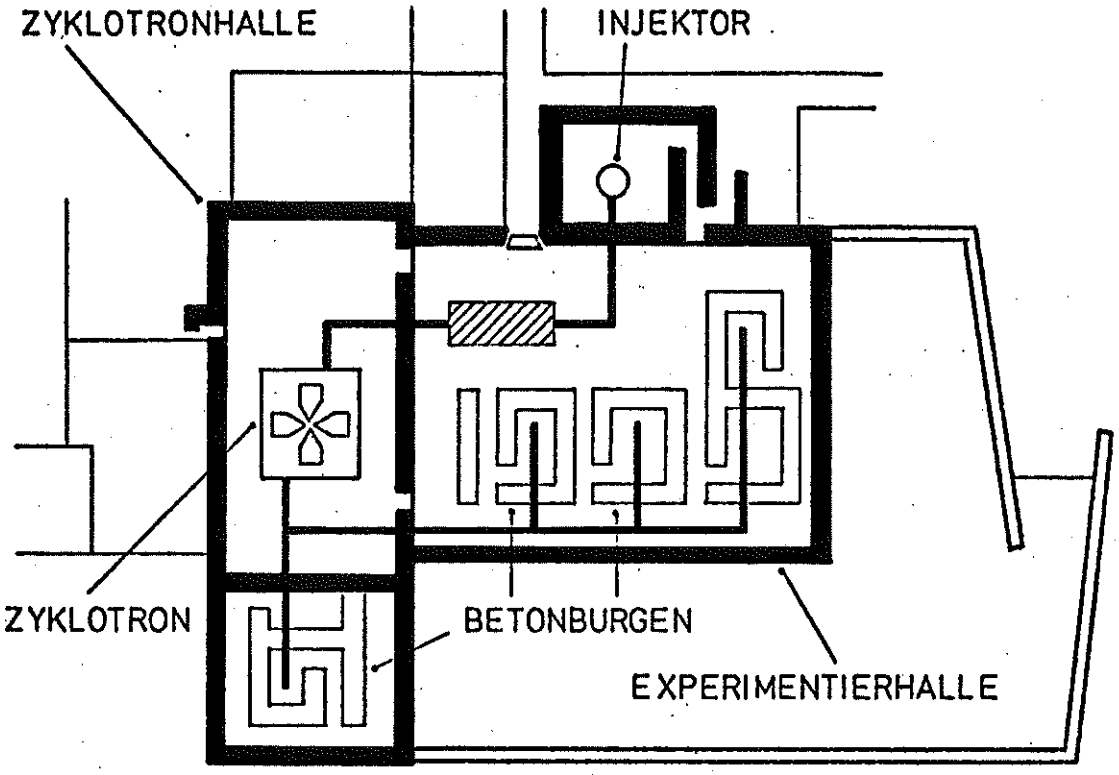


FIG. 1 BESCHLEUNIGERKOMPLEX

in diesem Rahmen verzichtet werden. Mit Hilfe dieser Beschleunigerkombination lassen sich schwere Ionen zunächst mit einem Atomgewicht bis 40 auf Energien von 200 MeV bei mittleren Strahlströmen von 0,1 TμA beschleunigen. Daneben ist für 20 % der Betriebszeit ein Strahlbetrieb mit leichten Teilchen eingeplant, bei dem beispielsweise für Deuteronen Energien von 60 MeV und mittleren Strahlströmen von 0,5 μA erreicht werden. Angedeutet im Bild sind weiterhin Betonburgen innerhalb der Experimentierhalle, auf die an späterer Stelle noch einmal eingegangen werden soll.

Damit ein sinnvoller Arbeitsablauf in der Experimentierhalle gewährleistet wird, müssen die Experimentierplätze einschließlich die Beschleunigeranlage so angeordnet

werden, daß während des Strahlbetriebes mit schweren Ionen an den benachbarten Targetplätzen gearbeitet werden kann. Das führt neben den Abschirmberechnungen zwangsläufig zu Abschätzungen über Aktivitätskonzentrationen in der Luft, die bei laufendem und nach abgeschaltetem Beschleuniger zu erwarten sind.

Als eine der Ursachen der Luftaktivität ist die Luftaktivierung zu nennen. Patterson und Thomas[1)] geben an, daß an Beschleunigern im Wesentlichen vier gasförmige Radionuklide berücksichtigt werden müssen: Ar-41, C-11, N-13 und O-15. Einige Daten dieser vier Nuklide sind in der Tabelle 1 zusammengestellt. Die Halbwertzeiten liegen zwischen 2 min für O-15 und 2 h für Ar-41. Bis auf Ar-41, das bei der Aktivierung von Ar-40 durch thermische Neutronen entsteht, stellen die übrigen Reaktionen wegen der (n,2n)- oder der Spallationsprozesse Schwellwertreaktionen dar. Die minimale Neutronenenergie für das Eintreten dieser Reaktionen beträgt 19 MeV bei C-11, 11 MeV bei N-13 und 16 MeV bei O-15. Es ist somit einleuchtend, daß für die Abschätzung der Luftaktivierung sowohl das

Nuklid	HWZ	Reaktion	E_s (MeV)	S (mbarn)
Ar-41	1,8 h	$^{40}Ar(n,\gamma)^{41}Ar$	therm	610
C-11	20,5 m	$^{12}C(n,2n)^{11}C$	19	10
		$^{14}N(n,sp)^{11}C$	23	20
		$^{16}O(n,sp)^{11}C$	26	20
N-13	10 m	$^{14}N(n,2n)^{13}N$	11	30
		$^{16}O(n,sp)^{13}N$	25	10
O-15	2,1 m	$^{16}O(n,2n)^{15}O$	16	40

Tabelle 1. Wichtigste Radionuklide bei der Luftaktivierung

Energiespektrum als auch die Quellstärke der während des Strahlbetriebes entstehenden Neutronen empfindlich eingehen werden.

Da Erfahrungen an Schwerionenbeschleunigern in dem interessierenden Energiebereich nicht vorliegen, ist man auf Abschätzungen angewiesen. Bei Schwerionenreaktionen kann man sich auf die Verdampfungsprozesse der gebildeten Compoundkerne beschränken. Für die Abschätzung der Luftaktivierung interessiert im Wesentlichen nur die Größenordnung. Deshalb wird für die Ermittlung der Compoundkernbildungsrate auf eine vereinfachte Formel zurückgegriffen:

$$Z = 3{,}8 \cdot 10^9 \cdot \frac{I\ \sigma\ d}{A} \quad \text{Reaktionen/s},$$

wobei Z die Bildungsrate der Compoundkerne, I der Strahlstrom in TμA, σ der Wirkungsquerschnitt in barn, d die effektive Reichweite der Ionen in mg/cm^2 und A das Atomgewicht des Targetkernes darstellen. Die Neutronenquellstärke ergibt sich dann durch Multiplikation der Compoundkernbildungsrate Z mit der mittleren Verdampfungsrate der Neutronen pro Reaktion zu

$$Q = z \cdot Z \quad \text{Neutronen/s}.$$

Für den Wirkungsquerschnitt zur Compoundkernbildung und für die effektive Reichweite der Ionen sind dabei sinnvolle Werte einzusetzen. Schätzt man den Wirkungsquerschnitt zu 2 barn, die effektive Reichweite der Ionen zu 100 mg/cm^2 und die mittlere Verdampfungsrate zu 10 Neutronen pro Reaktion, ergibt sich bei den vorgegebenen maximalen Betriebsbedingungen eine integrale Neutronenquellstärke zu etwa 10^{11} Neutronen/s. Dieser Wert ist sicherlich zu hoch angesetzt und soll als obere Grenze angesehen werden.

Als Weiteres interessiert das Energiespektrum der Verdampfungsneutronen. Dazu muß die je nach Teilchen und Targetkern hohe Geschwindigkeit der Compoundkerne berücksichtigt werden. Das hat zur Folge, daß die Verdampfungsneutronen Energien weit oberhalb von 10 MeV annehmen können. Da die unterschiedlichsten Teilchen-Target-Kombinationen denkbar sind, soll davon ausgegangen werden, daß sämtliche in der Tabelle 1 aufgeführten Aktivierungsreaktionen eintreten können, so daß die Abschätzungen in jedem Fall auf der sicheren Seite liegen.

Mit diesen Voraussetzungen wurden Berechnungen der Luftaktivierung für jedes Nuklid nach der üblichen Aktivierungsformel angestellt:

$$a = a_s \cdot (1-\exp(-(\lambda+l)t_b)) \cdot \exp(-(\lambda+l)t_c \ ,$$

wobei a die Aktivitätskonzentration, a_s die Sättigungsaktivitätskonzentration, λ die Zerfallskonstante, l die Zahl der Luftwechsel, t_b die Bestrahlungszeit und t_c die Zeit nach Abschalten der Maschine darstellen. Die Sättigungsaktivitätskonzentration a_s ergibt sich zu

$$a_s = 1{,}7 \cdot 10^{-12} \cdot \frac{\lambda}{\lambda + l} \cdot \frac{Q\ h\ S}{R^2}\ \mu Ci/cm^3 \ .$$

Dabei sind Q die Neutronenquellstärken in s^{-1}, h die Häufigkeit des Gases in der Luft in Prozent, S der mittlere Wirkungsquerschnitt in barn und R der Raumradius in cm. Der Einfachheit wegen wird mit einem kugelförmigen Raum gerechnet. Auch hier ist ein sinnvoller Wert für den mittleren Wirkungsquerschnitt einzusetzen, wie er in der Tabelle 1 angegeben wurde. Für die Erzeugung von Ar-41 ist die thermische Neutronenquellstärke einzusetzen, die um einen Faktor 0,4 kleiner ist.

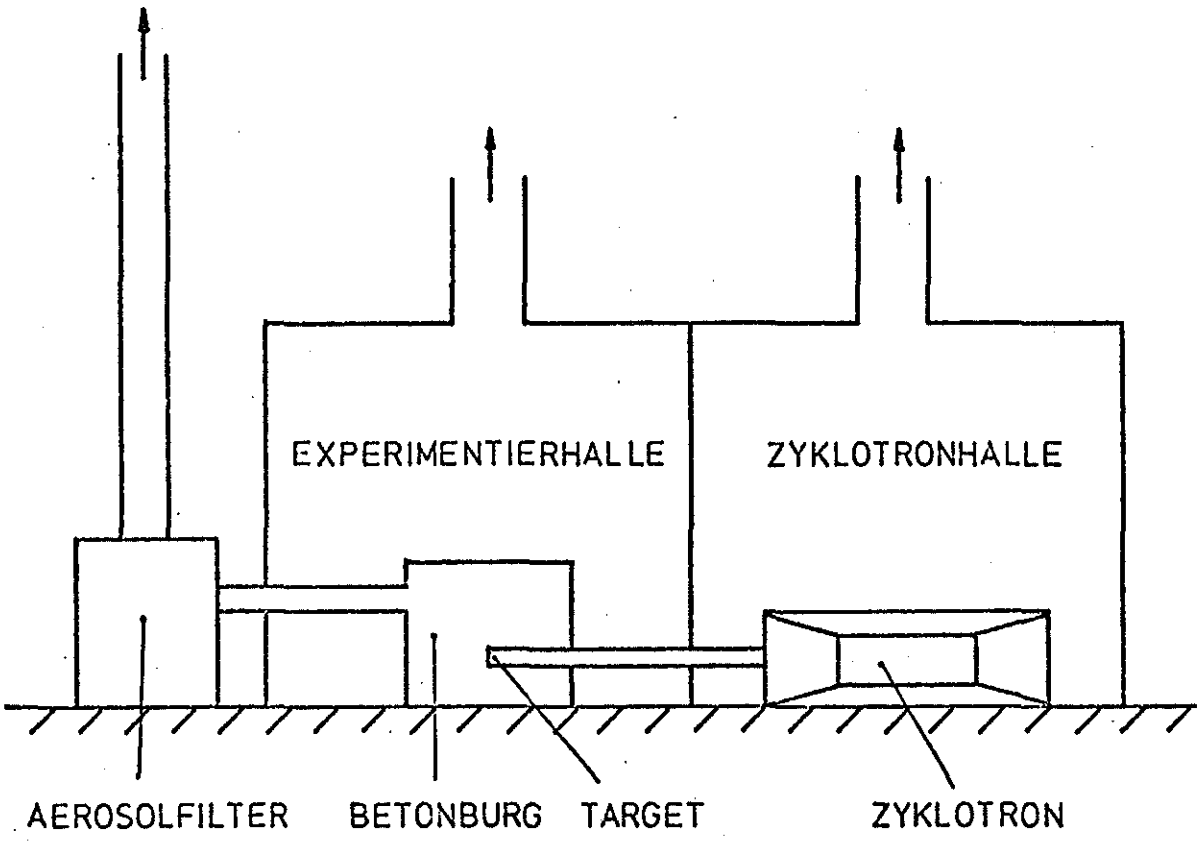


FIG. 2 LÜFTUNGSSCHEMA

Die nach diesem Verfahren berechneten Werte für die Sättigungsaktivitätskonzentrationen der einzelnen Nuklide liegen jedoch erheblich oberhalb der in der 1. SSVO maximal zugelassenen Konzentrationen. Eine Möglichkeit, sowohl eine Abschirmung der Experimentierplätze gegeneinander als auch eine Reduzierung der Gasaktivität zu erreichen, besteht darin, daß um die jeweiligen Meßanlagen einschließlich dem Target und dem Strahlstopper aus vorgefertigten Betonformsteinen Burgen errichtet werden. Das bereits an anderen Beschleunigern praktizierte Konzept würde zu einem Lüftungsschema führen, das in Fig. 2 dargestellt ist. Die Zyklotronhalle und die Experimentierhalle besitzen getrennte klimatische Lüftungsanlagen. Die Luft beider Hallen wird etwa

einmal in der Stunde erneuert, während die Betonburgen und Stellen mit erhöhter Luftaktivität getrennt mit etwa 20-fachem Luftwechsel in der Stunde über einen eigenen Abluftschornstein entlüftet werden. Da die Targetplätze und damit die jeweiligen Betonburgen insbesondere beim Öffnen eines Strahlrohres gleichzeitig Quellen einer größtmöglichen Aktivitätsfreisetzung darstellen, wird nur die Abluft aus den Betonburgen über Aerolfilter geleitet.

Auf der Basis dieses Lüftungskonzeptes wurden erneute Berechnungen der Aktivitätskonzentrationen in der Luft angestellt, deren Werte der Tabelle 2 zu entnehmen sind. Zusätzlich sind in der 2. Spalte der Tabelle die MZK-Werte für die einzelnen Nuklide gemäß der 1. SSVO angegeben.

Nuklid	MZK *)	Betonburg	E-Halle	Z-Halle
Ar-41	$4 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-8}$	$7 \cdot 10^{-10}$	10^{-9}
C-11	10^{-9}	$9 \cdot 10^{-7}$	10^{-8}	$3 \cdot 10^{-8}$
N-13	10^{-9}	$2 \cdot 10^{-6}$	$2 \cdot 10^{-8}$	$4 \cdot 10^{-8}$
O-15	10^{-9}	$2 \cdot 10^{-6}$	$7 \cdot 10^{-9}$	$2 \cdot 10^{-8}$
Strahlverlust		100 %	10 %	10 %
Luftwechsel		20/h	0,6/h	1/h

Tabelle 2. Aktivitätskonzentration der Luft in $\mu Ci/cm^3$ beim Betrieb mit schweren Ionen
*) gemäß der 1. SSVO

Für die Zyklotronhalle und die Experimentierhalle wird ein Strahlverlust von 10 % in dem Zyklotron sowie dem übrigen Strahlführungssystem angenommen. Wegen des kleineren Luftvolumens der Betonburgen und der höheren Neutronenquellstärken an den Targetplätzen liegen erwartungsgemäß die Aktivitätskonzentrationswerte der Luft in der betroffenen Betonburg um mehr als zwei Größenordnungen über den jeweiligen Werten der beiden Hallen. Da diese Abschätzungen obere Grenzwerte darstellen, zumal eine Vielzahl von Experimenten nicht mit maximal erreichbaren Strömen durchgeführt werden können, darf man in der Praxis für die Experimentierhalle mit geringeren Konzentrationswerten rechnen, so daß von diesem Gesichtspunkt gesehen keine Bedenken gegen ein Betreten bestehen.

Im Gegensatz zu den vorherigen Abschätzungen kann zur Berechnung der Neutronenquellstärken und somit der Luftaktivierung beim Strahlbetrieb mit leichten Teilchen auf umfangreiche Literaturangaben zurückgegriffen werden. Geht man von dem ungünstigsten Fall aus, daß Deuteronen der Energie von 60 MeV mit maximal erreichbarem Strahlstrom auf ein dickes Beryllium-Target geschossen werden, ergeben sich gemäß der höheren Neutronenquellstärken Aktivitätskonzentrationswerte, die der Tabelle 3 entnommen werden können. Die hochenergetischen Neutronen mit der häufigsten Energie von 30 MeV rühren ausschließlich von Strippingprozessen her, die etwa ein Drittel der Gesamtquellstärke ausmachen. Da das hohe Strahlenfeld ein Betreten der Zyklotronbereiche und der Experimentierhalle ohnehin unmöglich macht, sind die entsprechenden Werte für die Aktivitätskonzentrationen in der Luft der einzelnen Bereiche nur für Emissionswerte und die nötigen Höhen der Abluftschornsteine von Interesse.

Nuklid	MZK *)	Betonburg	E-Halle	Z-Halle
Ar-41	$4 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-7}$	$7 \cdot 10^{-9}$	10^{-8}
C-11	10^{-9}	$3 \cdot 10^{-6}$	$4 \cdot 10^{-8}$	$9 \cdot 10^{-8}$
N-13	10^{-9}	$6 \cdot 10^{-6}$	$5 \cdot 10^{-8}$	10^{-7}
O-15	10^{-9}	$5 \cdot 10^{-6}$	$2 \cdot 10^{-8}$	$5 \cdot 10^{-8}$
Strahlverlust		100 %	10 %	10 %
Luftwechsel		20/h	0,6/h	1/h

Tabelle 3. Aktivitätskonzentration der Luft in $\mu Ci/cm^3$ beim Betrieb mit Deuteronen
*) gemäß der 1. SSVO

In diesem Zusammenhang soll erneut darauf hingewiesen werden, daß allein für Ar-41 in der 1. SSVO ein maximal zulässiger Konzentrationswert definiert worden ist, nicht jedoch für die anderen hier betrachteten Nuklide. Gemäß den Richtlinien der 1. SSVO muß ein Konzentrationswert von 10^{-9} $\mu Ci/cm^3$ für ein unbekanntes Gasgemisch bei Ausschluß von α-Nukliden zu Grunde gelegt werden. Patterson und Thomas[1)] haben jedoch nach den Empfehlungen der Internationalen Kommission für Strahlenschutz[2)] MZK-Werte für die interessierenden Nuklide berechnet und kommen zu wesentlich günstigeren Ergebnissen:

$$MZK_{Ar-41} = 2 \cdot 10^{-6}\ \mu Ci/cm^3\ ,$$

$$MZK_{C-11} = 8 \cdot 10^{-6}\ \mu Ci/cm^3\ ,$$

$$MZK_{N-13} = 5 \cdot 10^{-6}\ \mu Ci/cm^3 \text{ und}$$

$$MZK_{O-15} = 3 \cdot 10^{-6}\ \mu Ci/cm^3\ .$$

Sicherlich können diese MZK-Werte als realistischer angesehen werden.

Einen weiteren Anteil einer möglichen Luftaktivität liefern radioaktive Aerosole. Aerosole auf Grund der Neutronenaktivierung von Staubteilchen, Maschinenteilen und Betonwänden kann nach den Erfahrungen aus Karlsruhe bei den zu Grunde gelegten Neutronenquellstärken ausgeschlossen werden. Der wesentliche Aerosolanteil läßt sich auf die Aktivierung von inneren Maschinenteilen, dem Target sowie dem Strahlstopper beim Auftreffen der hochenergetischen schweren Ionen zurückführen. Abschätzungen nach de Staebler[3)] sowie nach der oben genannten vereinfachten Formel für die Bildungsrate der Compoundkerne ergeben, daß bei Teilchenenergien von 200 MeV und Strahlströmen von 0,1 TμA mit Sättigungsaktivitäten bis zu 0,5 Ci gerechnet werden muß. Im Folgenden soll davon ausgegangen werden, daß je nach der Oberflächenbeschaffenheit des aktivierten Teiles beim offenen Hantieren in freier Luft bis zu 1 % der Gesamtaktivität in den Luftkreislauf gelangen können. Unter dieser Voraussetzung würde sich eine Aktivitätskonzentration von etwa $10^{-6}\ \mu Ci/cm^3$ ergeben, wenn die freigesetzte Aktivität auf das gesamte Hallenvolumen verteilt wird. Bedenkt man, daß je nach der Kombination: Teilchen-Targetmaterial unter anderem eine Vielzahl von α-Nukliden produziert werden können, liegen diese Konzentrationswerte um sechs Größenordnungen über den maximal zugelassenen Werten.

Es soll noch erwähnt werden, daß über einen ähnlichen Mechanismus auch radioaktive Gase wie J, Xe, Rn und At freigesetzt werden. Da wegen der unter Umständen hohen γ-Dosisleistung der aktivierten Teile etwa beim Targetwechsel ein Hantieren ohne Abschirmmaßnahmen ohnehin nicht möglich ist, empfiehlt sich der Einsatz von mit Manipulatoren ausgerüsteten Schleusen, die an die entsprechenden Stellen des Strahlführungssystems angeflanscht werden. Darüberhinaus in Form von Aerosolen freiwerdende Aktivitäten werden über die getrennte Abluft der Betonburgen abgesaugt und von den Schwebstoffiltern zurückgehalten.

Bezüglich der Strahlenschutzmaßnahmen bei dem vorgestellten Beschleunigerprojekt bestehen noch keine endgültigen Vorstellungen. Es läßt sich jedoch zusammenfassend sagen, daß sich beim Betrieb eines Schwerionenbeschleunigers in jedem Falle bezüglich der Luftaktivität die in der 1.SSVO festgelegten maximal zugelassenen Konzentrationswerte einhalten lassen unter Umständen mit einem erheblichen technischen Aufwand, wie es etwa die Betonburgen darstellen.

Literaturstellen

1) H. W. Patterson and R. H. Thomas, Accelerator Health Physics, Academic Press, New York and London 1973

2) Report of Committee II on Permissible Dose for Internal Radiation,Pergamon Press 1959

3) H. de Staebler, SLAC TN-63-92 (Nov 1963)

Untersuchungen über die Ableitung radioaktiver Gase in die Umgebung von niederenergetischen Teilchenbeschleunigern

W. Friedrich, J. Knieper, H. Printz
und P.F. Sauermann

Kernforschungsanlage Jülich GmbH

Zusammenfassung

Bei der Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Abluft niederenergetischer Teilchenbeschleuniger treten neben ^{3}H kurzlebige radioaktive Gase wie ^{13}N, ^{16}N, ^{15}O und ^{41}Ar auf.
Die Konzentrationen dieser Gase überschreiten bei Beschleunigern hoher Quellstärke die zulässigen Werte.
Die Abluftkonzentrationen bei kontinuierlichem Betrieb einiger typischer Beschleuniger (15 MeV-Neutronengeneratoren, Kompakt-Zyklotron, Betatron) wurden abgeschätzt und in einem Fall mit Meßwerten verglichen. Die Übereinstimmung ist gut.
Die Frage der für kurzlebige radioaktive Stoffe zulässigen Ableitungswerte wird erneut zur Diskussion gestellt. Es werden Ableitungswerte vorgeschlagen, bei deren Berechnung nur die von der γ- bzw. Vernichtungsstrahlung hervorgerufene Dosis berücksichtigt wurde.

1. Einleitung

Beim Betrieb niederenergetischer Teilchenbeschleuniger (15 MeV-Neutronengeneratoren, Kompakt-Zyklotron und Betatrons) wird die Luft der Bestrahlungsräume durch Neutronen aktiviert.

Die hierbei entstehenden radioaktiven Gase und Aerosole werden mit der Abluft an die Umgebung abgegeben und tragen daher zur Strahlungbelastung von Personen bei, die sich in der Nähe der Beschleuniger aufhalten.

In den Ausschnitten aus der Nuklidkarte Bild 1 bis 3 sind die Reaktionen der Neutronen mit den drei wichtigsten Bestandteilen der Luft, Sauerstoff, Stickstoff und Argon sowie die entstehenden Radionuklide angegeben. Die wichtigsten Reaktionen sind durch ausgezogene Pfeile, stabile Nuklide durch Kreise hervorgehoben.

Die physikalischen Eigenschaften der durch Aktivierung der Raumluft entstehenden durchweg kurzlebigen Radionuklide sind in Spalte 2 bis 4 von Tabelle 1 eingetragen.
Der Vollständigkeit wegen ist auch Tritium berücksichtigt, welches in der Abluft von 15 MeV-Neutronengeneratoren mit offenem Targetsystem eine wichtige Rolle spielt. Vorliegender Bericht befaßt sich jedoch nicht mit Tritium-Problemen beim Betrieb von Beschleunigern.

2. Zulässige Konzentrationswerte bei der Ableitung von radioaktiven Stoffen mit der Abluft von niederenergetischen Teilchenbeschleunigern

Von den in der Raum- und Abluft von niederenergetischen Teilchenbeschleunigern zu erwartenden Radionukliden sind nur ^{41}Ar und ^{3}H in der Tabelle 2 (Konzentrationswerte radioaktiver Stoffe) der Ersten Strahlenschutzverordnung (1.StrlSchV) enthalten. Für die übrigen, nicht aufgeführten kurzlebigen Gase gilt daher der für "beliebige Gemische von radioaktiven

Stoffen, die frei von Alpha-Strahlern und von ^{90}Sr, ^{129}J, ^{210}Pb, ^{227}Ac, ^{228}Ra, ^{230}Pa, ^{241}Pu und ^{249}Bk sind", festgelegte Werte von $1 \cdot 10^{-9}$ µCi · cm^{-3}. In Anbetracht der Kurzlebigkeit der in der aktivierten Luft enthaltenen radioaktiven Gase ist dieser Wert ungerechtfertigt klein (siehe Spalte 6 der Tabelle 1). Hierauf wurde bereits von verschiedenen Autoren (1, 2, 3) hingewiesen.
Wesentlich sinnvoller ist die Anwendung der nach den ICRP-Empfehlungen (4) berechneten Konzentrationswerte.
Für ^{13}N, ^{15}O und ^{41}Ar wurden die hiernach berechneten Konzentrationswerte bereits von A.C. Georges et al. (5) und M. Höfert (1) angegeben. Sie sind in Spalte 7 der Tabelle 1 eingetragen. Wir haben die Ableitungswerte für die übrigen Radionuklide nach dem ICRP-Modell berechnet (siehe ebenfalls Spalte 7 der Tabelle 1). Hierbei haben wir die Zerfallsdaten nach (6) zugrunde gelegt.

Nach (4) wurde die zulässige Konzentration der bei niederenergetischen Teilchenbeschleunigern auftretenden Radionuklide unter der Voraussetzung berechnet, daß die Dosis, die Personen im Freien in der Umgebung der Beschleuniger erhalten, von einer unendlich großen halbkugelförmigen Wolke des radioaktiven Gases herrühren würde.
Es wird dabei angenommen, daß die Strahlung aus der radioaktiven Wolke eine viel höhere Dosis erzeugt als die durch Inkorporation des Gases im Körper absorbierte Dosis. Das kritische Organ ist also der Gesamtkörper.
Unter diesen Gegebenheiten beträgt die maximal zulässige Konzentration

$$(MZK)_L = \frac{2.6 \cdot 10^{-6}}{\Sigma(E)} \ \mu Ci/cm^3 \qquad (1)$$

mit:

$(MZK)_L$ = maximal zulässige Konzentration im Mittelpunkt einer unendlich großen halbkugelförmigen Gaswolke, die eine Dosisleistung von 0.1 rem/Woche erzeugt,

$\Sigma(E)$ = effektive Energie (MeV) je Zerfallsakt.

Bei den infrage kommenden Radionukliden handelt es sich um β^+- und β^--Strahler. Bei der Berechnung der effektiven Energie wurden daher die folgenden, ebenfalls bei (4) angegebenen Formeln verwendet:

$$\Sigma(E_{\beta^-}) = 0.33\ E_{\beta max} \cdot f(1-\frac{\sqrt{Z}}{50})(1+\frac{\sqrt{E_{\beta max}}}{4}) \qquad (2)$$

$$\Sigma(E_{\beta^+}) = 0.33\ E_{\beta max} \cdot f(1-\frac{\sqrt{E_{\beta max}}}{4})+2f(0.51)\cdot(1-e^{-\mu x}) \qquad (3)$$

$$\Sigma(E_\gamma) = E_\gamma \cdot f(1-e^{-\mu x}) \qquad (4)$$

Hierbei ist:

$\Sigma(E_{\beta^-})$, $\Sigma(E_{\beta^+})$ bzw. $\Sigma(E_\gamma)$ die effektive Energie der β^--, β^+- bzw. γ-Strahlung, $E_{\beta max}$ die maximale Energie der β-Strahlung, E_γ die Energie der γ-Strahlung, f der Bruchteil der Zerfälle, Z die Ordnungszahl, μ der Energieabsorptionskoeffizient in cm^{-1} und x cm der effektive Radius des kritischen Organs (Gesamtkörper, x = 30 cm).

Die Ergebnisse der Rechnungen sind in Spalte 7 der Tabelle 1 enthalten.
Die nach ICRP folgenden Konzentrationswerte (Spalte 7) sind wesentlich höher als die gegenwärtig geltenden Werte der 1. StrlSchV. Sie liegen aber dennoch sehr weit auf der sicheren Seite, da sich in der Praxis ein unendlich ausgedehnter Halbraum nicht ausbilden kann (die Gasfahne wird in der Regel senkrecht nach oben abgeleitet werden) und überdies nicht berücksichtigt wird, daß die β-Strahlen in Luft eine endliche Reichweite besitzen.

Führt man die Berechnung der Ableitungswerte unter der Voraussetzung durch, daß die Strahlung aus dem unendlichen Halbraum nur die γ-Komponente enthält, so ergeben sich die höheren Konzentrationswerte Spalte 8 der Tabelle 1. Auch diese Werte liegen noch auf der sicheren Seite und könnten daher ohne

Gefährdung der Umgebung als zulässige Ableitungswerte für kurzlebige radioaktive Stoffe in der Abluft von Teilchenbeschleunigern verwendet werden.

3. Konzentration von Radionukliden in der Abluft niederenergetischer Teilchenbeschleuniger

3.1 Berechnung der Abluftkonzentration

3.1.1 Kugelmodell

Bei der Berechnung der Abluftkonzentration bei 15 MeV-Neutronengeneratoren und Kompakt-Zyklotrons wurde angenommen, daß die durch die jeweilige Kernreaktion erzeugten schnellen Neutronen aus der punktförmigen Strahlenquelle (Target) isotrop abgestrahlt werden. Der Berechnung der Abluftkonzentration wurde daher das Kugelmodell zugrundegelegt (siehe Bild 4). Bei eingeschalteter Abluftanlage und homogener Durchmischung innerhalb des Raumes kann unter diesen Voraussetzungen die Summe der Konzentrationen der Radionuklide berechnet werden nach:

$$a = \sum_{i}^{n} a_i , \qquad (5)$$

wo a_i die Konzentration des einzelnen Radionuklides i bedeutet:

$$a_i = a_{si} \cdot (1 - e^{-(\lambda_i + \frac{\dot{V}}{V}) \cdot t}) \qquad (6)$$

$$a_{si} = \frac{3 \cdot 10^{-4}}{4\pi \cdot 3.7} \cdot \frac{S_{ni}}{R^2} \cdot \frac{\lambda_i}{\lambda_i + \frac{\dot{V}}{V}} \cdot \Sigma_{ai} \qquad (7)$$

(Sättigungsaktivität)

mit: $\lambda = \frac{\ln 2}{T}$ h^{-1} Zerfallskonstante

T	h	Halbwertzeit
$\dot{V}$	$m^3 \cdot h^{-1}$	Abluftvolumen
V	m^3	Raumvolumen
t	h	Betriebszeit
S_n	s^{-1}	Neutronen-Quellstärke
R	cm	Kugelradius

$\Sigma_{ai} = \frac{\varrho_i \cdot N_A}{A_i} \cdot \sigma_i \; cm^{-1}$ makroskopischer Wirkungsquerschnitt

$N_A = 6.023 \cdot 10^{23} \; mol^{-1}$

$A_i = g \cdot mol^{-1}$ Atomgewicht

$\sigma_i \; cm^2$ mikroskopischer Wirkungsquerschnitt

$\varrho_i \; g \cdot cm^{-3}$ Partialdichte der Target-Gasart

Da es sich bei den in Tabelle 1 aufgeführten Radionukliden um kurzlebige radioaktive Stoffe handelt, kann davon ausgegangen werden, daß bei kontinuierlichem Betrieb der Beschleuniger die Sättigungsaktivitätskonzentrationen in Raum- und Abluft tatsächlich erreicht werden.
Bei abgeschalteter Abluftanlage vereinfacht sich Gleichung (6) zu:

$$a_i = a_{si}(1-e^{-\lambda_i t}) \qquad (6a)$$

und Gleichung (7) zu:

$$a_{si} = \frac{3 \cdot 10^{-4}}{4\pi \cdot 3.7} \cdot \frac{S_{ni}}{R^2} \Sigma_{ai} \qquad (7a)$$

3.1.2 Kegelmodell

Beim Betatron besitzt die Bremsstrahlung eine starke Vorwärtsrichtung; die Bremsstrahlung des 45 MeV-Betatrons von Siemens wird z.B. nahezu quantitativ in einen Kegel mit dem Raumwinkel $\psi = 7^{o}$ abgestrahlt (siehe Bild 4).
Die Sättigungsaktivität a_{si} ist also in diesem Fall:

$$a_{si} = \frac{3 \cdot 10^{-4}}{tg^2\varphi \cdot \Pi \cdot 3.7} \cdot \frac{S_{\gamma i}}{R^2} \cdot \frac{\lambda_i}{\lambda_i + \frac{\dot{V}}{V}} \cdot \Sigma_{ai} \qquad (8)$$

Bei abgeschalteter Abluftanlage ist:

$$a_{si} = \frac{3 \cdot 10^{-4}}{tg^2\varphi \cdot \Pi \cdot 3.7} \cdot \frac{S_{\gamma i}}{R^2} \cdot \Sigma_{ai} \qquad (8a)$$

3.1.3 Nuklidspezifische und sonstige Daten

In Tabelle 2 sind die nuklidspezifischen Daten für die Berechnung der Aktivierung der Raum- und Abluft an zwei 15 MeV-Neutronengeneratoren angegeben. Hierzu wurden die Wirkungsquerschnitte nach (7) und (8) verwendet.

Bei der Berechnung der ^{41}Ar-Aktivität durch thermische Neutronen müssen Annahmen über den Bruchteil der schnellen Neutronen gemacht werden, welche durch Moderation in den Abschirmwänden thermalisiert werden. Dieser Anteil hängt insbesondere vom Wasserstoffgehalt der Abschirmungen ab und ist daher bei dem Neutronengenerator Elliott, dessen Abschirmung überwiegend aus Wasser besteht, größer als bei dem durch Schwerbeton abgeschirmten Beschleuniger Dynagen.
Aufgrund von früher von uns durchgeführten Messungen des Neutronenspektrums in der Umgebung der beiden Beschleuniger (9) wurde der Anteil der thermalisierten

Neutronen zu 0.1 (Dynagen) bzw. 0.5 (Elliott) angenommen.

Die sich so ergebenden, in Gleichung (7) verwendeten effektiven Quellstärken sind in Spalte 3 bzw. 4 von Tabelle 3 enthalten.
Diese Tabelle umfaßt darüberhinaus alle anderen bei den Berechnungen verwendeten technischen Daten der Beschleuniger bzw. der Beschleunigerräume.

Tabelle 4 enthält die nuklidspezifischen Daten, die für die Berechnung der Abluftkonzentration bei dem Kompakt-Zyklotron CV-28 der KFA Jülich verwendet wurden.
Den Aktivierungs-Rechnungen wurde das Neutronenspektrum der $^{9}Be\ (d,n)^{10}B$-Reaktion (siehe Bild 5) zugrundegelegt.
Aus Bild 5 ist am Beispiel der Aktivierung des Luftsauerstoffes durch die $^{16}O(n,p)^{16}N$-Reaktion erkennbar, daß nur ein geringer Teil der schnellen Neutronen dieses Spektrums, deren Energien größer als die Schwellwert-Energie der jeweiligen Aktivierungs-Reaktion sind, zur Aktivierung der Luft beiträgt.
Dies kommt in unterschiedlichen effektiven Quellstärken $S_n(eff)$ in Spalte 8 von Tabelle 4 zum Ausdruck.

In Tabelle 5 sind die nuklidspezifischen Daten für die Berechnung der Aktivierung der Raum- und Abluft bei Elektronenbeschleunigern eingetragen.
Ähnlich den Bedingungen bei dem Kompakt-Zyklotron wird bei Elektronenbeschleunigern nur ein geringer Teil der Bremsstrahlung aktivierungswirksam.
Dies ist in Bild 6 dargestellt. Nur die in den Energiebereich von 18 - 24 MeV fallenden Bremsstrahlungsquanten (etwa 10% aller Quanten des Spektrums) tragen zur Aktivierung der Luft durch (γ,n)-Reaktionen bei.

Die effektive Quellstärke S_γ(eff) wurde daher zu $9 \cdot 10^{12}\ s^{-1}$ angenommen.
Die gesamte Quellstärke S_γ des Betatrons wurde unter Verwendung von Dosisleistungsmessungen, über welche in (10) berichtet wurde, zu $S_\gamma = 9 \cdot 10^{13}\ s^{-1}$ berechnet.

Die in den Spalten von 5 und 6 von Tabelle 5 angegebenen Wirkungsquerschnitte sind Mittelwerte über den angegebenen Energiebereich.

3.1.4 Ergebnisse

Die Ergebnisse der Berechnung der Abluftkonzentrationen für die vier untersuchten Beschleuniger sind in Tabelle 6 eingetragen und den nach der 1. Strl.Sch.V. zulässigen Ableitungswerten (1/10 MZK) gegenübergestellt. Von wenigen Ausnahmen abgesehen, liegen alle errechneten Ableitungswerte über den zur Zeit zulässigen Werten.

Daher müssen im Grunde für diese Beschleuniger Ausnahmegenehmigungen nach § 34 der 1. Strl.Sch.V. erwirkt werden.
Völlig anders müssen die Ergebnisse beurteilt werden, wenn sie mit den von uns neu berechneten, nur die γ-Komponente berücksichtigenden Ableitungswerten verglichen werden. In diesem Falle liegt nur bei einem Beschleuniger (Dynagen) die Konzentration des kurzlebigen ^{16}N geringfügig über dem berechneten Ableitungswert.

3.2 Messungen

Bisher konnten Messungen der Abluftkonzentration nur am 15 MeV-Neutronengenerator Dynagen durchgeführt werden.

Hierzu wurde ein mit ^{41}Ar kalibrierter Großflächenzähler in der in Bild 7 dargestellten Meßanordnung verwendet.

Die Ergebnisse stimmen, wie aus Bild 8 hervorgeht, sehr gut mit der berechneten Abluftkonzentration überein.

4. Diskussion

Die Konzentration radioaktiver Gase oder Aerosole in der Abluft von niederenergetischen Teilchenbeschleunigern liegt, abhängig von der Leistung der installierten Abluftanlage, je nach Nuklid zwischen 10^{-12} und etwa 10^{-7} µCi/cm^3 und damit bei den meisten Nukliden über den nach der 1. Strl.Sch.V. zulässigen Ableitungswerten (1/10 MZK-Werten).

In Anbetracht der Kurzlebigkeit dieser Nuklide sind die Werte der 1. Strl.Sch.V. jedoch ungerechtfertigt klein und müssen wesentlich angehoben werden.

Vergleicht man die für die vier Beschleuniger ermittelten Ableitungswerte miteinander, erkennt man, daß die Konzentrationen an dem Neutronengenerator Dynagen bei einigen Nukliden höher sind als an dem Kompakt-Zyklotron CV-28. Dies hängt damit zusammen, daß die Leistung der Abluftanlage des Kompakt-Zyklotrons wesentlich höher ist als die Abluftleistung der Anlage am Neutronengenerator Dynagen.

Berechnet man die Wochenemission der vier Beschleuniger, sieht man (siehe Tabelle 7), daß die Wochenemission des Kompakt-Zyklotrons, entsprechend der wesentlich höheren Quellstärke dieses Beschleunigers, weitaus am größten ist.

Insgesamt zeigt jedoch Tabelle 7, daß die Ableitung radioaktiver Gase und Aerosole mit der Abluft niederenergetischer Teilchenbeschleuniger relativ gering ist.

Wegen der Kurzlebigkeit der vorkommenden Radionuklide, insbesondere ^{16}N, können die Wochenemissionen noch wesentlich verringert werden, wenn durch Verlängerung der Abluftleitung die Abgabe der Abluft an die Umgebung verzögert wird. Die Abluftkonzentration ist dagegen insbesondere abhängig von der Größe des Bestrahlungsraumes und der Leistung der Abluftanlage.

5. Literatur

(1) M. Höfert: "Strahleninduzierte Luftaktivität in Hochenergiebeschleunigern", 4. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz, Berlin, 1969

(2) R. Jahr: "Luftaktivierung und Luftwechselzahlen für die Beschleunigeranlage der PTB", Int.Bericht, PTB-Neutr. Dos. Nr.2, 6.5, 1969

(3) P.F. Sauermann: "Erfahrungen bei der Raum- und Abluftüberwachung an niederenergetischen Teilchenbeschleunigern", Kolloquium Raum- und Abluftüberwachung auf Radioaktivität, Karlsruhe 1973

(4) ICRP Publication 2: Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, Report of Committee II (1959)

(5) A.C. Georges et al.: "Evalution of the Hazards from radioactive gas and ozone at linear electron accellerators", Proc. USAEC first Symp. on accelerator radiation dosimetry and experiance, 1965

(6) M. Lederer et al.: "Table of Isotopes", 6th ed., New York, 1967

(7) R.J. Howerton et al.: UCRL-14000, 1964

(8) J.R. Stehn et al.: BNL 325, 2nd Ed. Suppl.2, 1964

(9) P.F. Sauermann, W. Schäfer: Proc.IAEA-Symposium on Neutron Monitoring for Radiation Protection Purposes, Wien, 1972

(10) H.J. Rassow: Strahlentherapie, 136/2, 1968, S. 183

Radionuklid	Halbwertzeit	$E_{\beta max}$ MeV	E_{γ} MeV	Krit. Organ	Ableitungswert (1/10 MZK) I	II	III
^{13}N	9.97m	β^{+}1.19(100%)	1.02^{x}	Gesamtkörper (Submersion)	$1\cdot10^{-10}$	$2.3\cdot10^{-7}$	$4.2\cdot10^{-7}$
^{16}N	7.35s	β^{-}10.40(26%) 4.27(74%)	7.10(5%) 6.13(69%) 2.25(1%)	"	$1\cdot10^{-10}$	$5.4\cdot10^{-8}$	$1.4\cdot10^{-7}$
^{15}O	2.1 m	β^{+}1.74(100%)	1.02^{x}	"	$1\cdot10^{-10}$	$2.0\cdot10^{-7}$	$4.2\cdot10^{-7}$
^{19}O	29.1 s	β^{-}4.60(100%)	1.37(59%) 0.20(97%)	"	$1\cdot10^{-10}$	$9.5\cdot10^{-8}$	$3.4\cdot10^{-7}$
^{37}S	5.07m	β^{-}4.70(10%) 1.60(90%)	3.1 (90%)	"	$1\cdot10^{-10}$	$1.2\cdot10^{-7}$	$1.5\cdot10^{-7}$
^{39}Cl	55.5 m	β^{-}3.45(7%) 2.18(8%) 1.91(85%)	1.52(46%) 1.27(49%) 0.25(49%)	"	$1\cdot10^{-10}$	$1.3\cdot10^{-7}$	$2.4\cdot10^{-7}$
^{40}Cl	1.42m	β^{-}7.50(100%)	1.46(100%) 2.83(100%)	"	$1\cdot10^{-10}$	$4.3\cdot10^{-8}$	$8.8\cdot10^{-8}$
^{41}Ar	1.85h	β^{-}1.20(99%) 2.49(o.8%)	1.29(99%)	"	$4\cdot10^{-8}$	$2.0\cdot10^{-7}$	$2.7\cdot10^{-7}$
^{3}H	12.26a	β^{-}0.0186(100%)	HTO	Gesamtkörper (Inkorporation)	$2.0\cdot10^{-7}$	$8.0\cdot10^{-7}$	
			T_2	Haut		$2.0\cdot10^{-4}$	

Zulässige Konzentrationswerte in der Abluft von niederenergetischen Teilchenbeschleunigern
I: 1. Strl.SchV. II: ICRP, 0.5 rem/a. III: ICRP, 0.5 rem/a, nur γ - bzw. Vernichtungsstrahlung^{x}.

Tabelle 1

Target-kern	Partial-dichte $g \cdot cm^{-3}$	Reaktion	Radio-nuklid	Wirkungsquerschnitt σ cm^2	Wirkungsquerschnitt Σ cm^{-1}	Energie MeV	Halbwert-zeit	Zerfalls-konstante λ h^{-1}
^{14}N	$8.96 \cdot 10^{-4}$	(n,2n)	^{13}N	$7.9 \cdot 10^{-27}$	$3.05 \cdot 10^{-7}$	14.7	9.97m	4.15
^{16}O	$2.75 \cdot 10^{-4}$	(n,p)	^{16}N	$3.7 \cdot 10^{-26}$	$3.83 \cdot 10^{-7}$	14.7	7.35s	337
^{18}O	$4.90 \cdot 10^{-7}$	(n,γ)	^{19}O	$1.5 \cdot 10^{-26}$	$2.46 \cdot 10^{-10}$	14.7	29.1 s	85.7
^{40}Ar	$1.52 \cdot 10^{-5}$	(n,α)	^{37}S	$2.4 \cdot 10^{-26}$	$5.49 \cdot 10^{-9}$	14.7	5.07m	8.31
^{40}Ar	$1.52 \cdot 10^{-5}$	(n,np n,d)	^{39}Cl	$2.9 \cdot 10^{-27}$	$6.64 \cdot 10^{-10}$	14.7	55.5 m	0.742
^{40}Ar	$1.52 \cdot 10^{-5}$	(n,p)	^{40}Cl	$2.5 \cdot 10^{-27}$	$5.72 \cdot 10^{-9}$	14.7	1.42m	29.6
^{40}Ar	$1.52 \cdot 10^{-5}$	(n_{th},γ)	^{41}Ar	$6.1 \cdot 10^{-25}$	$1.40 \cdot 10^{-7}$	th	1.85h	0.375

Tabelle 2:

Aktivierung von Raum- und Abluft bei 15 MeV-Neutronen-generatoren. Nuklidspezifische Daten.

Größe	Symbol	Neutronengeneratoren		Kompakt-Zyklotron	Betatron
		Dynagen I	Elliott II	CV-28	
Effektive Quellstärke s^{-1}	$S_{n,\gamma}(eff)$	$5 \cdot 10^{10}$	10^{10}	$1.5 \cdot 10^{11} - 1.5 \cdot 10^{12}$	$9 \cdot 10^{12}$
Kugelradius bzw. Kegelhöhe cm	R	200	75	250	500
Kugel- bzw. Kegelvolumen m^3	V_{eff}	30	1.8	65	1.96
Raumvolumen m^3	V	57	22	65	213
Abluftmenge $m^3 \cdot h^{-1}$	$\dot{V}$	$8.3 \cdot 10^2$	$6.8 \cdot 10^2$	$1.95 \cdot 10^4$	2130
Verdünnungs-faktor	V/V_{eff}	28	378	300	1087

Tabelle 3:

Konzentration radioaktiver Gase in der Raum- und Abluft von niederenergetischen Teilchenbeschleunigern. Bei den Berechnungen verwendete Daten

Target-kern	Partial-dichte $g \cdot cm^{-3}$	Reaktion	Radio-nuklid	Wirkungsquerschnitt σ_{eff} cm^2	Wirkungsquerschnitt Σ cm^{-1}	Energie-bereich MeV	$S_n(eff)$ s^{-1}	Halb-wert-zeit	Zerf. konst. te λ h^{-1}
^{14}N	$8.96 \cdot 10^{-4}$	(n,2n)	^{13}N	$5.0 \cdot 10^{-27}$	$1.94 \cdot 10^{-7}$	10-16	$1.5 \cdot 10^{11}$	9.97m	4.15
^{16}O	$2.75 \cdot 10^{-4}$	(n,p)	^{16}N	$4.0 \cdot 10^{-26}$	$4.12 \cdot 10^{-7}$	10-16	$1.5 \cdot 10^{11}$	7.35s	337
^{18}O	$4.90 \cdot 10^{-7}$	(n,γ)	^{19}O	$2.0 \cdot 10^{-28}$	$2.70 \cdot 10^{-9}$	th	$1.5 \cdot 10^{11}$	29.1 s	85.7
^{40}Ar	$1.52 \cdot 10^{-5}$	(n,α)	^{37}S	$5.0 \cdot 10^{-27}$	$1.14 \cdot 10^{-9}$	5-9	$1.5 \cdot 10^{12}$	5.07m	8.31
				$2.4 \cdot 10^{-26}$	$5.49 \cdot 10^{-9}$	14.7	$1.5 \cdot 10^{11}$		
^{40}Ar	$1.52 \cdot 10^{-5}$	(n,np) (n,d)	^{39}Cl	$2.9 \cdot 10^{-27}$	$6.60 \cdot 10^{-10}$	14.7	$1.5 \cdot 10^{11}$	55,5 m	0.742
^{40}Ar	$1.52 \cdot 10^{-5}$	(n,p)	^{40}Cl	$2.5 \cdot 10^{-26}$	$5.70 \cdot 10^{-9}$	14.7	$1.5 \cdot 10^{11}$	1.42m	29.6
^{40}Ar	$1.52 \cdot 10^{-5}$	(n_{th},γ)	^{41}Ar	$6.1 \cdot 10^{-25}$	$1.40 \cdot 10^{-7}$	th	$3.0 \cdot 10^{11}$	1.85h	0.375

KFA

Aktivierung von Raum- und Abluft bei Kompakt-Zyklotrons
Nuklidspezifische Daten

Tabelle 4:

Target-kern	Partial-dichte $g \cdot cm^{-3}$	Reaktion	Radio-nuklid	Wirkungsquerschnitt σ cm^2	Wirkungsquerschnitt Σ cm^{-1}	Energie-bereich MeV	S_γ(eff) s^{-1}	Halb-wert-zeit	Zerf.-konst. λ h^{-1}
^{14}N	$8.96 \cdot 10^{-4}$	(γ,n)	^{13}N	10^{-26}	$3.85 \cdot 10^{-7}$	18-24	$9 \cdot 10^{12}$	9.97m	4.15
^{16}O	$2.75 \cdot 10^{-4}$	(γ,n)	^{15}O	$6 \cdot 10^{-27}$	$6.21 \cdot 10^{-8}$	18-24	$9 \cdot 10^{12}$	2.1 m	19.8

KFA

Aktivierung von Raum- und Abluft bei Elektronenbeschleunigern. Nuklidspezifische Daten.

Tabelle 5:

Radio-nuklid	Abluftkonzentration $\mu Ci/cm^3$				Ableitungswert (1/10 MZK)	
	Neutronen-generator I Dynagen	Neutronen-generator II Elliott	Kompakt-zyklotron	Betatron	1.Strl.Sch.V.	ICRP nur γ-Anteil
^{13}N	$4.1 \cdot 10^{-8}$	$3.1 \cdot 10^{-9}$	$3.0 \cdot 10^{-8}$	$6.7 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-10}$	$4.2 \cdot 10^{-7}$
^{16}N	$2.0 \cdot 10^{-7}$ +	$8.6 \cdot 10^{-8}$ +	$1.1 \cdot 10^{-7}$ +	---	$1 \cdot 10^{-10}$	$1.4 \cdot 10^{-7}$
^{15}O	---	---	---	$3.5 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-10}$	$4.2 \cdot 10^{-7}$
^{19}O	$2.0 \cdot 10^{-10}$	$4.3 \cdot 10^{-11}$	$1.4 \cdot 10^{-9}$	---	$1 \cdot 10^{-10}$	$3.4 \cdot 10^{-7}$
^{37}S	$1.4 \cdot 10^{-9}$	$1.1 \cdot 10^{-10}$	$4.0 \cdot 10^{-9}$	---	$1 \cdot 10^{-10}$	$1.5 \cdot 10^{-7}$
^{39}Cl	$1.5 \cdot 10^{-11}$	$1.2 \cdot 10^{-12}$	$2.4 \cdot 10^{-11}$	---	$1 \cdot 10^{-10}$	$2.4 \cdot 10^{-7}$
^{40}Cl	$3.3 \cdot 10^{-9}$	$3.9 \cdot 10^{-10}$	$2.2 \cdot 10^{-9}$	---	$1 \cdot 10^{-10}$	$8.8 \cdot 10^{-8}$
^{41}Ar	$2.0 \cdot 10^{-10}$	$6.6 \cdot 10^{-11}$	$5.2 \cdot 10^{-9}$	---	$4 \cdot 10^{-8}$	$2.7 \cdot 10^{-7}$
Summe	$2.5 \cdot 10^{-7}$	$9.0 \cdot 10^{-8}$	$1.5 \cdot 10^{-7}$	$1.0 \cdot 10^{-7}$		

KFA

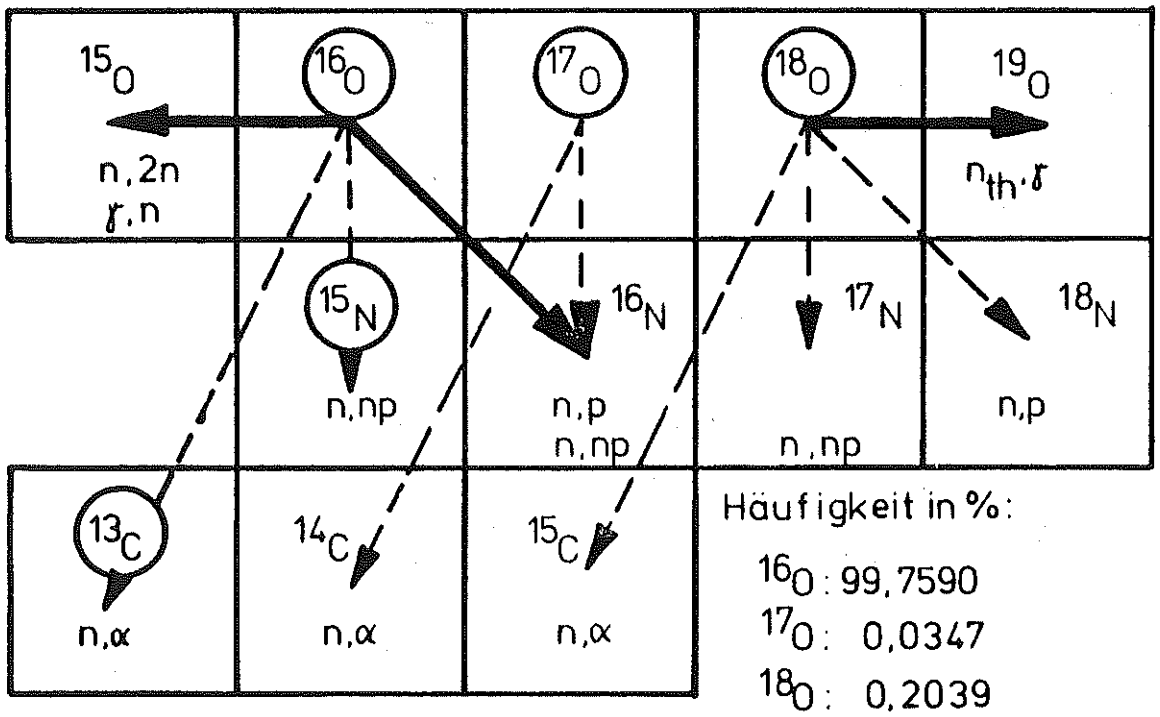
Tabelle 6:
Abluftkonzentration niederenergetischer Teilchenbeschleuniger bei kontinuierlichem Betrieb (Sättigungsaktivität erreicht).

+ Die Verweilzeit des Gases in der Abluftleitung entspricht 1 HWZ

Radionuklid	Wochenemission mCi/W			
	Neutronengenerator I Dynagen	Neutronengenerator II Elliott	Kompaktzyklotron CV-28	Betatron
^{13}N	4.7	0.063	17.6	4.4
^{16}N	23.0+	1.754+	64.4+	-
^{15}O	--	--	--	2.3
^{19}O	0.023	0.001	0.819	-
^{37}S	0.115	0.002	2.340	-
^{39}Cl	0.002	--	0.014	-
^{40}Cl	0.379	0.008	1.287	-
^{41}Ar	0.023	0.001	3.042	-
Summe	28.242	1.830	92.544	6.7

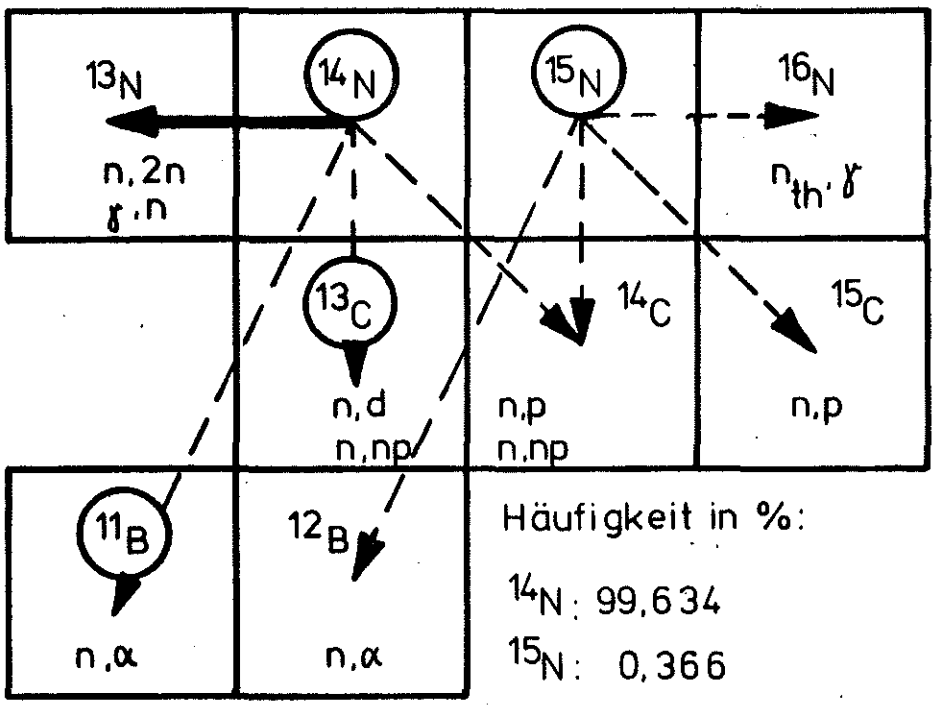
Tabelle 7: Wochenemission niederenergetischer Teilchenbeschleuniger bei Dauerbetrieb (30 h/W)

+Die Verweilzeit des Gases in der Abluftleitung entspricht 1 HWZ



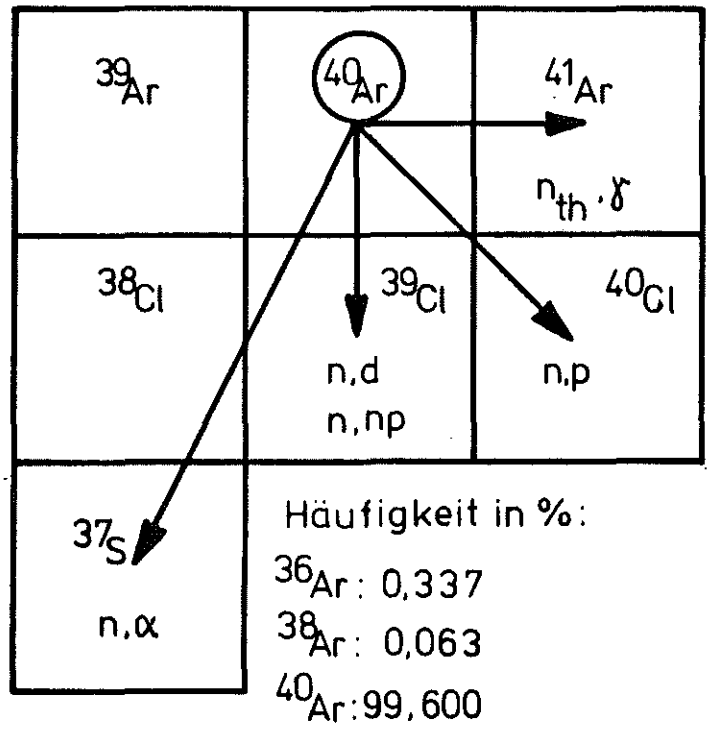
Aktivierung des Luftsauerstoffes durch (n,2n)-,(n,p)-,(n,γ)-,(n,α)- und (n,np)- Reaktionen.

Bild 1



Aktivierung des Luftstickstoffes durch (n,2n)-,(n,p)-,(n,γ)-,(n,d)-, (n,α)- und (n,np)-Reaktionen.

Bild 2



Aktivierung von Argon durch (n,p)-, (n,γ)-, (n,α) und (n,np)-Reaktionen.

Bild 3

$$a = \sum_{i}^{n} a_i$$

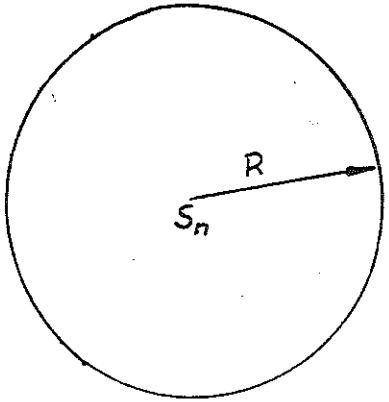
$$a_i = a_{si}\left(1-e^{-(\lambda_i + \frac{\dot{V}}{V})t}\right)$$

$$a_{si} = \frac{1}{V} \cdot \Sigma_{ai} \cdot S_{ni} \cdot R \cdot \frac{\lambda_i}{\lambda_i + \frac{\dot{V}}{V}}$$

<u>Kugelmodell:</u>

$$V = \frac{4}{3}\pi R^3$$

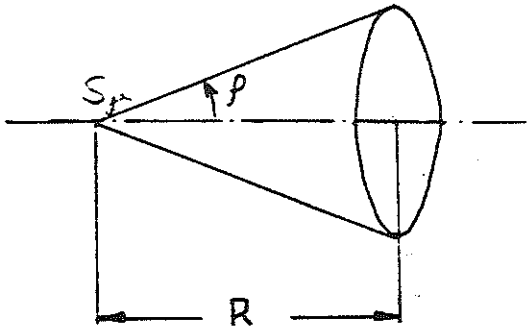
$$a_{si} = \frac{3 \cdot 10^{-4}}{4\pi \cdot 3.7} \cdot \frac{S_{ni}}{R^2} \cdot \frac{\lambda_i}{\lambda_i + \frac{\dot{V}}{V}} \cdot \Sigma_{ai}$$



<u>Kegelmodell:</u>

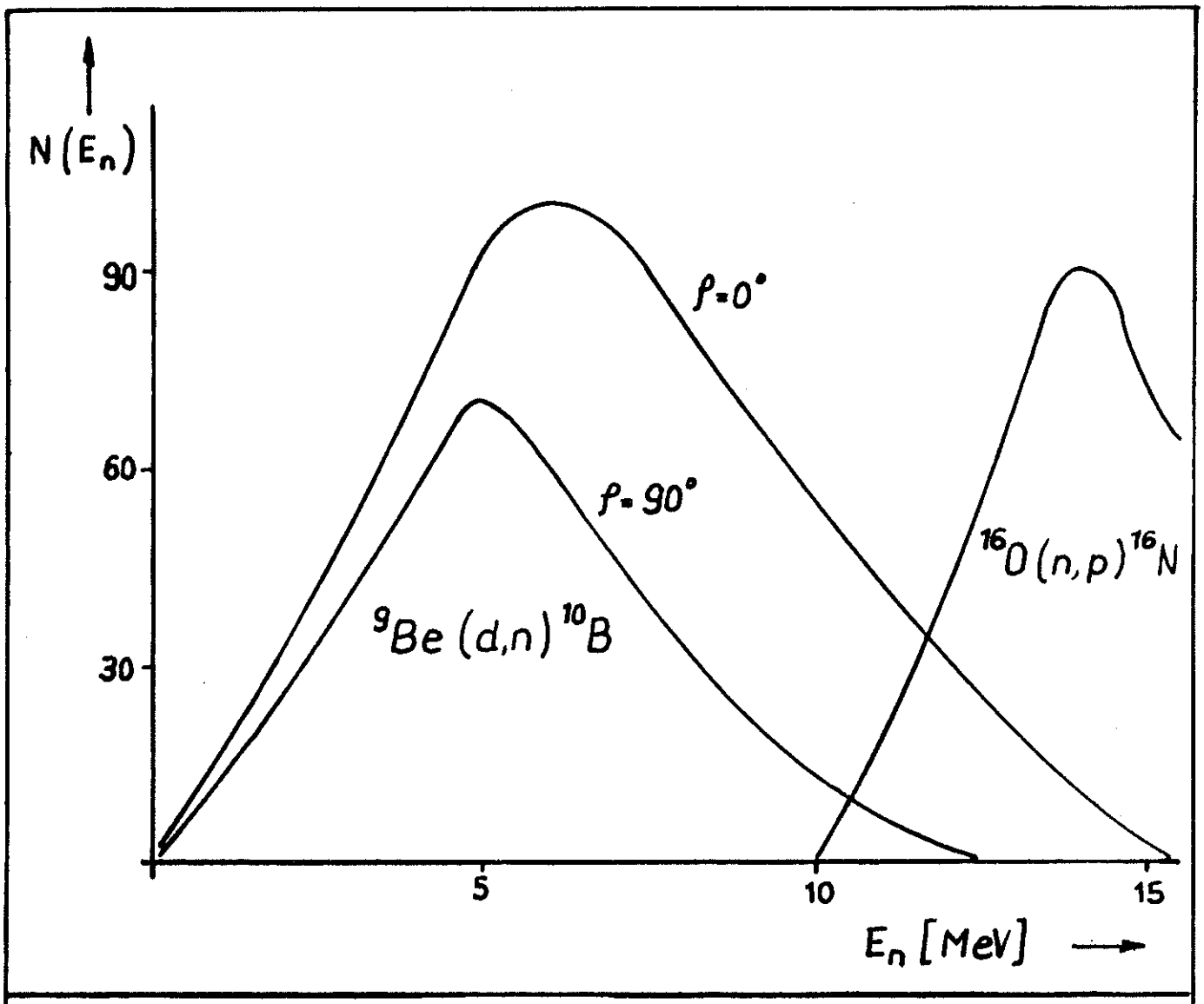
$$V = \frac{tg^2 \varphi}{3} \pi R^3$$

$$a_{si} = \frac{3 \cdot 10^{-4}}{tg^2 \varphi \cdot \pi \cdot 3.7} \cdot \frac{S_{\varphi i}}{R^2} \cdot \frac{\lambda_i}{\lambda_i + \frac{\dot{V}}{V}} \cdot \Sigma_{ai}$$



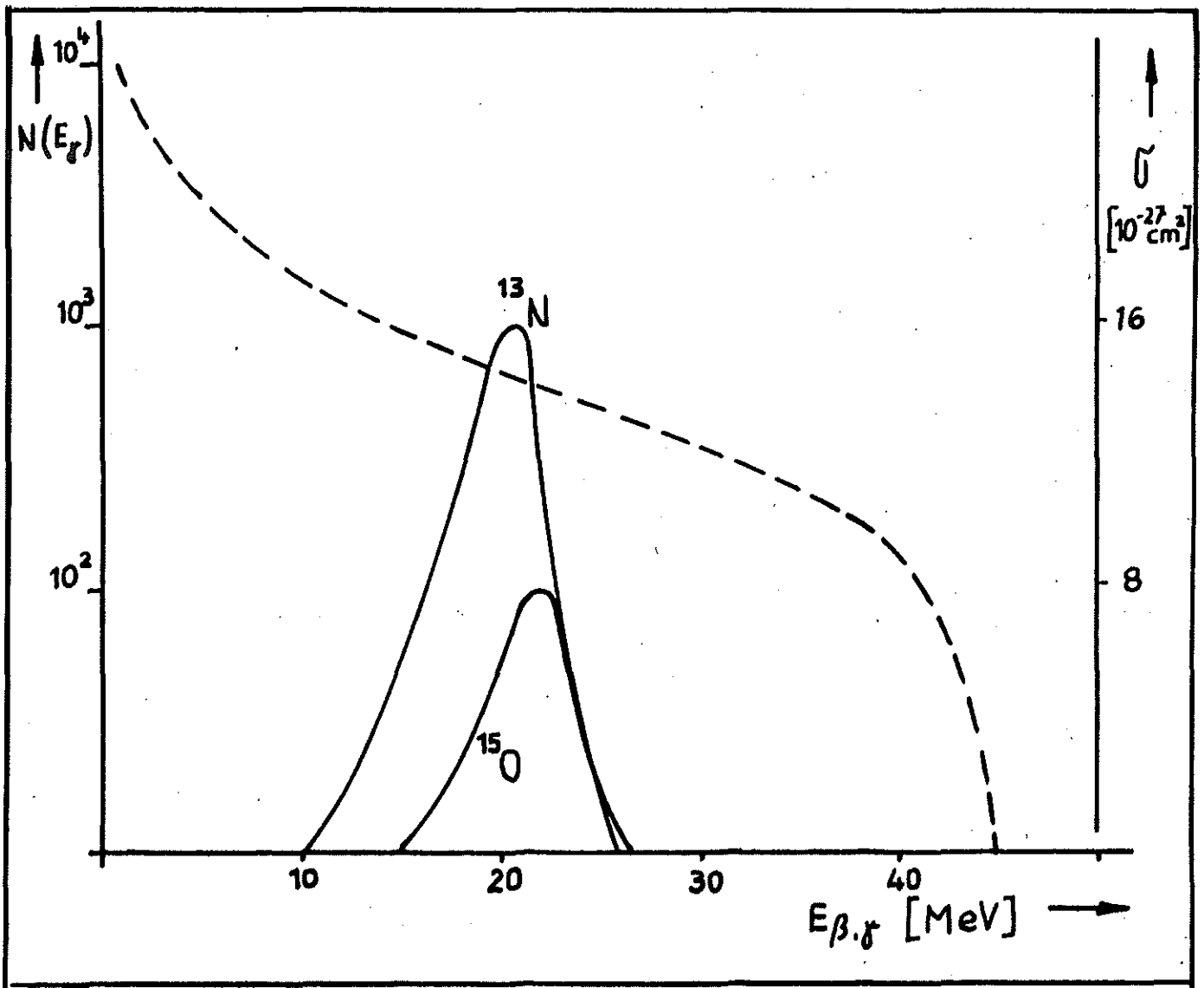
Berechnung der Abluftkonzentrationen nach dem Kugelmodell (Neutronengenerator, Kompaktzyklotron) und Kegelmodell (Betatron)

Bild 4



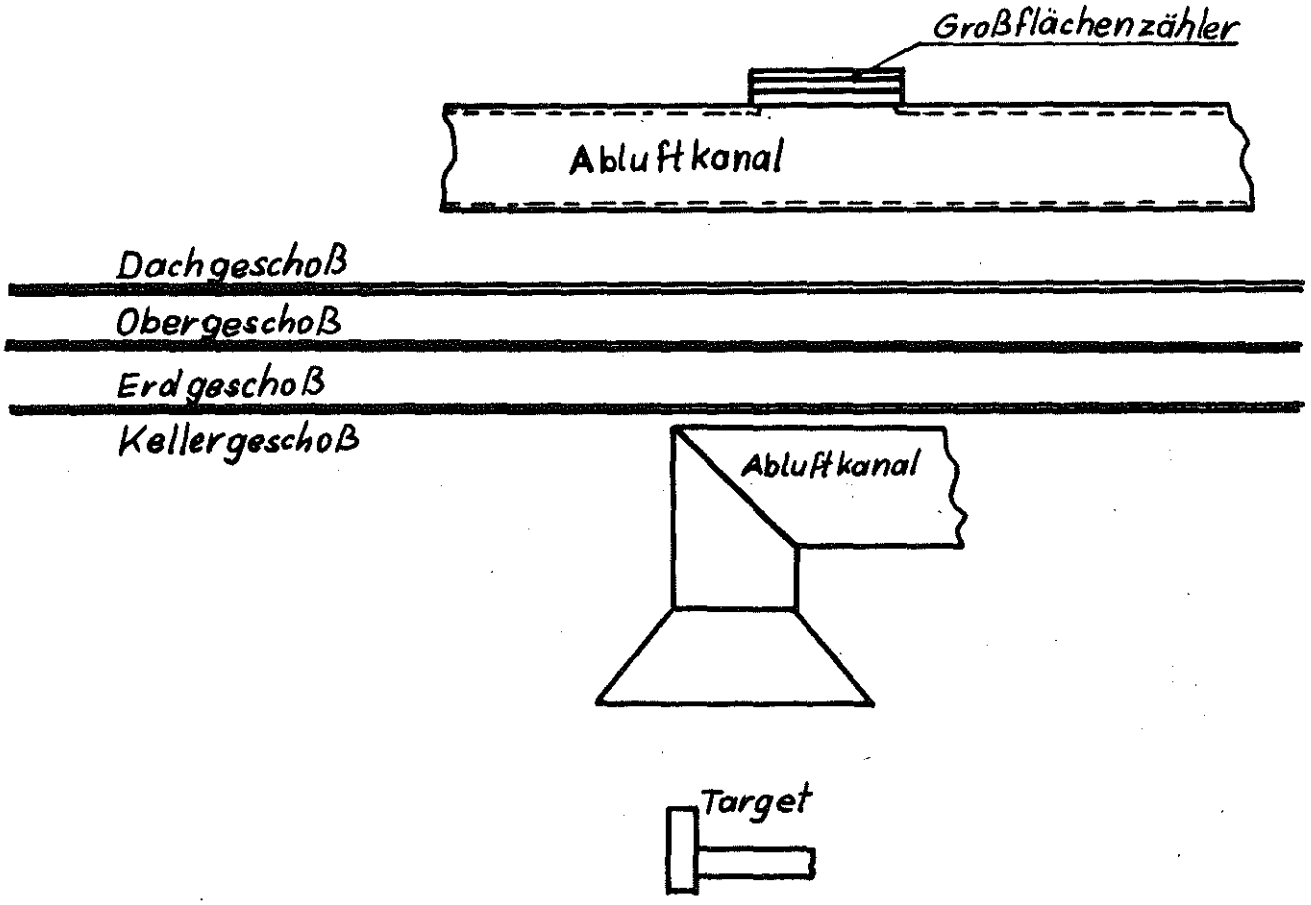
Neutronenspektrum der $^{9}Be(d,n)^{10}B$-Reaktion (E_d=14 MeV) und Wirkungsquerschnitt der $^{16}O(n,p)^{16}N$-Reaktion als Funktion der Neutronenenergie.

Bild 5



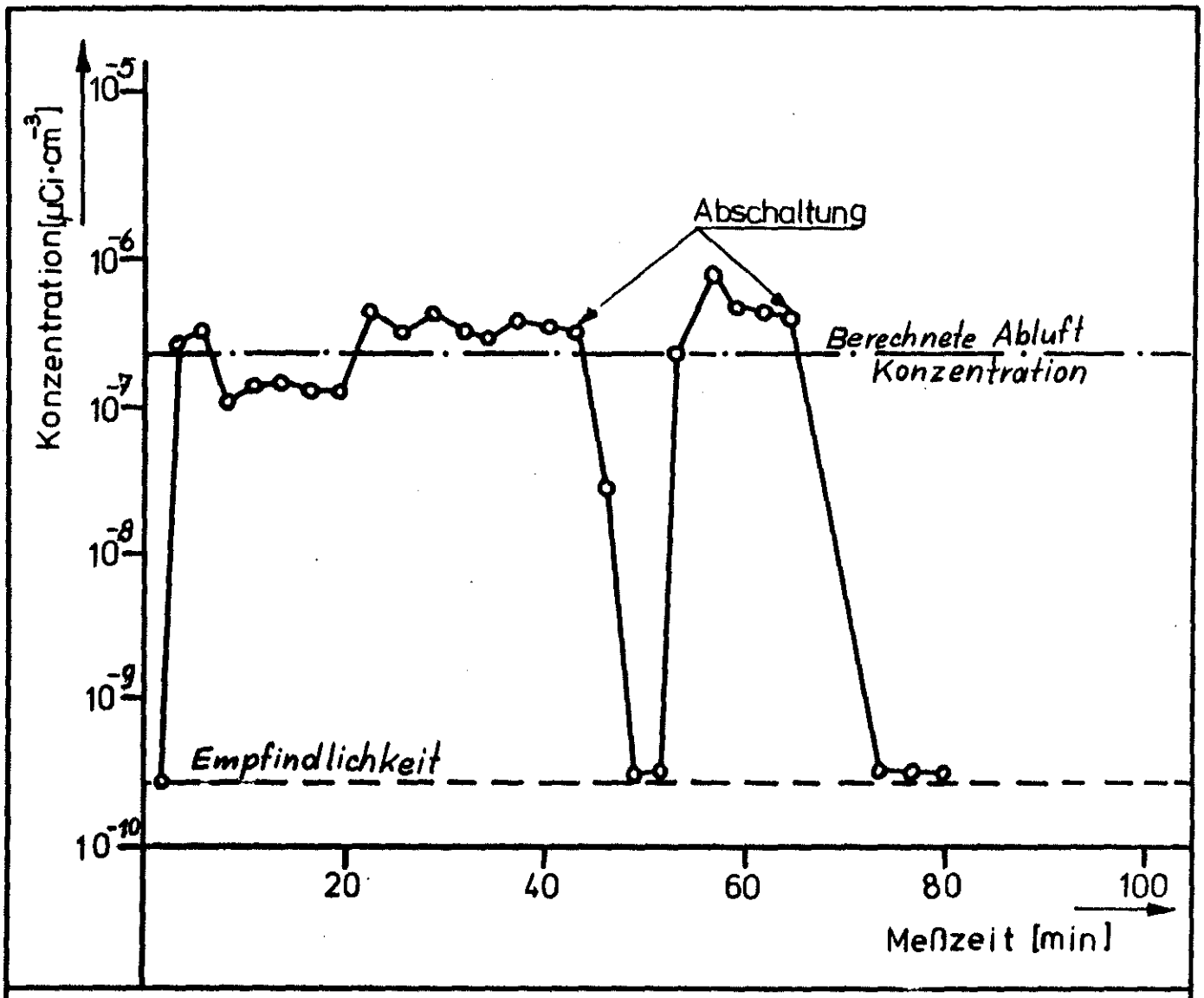
Bremsstrahlungsspektrum und Wirkungsquerschnitte für die (γ,n)-Reaktion als Funktion der Energie der Bremsstrahlung.

Bild 6



Meßanordnung zur Messung der Konzentration radioaktiver Stoffe in der Abluft des Neutronengenerators Dynagen.

Bild 7



Konzentration radioaktiver Gase in der Abluft des Neutronengen. Dynagen.

Bild 8

Vortrag bei der Jahrestagung des Fachverbandes Strahlenschutz
Helgoland, 23. - 28. September 1974

"Ein Verfahren zur Untersuchung der Emissionen von Kernkraftwerken auf ihren Gehalt an einzelnen Radionukliden"*)

von
R. Wolter und J. Arndt

Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene
des Bundesgesundheitsamtes
1 Berlin 33, Corrensplatz 1.

*)Dieser Vortrag ist eine gekürzte Fassung des WaBoLu-Berichtes 16/74 von R. Wolter und J. Arndt "Ein Routineverfahren zur Bestimmung von Radionukliden in den Emissionen von Kernkraftwerken"
Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Berlin, September 1974

Ende der sechziger Jahre war abzusehen, daß Kernkraftwerke in größerer Zahl errichtet werden müssen, um die Stromversorgung in der Bundesrepublik Deutschland sicherzustellen. Bei der Planung dieser Kraftwerke, insbesondere bei der Standortwahl, ist zu berücksichtigen, inwieweit die Umwelt durch die Emission radioaktiver Stoffe beeinflußt werden kann. Das erfordert die Durchführung radioökologischer Analysen für jeden Standort. Bei solchen Arbeiten [1] [2] erwies sich die bisherige Regelung zur Erfassung radioaktiver Emissionen, nach der lediglich die Bestimmung einer Gesamtaktivität gefordert wurde, als nicht ausreichend für die Beurteilung der möglichen Auswirkungen solcher Emissionen. Deshalb wurde eine Neuregelung der Erfassung radioaktiver Emissionen angestrebt, um die Art und Menge der einzelnen Radionuklide zu bestimmen [3].

Im Rahmen eines Forschungsvorhabens des BMI wurde Ende 1969 mit der Entwicklung eines entsprechenden Untersuchungsverfahrens begonnen, das im Hinblick auf den Einsatz im Kernkraftwerk besonders darauf zielte, größtmögliche Einfachheit und minimalen Arbeitsaufwand mit ausreichender Empfindlichkeit und Genauigkeit zu verbinden.

Dank der Mitarbeit aller Betreiber von Kernkraftwerken in der Bundesrepublik Deutschland konnte das Verfahren entwickelt werden, mit dem seit 1972 alle Abgaben radioaktiver Abwässer von uns vollständig erfaßt und untersucht werden [4] [5].

Die hier geschilderte Methode zur Bestimmung von γ-Strahlern wurde auch zeitweilig für die Untersuchung von Aerosol- und Jodfiltern, die mit der Abluft der Kernkraftwerke beaufschlagt waren, eingesetzt.

Die Arbeiten an diesem Untersuchungsverfahren sind noch nicht abgeschlossen. Zur Erfassung von α-Strahlern, insbesondere Plutonium sowie einiger langlebiger β-Strahler werden Routinemethoden entwickelt, und auch die anzustrebende Einbeziehung anderer Emittenten als der Kernkraftwerke wird noch einige Probleme aufwerfen.

1. Anforderungen an das Verfahren

Um im Routinebetrieb in einem Kernkraftwerk anwendbar zu sein und den Anforderungen des Strahlenschutzes zuverlässig zu genügen, muß ein solches Verfahren drei Forderungen erfüllen:

a.) Alle radioaktiven Stoffe, die zu einer Strahlenbelastung der Bevölkerung beitragen können, müssen hinreichend empfindlich erfaßt werden.

b.) Der Arbeitsaufwand muß so weit wie möglich reduziert werden; die noch auszuführenden Arbeiten dürfen nicht nur mit hochqualifiziertem Personal zu bewältigen sein.

c.) Die gewonnenen Resultate müssen sich leicht so weit verdichten lassen, daß eine zuverlässige Beurteilung der Emissionen möglich ist.

Voruntersuchungen an Kernkraftwerksabwässern zeigten [6], daß alle wichtigen Radionuklide durch drei Untersuchungsgänge zu erfassen sind:

γ-spektroskopische Untersuchung (hochauflösend)
Radiostrontiumbestimmung
Tritiumbestimmung

Der Arbeitsaufwand für diese Untersuchungen konnte durch konsequente Anwendung einer EDV-Anlage stark gesenkt und bei der γ-Spektrometrie auf einfache Hantierungen reduziert werden. Die Tritiumbestimmung ist unkompliziert, so daß nur die Radiostrontium-Bestimmung qualifizierte Arbeit erfordert, die jedoch auch verringert werden konnte.

In unserem Untersuchungsverfahren sind die drei Untersuchungsgänge in der in Abb. 1 dargestellten Weise verknüpft.

2. Bestimmung der γ-strahlenden Nuklide

2.1 Meßanordnung

Für die Aufnahme der γ-Spektren stehen zwei 4000-Kanal-Analysatoren (Intertechnique DIDAC-4000) mit je einem koaxial gedrifteten GeLi-Detektor von 28 cm^3 empfindlichem Volumen und einer Halbwertbreite von 2,8 keV in 10 cm Pb-Abschirmung zur Verfügung. Die Analysatoren sind für Peak- und Nullpunktlage stabilisiert.

Die Ausgabe der Spektren erfolgt beider einen Anordnung mit einem Lochstreifenstanzer (TALLY), bei der anderen auf 9-Spur-Magnetband (Ampex).
Für die Auswertung steht die IBM 1130-Rechenanlage des Bundesgesundheitsamtes zur Verfügung, in die die Spektren vom Lochstreifen bzw. Magnetband eingelesen werden. Diese Maschine verfügt über 32K Worte Kernspeicher, 4 Plattenlaufwerke, 2 Magnetbandeinheiten, Lochstreifenleser, Lochkarten-Leser-Stanzer und Schnelldrucker.

2.2 Vorarbeiten

Um die γ-Spektren der Proben automatisch auszuwerten, sind eine Reihe von Daten notwendig, die vor Aufnahme der Untersuchungen bestimmt und im Rechner gespeichert werden müssen, wozu besondere Programme entwickelt wurden.

a.) Katalog der Radionuklide, die bei der Identifizierung der gefundenen Peaks zu berücksichtigen sind (Nuklid-Kataloge).
b.) Listen der Peaks, die aus dem Nulleffekt stammen (Backgrounds)
c.) Koeffizienten der Funktion der Zählausbeute gegen γ-Energie (Ausbeutekoeffizienten).

2.2.1 Nuklidkatalog

In unserem Auswertungsprogramm können bis zu 50 Radionuklide bei der Interpretation des Spektrums berücksichtigt werden. Diese Nuklide sind nach unseren Erfahrungen bei der Abwasser-Untersuchung ausgewählt, die Daten sind aus [7] [8] [9] zusammengestellt.

Für jedes Nuklid sind zu speichern:

Name
Halbwertszeit
bis zu 15 Photolinien mit γ-Energie und Intensität (Zahl der γ-Quanten/Zerfall)
Zahl der Hauptlinien

Die Photolinien sind in Haupt- und Nebenlinien eingeteilt. "Hauptlinien" nennen wir die intensivste Linie und alle weiteren Linien, deren Intensität wenigstens halb so groß wie die der intensivsten ist. Im Katalog stehen die Hauptlinien jeweils auf den ersten Plätzen, ihre Zahl ist gesondert angegeben.

Die erste Hauptlinie im Katalog bezeichnen wir als "Charakteristische Linie" des Nuklids, sie muß nicht immer die intensivste sein. Sie ist bei der Identifizierung immer dem betreffenden Nuklid fest zugeordnet.

2.2.2 Background

Als Background werden nur die Teile des Nulleffekt-Spektrums bei der Auswertung eliminiert, die als Photolinien über dem kontinuierlichen Untergrund liegen. Es ist nicht möglich, einen einmal aufgenommenen Nulleffekt von einem gemessenen Spektrum Kanal für Kanal zu subtrahieren. Je nach der Aktivität der

anwesenden Radionuklide ist der kontinuierliche Anteil des Spektrums einer Probe stark unterschiedlich, wodurch die so zu gewinnenden "Netto-Peaks" in nicht vorherzusagender Weise verfälscht werden. Für die Auswertung müssen also nur die Peaks, soweit sie den kontinuierlichen Untergrund überragen, betrachtet werden. Zur Bestimmung der Backgrounds für die beiden Detektoren werden Langzeit-Messungen mit leerer Abschirmung durchgeführt.

Die Photopeaks des Nulleffekts werden nach dem gleichen Verfahren gesucht, wie in den Spektren der Proben, und mit γ-Energie, Impulsrate und Fehler der Impulsrate auf die Magnet-Platte geladen.

2.2.3 Kalibrierung

2.2.3.1 Energie-Kalibrierung

Das γ-Spektrometer kann für die γ-Energie nicht vor der Messung kalibriert werden, weil die Peak-Lage nicht über lange Zeit stabil gehalten werden kann. Sie erfolgt im Laufe der Auswertung (s. 2.3.4.). Voraussetzung hierfür ist, daß einige bekannte Linien immer vorhanden sind.
Dazu ist in jeder Abschirmung ein Na-22-Präparat fest montiert. Dieses Nuklid besitzt zwei Linien bei 511 und 1275 ke V und trit nach unseren Beobachtungen nie in meßbaren Mengen in Kernkraftwerks-Abwässern auf.

Im hochenergetischen Teil des Spektrums ist aus dem Untergrund immer die 1460 keV-Linie des K-40 vorhanden, während die Stabilisierung im niederenergetischen Teil so gut ist, daß der γ-Energie des Ce-144 von 134 keV eine bestimmte Kanal-Nummer zugeordnet werden kann (ohne daß diese Linie auftritt).

2.2.3.2 Zählausbeute-Kalibrierung

Wir verwenden zwei Halbleiter-Detektoren (1.2.1), die sich in ihrer Zählausbeute geringfügig unterscheiden. Die Zählausbeute ist darüber hinaus von der Probengeometrie und von der Energie der γ-Strahlung (E) abhängig.

Für die Untersuchung von Abwasserproben verwenden wir eine 1 l-Flasche, die immer völlig gefüllt ist; bei der Untersuchung von Luftfiltern ist die Probengeometrie durch deren Form vorgegeben.

Im Bereich von 0.1 bis 2.0 MeV läßt sich die Zählausbeute F

durch ein Polynom zweiten Grades $F = k_0 + k_1E + k_2E^2$ beschreiben, wenn der Ausbeutefaktor F in der Form 1 Ips = FCi definiert wird, wobei sich die Aktivitätsangabe in Ci auf ein hypothetisches Nuklid bezieht, dessen -Intensität bei der jeweils betrachteten γ-Energie 1 ist.

Zur Kalibrierung verwenden wir ein Gemisch aus geeichten Lösungen von Mn-54, Co-57, Co-60, Y-88, Ba-133 und Cs-137, das im Bereich von 0.1 bis 1.84 MeV 10 für die Kalibrierung verwendbare Linien besitzt.

Die Auswertung der Spektren dieser Lösungen erfolgt mit besonderen Rechen-Programmen. Zunächst werden die Aktivitäten der sechs Nuklide in den Standardpräparaten am Tag der Messung mittels Lochkarten eingegeben. Dabei erfolgt eine Zuordnung der Aktivitäten zu einer Standard-Nummer.

Für jedes Spektrum wird eine Lochkarte gelesen, die die Detektorbezeichnung, die Nummer des verwendeten Standards und einen Kennsatz enthält. Danach werden die einzelnen Spektren eingelesen und die Peaks gesucht. Die gleiche Peaksuch-Routine wird auch später bei der Untersuchung der Proben verwendet. Es ist unbedingt notwendig, bei der Kalibrierung und bei der Messung der zu untersuchenden Proben die Peaksuche nach genau dem gleichen Verfahren durchzuführen, weil schon geringe Änderungen der Suchbedingungen zu sehr erheblichen Abweichungen führen können.

Die gefundenen Peaks werden mit einer Toleranz von $\pm$ 5 keV den bekannten Energien der Eich-Nuklide zugeordnet und jeweils die Ausbeutefaktoren berechnet und ausgegeben.

Die Berechnung der Polynome wird mittels eines besonderen Programms nach der Methode der kleinsten Fehlerquadrate vorgenommen und die Koeffizienten der Zählausbeute-Funktionen auf die Magnetplatte geschrieben.

2.3 Untersuchung der Proben

Die Proben werden i. a. ohne vorherige Aufbereitung gemessen. Die Meßzeit beträgt für Abwasserproben und Luftfilter mindestens zwei Stunden, nach Möglichkeit jedoch mehr.

Die Auswertung der aufgenommenen Spektren erfolgt mit dem Programm LILLY (bei LS-Ausgabe) oder SAMMY (bei MB-Ausgabe), die sich nur in den Leseroutinen unterscheiden (s. Abb. 2).

2.3.1 Zusätzliche Daten

Vor dem Einlesen der **einzelnen** Spektren wird jeweils eine "Begleitkarte" gelesen, die folgende Angaben enthält:

Kennzeichen für Geometrie	(IGO)
Kennzeichen für Detektor	(NHL)
Probevolumen	(MVL)
Der Probe entsprechendes Wasservolumen	(VOL)
Meßzeit	(TM)
Abklingzeit zwischen Probenahme und Messung	(TA)
Zahl der Abwasserchargen, die durch die Probe erfaßt werden	(LP)
Volumen des abgegebenen Abwassers	(AV)
Kennzeichen der Probe	(LQ)
Zusätzlicher Kennsatz	(KE)

2.3.2 Einlesen der Spektren

Beim Einlesen werden die Eingangsdaten auf Übertragungsfehler geprüft; etwaige Fehler werden ausgedruckt und, soweit möglich, korrigiert. Ist eine Korrektur wesentlicher Fehler nicht möglich, so wird eine entsprechende Warnung gedruckt und die Auswertung des nächsten Spektrums begonnen.

2.3.3 Auswahl der Ausbeute-Koeffizienten

Gemäß den eingegebenen Werten von IGO und NHL **werden von der Magnetplatte die entsprechenden Koeffizienten der Ausbeute-funktion in das Feld AKF** gelesen, wo sie zur weiteren Verarbeitung bereitstehen.

2.3.4 Kalibrierung für γ-Energie

Für jedes Spektrum wird vor Beginn der Peaksuche die Funktion $E = f(K)$ (K= Kanalnummer) als Polynom 2. Grades mit den Koeffizienten GKF bestimmt.

Hierzu werden die drei immer mitgemessenen Peaks (s. 2.2.3.1) bei 511, 1275 und 1460 gesucht und die zugehörige Kanalnummer bestimmt. Zusammen mit der festliegenden 134-keV-Linie ergeben sich so vier Wertepaare, für die das Polynom nach der Methode der kleinsten Fehlerquadrate ermittelt wird. Die Koeffizienten stehen danach im Feld GKF zur Verfügung.

2.3.5 Bestimmung der Nachweisgrenzen

Für 20 im Feld NNG durch Kennzahlen bezeichnete Radionuklide werden die Nachweisgrenzen bei der aktuellen Messung berechnet und im Feld WNG abgespeichert. Die Definition der Nachweisgrenze ergibt sich aus dem Peaksuch-Verfahren. Dabei ist ein Peak dadurch gekennzeichnet, daß mindestens zwei benachbarte Kanäle einen um das P-fache des Standardfehlers größeren Inhalt als die im Untergrund haben. Nachweisbar ist somit eine Impulszahl von $2 P \sqrt{U}$, wenn U der mittlere Inhalt eines Kanals im Untergrund ist. Die Berechnung der Nachweisgrenze des n-ten Nuklids verläuft so, daß aus zwei Feldern N und M γ-Energie E und γ-Intensität W für die am leichtesten nachzuweisende Linie des Nuklids n entnommen werden.

Aus der Gleichung $E = GFK(1) + GFK(2) \times K + GFK(3) \times K^2$ wird die Kanalnummer K, bei der die γ-Linie auftreten müßte, berechnet und an dieser Stelle für fünf Kanäle der mittlere Inhalt U bestimmt. Aus diesem wird mit P, AKF, TM und W die Nachweisgrenze WNG bestimmt, gleichgültig, ob der Kanal K zu einem Peak gehört oder nicht.

2.3.6 Peaksuche

Zur Suche der Peaks ist eine genaue Definition des Begriffs "Peak" notwendig [10]. Die Inhalte I der Kanäle im Untergrund sind mit einem statistischen Fehler behaftet; die Standardabweichung ist $\sigma = \pm \sqrt{I}$. Der Standardabweichung ist eine Vertrauensgrenze von 68 % zugeordnet, d. h., daß etwa jeder dritte Kanalinhalt außerhalb des Fehlerbereichs liegt. Die Anforderung an einen Kanalinhalt, der als signifikant über dem Untergrund liegend betrachtet werden soll, muß höher sein, d. h. es muß gefordert werden, daß er um ein Vielfaches P der Standardabweichung über dem mittleren Untergrund liegt. Für P verwenden wir einen Wert von 2,6; damit beträgt die Vertrauensgrenze 99 %.

In einem Spektrum von 2000 Kanälen sind dann im Mittel 20 Ausreißer zu erwarten. Um das Ansprechen solcher Ausreißer als Peaks zu vermeiden, wird gefordert, daß zwei benachbarte Kanalinhalte signifikant über dem Untergrund liegen müssen, wenn ein Peak erkannt werden soll. Ein Peak umfaßt alle unmittelbar benachbarten Kanäle, deren Inhalt signifikant größer als der mittlere Untergrund ist.

Zur Erläuterung der Vorgänge bei der Peaksuche seien hier die einzelnen Teile des Spektrums benannt (s. Abb. 3A): Der "vordere Untergrund" (UV) ist der Mittelwert des Inhalts von meist fünf Kanälen, die einem Peak auf der niederenergetischen Seite unmittelbar benachbart sind.

Für den "hinteren Untergrund" (UH) gilt das gleiche auf der hochenergetischen Seite.
Als "Peakanfang" (PA) bezeichnen wir den Kanal, dessen Inhalt von der niederenergetischen Seite her als erster signifikant über UV liegt. "Peakende" (PE) ist dementsprechend der letzte Kanal, dessen Inhalt signifikant über UH liegt. Als "Vordere Flanke" (VF) bezeichnen wir die Kanäle, von PA anfangend, deren Inhalt jeweils signifikant kleiner als der des folgenden ist. Ist das nicht mehr der Fall, so ist das "Maximum" (MX) erreicht, das alle auf die vordere Flanke folgenden Kanäle, deren Inhalt nicht signifikant vom darauf folgenden verschieden ist, umfaßt.

Hierauf folgt die "Hintere Flanke" (HF). Sie umfaßt alle Kanäle, bis zu PE, deren Inhalt signifikant kleiner als der des vorhergehenden ist.

Die Suche der Peaks beginnt mit der Bildung eines Anfangswerts für UV, der gleich dem Inhalt des ersten zu betrachtenden Kanals ist.

UV wird nun in Richtung auf das hochenergetische Ende des Spektrums verschoben. Der UV rechts benachbarte Kanal wird jeweils daraufhin untersucht, ob sein Inhalt signifikant größer als UV ist. Ist das nicht der Fall, so wird UV um einen Kanal nach rechts (hochenergetisch) verschoben.

Ist der Inhalt eines Kanals signifikant größer als UV, so wird der darauffolgende geprüft, ob sein Inhalt ebenfalls signifikant größer als UV ist. Ist das nicht der Fall, so liegt ein Ausreißer vor, der Inhalt des Kanals wird durch das arithmetische Mittel der benachbarten Kanalinhalte ersetzt und mit dem Verschieben von UV fortgefahren.

Ist jedoch auch dieser Kanalinhalt signifikant größer als UV, so liegt definitionsgemäß ein Peak vor. Die Kanalnummer des Peakanfangs PA wird notiert, die folgenden Kanäle, die die vordere Flanke VF bilden, werden darauf geprüft, ob ihr Inhalt jeweils signifikant kleiner als der des Nachfolgers ist.

Ist das nicht mehr der Fall, so ist der erste Kanal im Maximum MX erreicht. Jetzt werden die weiteren Kanäle darauf geprüft, ob ihr Inhalt signifikant größer als der ihres Nachfolgers ist. Der erste Kanal, bei dem dies zutrifft, ist der letzte Kanal des Maximums MX. Die folgenden Kanäle bilden die hintere Flanke HF, deren letzter Kanal das Peakende PE ist. Um PE zu bestimmen, wird für jeden Kanal geprüft, ob der Inhalt seines Nachfolgers signifikant größer ist als der des auf diesen folgenden Kanals.

Ist das nicht mehr der Fall, so ist der betrachtete Kanal PE; sein Nachfolger ist der erste im hinteren Untergrund UH.

Der hintere Untergrund UH wird als Mittelwert der fünf auf PE folgenden Kanalinhalte gebildet. Beträgt jedoch der Abstand bis zum nächsten Peak weniger Kanäle, so werden entsprechend weniger Kanäle in UH einbezogen. Die Kanalinhalte von PA bis PE werden summiert und davon ein entsprechendes Vielfaches des Mittels UM aus UH und UV subtrahiert, was die Nettoimpulszahl P im Peak ergibt. Der Fehler der Nettoimpulszahl wird als $F = \sqrt{P + 2\,UM(PE - PA + 1)}$ berechnet und geprüft, ob $P > F$. Nur dann wird der Peak weiter ausgewertet. Zur Ermittlung der Peaklage KP(als Kanal-Nummer) wird der Kanal mit dem größten Inhalt aufgesucht, durch eine Parabel die Form des Peaks in fünf um diesen Kanal symmetrisch liegenden Kanälen angenähert und KP als Maximum dieser Parabel berechnet.

KP wird mittels der Koeffizienten GKF in die γ-Energie E umgerechnet, aus E mit den Koeffizienten AKF der Ausbeutefaktor AF berechnet und P und F mit Ausbeutefaktor und Meßzeit in "korrigierte Impulsraten" umgerechnet. E, P und F werden jetzt in entsprechenden Feldern für die weitere Verarbeitung gespeichert, die Inhalte von PE und den vier vorhergehenden Kanälen mit UH überschrieben und an dieser Stelle mit der Peaksuche neu begonnen.

Bei der Messung eines Radionuklidgemischs können sich Linien überlagern, weil das Auflösungsvermögen des Halbleiterdetektors begrenzt ist. In Abb. 3b - d sind drei Fälle solcher Überlagerungen dargestellt; die Form des entstehenden Peaks ist durch den Abstand der γ-Energie und das Verhältnis der beiden Linien gegeben. Abb. 3b zeigt die Überlagerung zweier Peaks, deren Abstand kleiner als die Halbwertsbreite ist. Der

entstehende Peak besitzt eine größere als die bei monoenergetischen Peaks zu beobachtende Halbwertsbreite, zeigt im übrigen aber keine Veränderung der Form.

Abb. 3c zeigt die Überlagerung zweier Peaks, deren Abstand gleich der Halbwertsbreite des Detektors ist und die die gleiche Intensität besitzen. Das Maximum dieses Peaks zeigt eine signifikante Einsattelung. Abb. 3d stellt die Überlagerung zweier Peaks von gleichem Abstand wie in 3c, aber unterschiedlicher Intensität dar. Hier macht sich der schwächere Peak als "Schulter" auf der Flanke des Überlagerungspeaks bemerkbar; in diesem Bereich unterscheiden sich die Kanalinhalte, obwohl auf der Flanke liegend, nicht signifikant voneinander.

In den günstigeren Fällen der Abb. 3 c und 3 d können die überlagerten Peaks näherungsweise getrennt werden. Engere Überlagerungen können hier nicht aufgelöst werden, für die Interpretations-Routine (s. 2.3.8) sind jedoch die Toleranzgrenzen und die verwendeten Daten der Nuklide so gewählt, daß die gemessene Impulsrate auf die an der Überlagerung beteiligten Nuklide richtig aufgeteilt wird.

Bei der Peaksuche werden die Flanken der Peaks auf "Schultern" untersucht. Ist eine Schulter breiter als zwei Kanäle, so wird das Gebiet PA bis zum Ende der Schulter, d. h. dem Kanal, auf den ein signifikant höherer folgt, als gesonderter Peak betrachtet und ausgewertet. Dabei wird der Inhalt des letzten Kanals der Schulter im Verhältnis der jeweils höchsten Kanäle auf die beiden entstehenden Peaks aufgeteilt. Als Untergrund wird UV oder UH verwendet, je nachdem, ob die Schulter auf der vorderen oder hinteren Flanke liegt. Die γ-Energie dieses Peaks wird aus dem Mittelwert von erster und vorletzter Kanalnummer der Schulter berechnet.

Tritt im Maximum eines Peaks eine signifikante Einsattelung auf, so wird der Peak an der tiefsten Stelle der Einsattelung in zwei Peaks zerlegt, wobei der Inhalt des niedrigsten Kanals wie oben auf beide Peaks aufgeteilt wird. Die weitere Auswertung läuft dann wie bei nicht überlagerten Peaks ab. Als Resultat der Peaksuche werden drei parallele Listen von γ-Energie (LE), korrigierter Impulsrate (LR) und Fehler der Impulsrate sowie die Zahl der gefundenen Peaks (NP) an das Hauptprogramm übergeben.

2.3.7 Korrektur für den Background

Wie in 2.2.2 erläutert, sind für die Korrektur nur die Peakflächen des Nulleffekts ("Background") zu berücksichtigen. Zu diesem Zweck wird von der Magnetplatte der früher bestimmte Background des verwendeten Detektors Peak für Peak eingelesen. Jeder Peak des Backgrounds ist, entsprechend den Peaks der zu untersuchenden Spektren, durch γ-Energie (BE) Impulsrate (BR) und deren Fehler (BF) dargestellt.

Ist ein solcher Satz eingelesen, so wird BE mit allen Werten der Liste LE verglichen. Tritt eine Übereinstimmung zwischen BE und einem Wert LE(n) innerhalb eines Toleranzbereichs von $\pm$ 2 keV auf, so wird BR für die Zählausbeute korrigiert und von LR(n) subtrahiert. Ist danach LR(n) kleiner oder gleich LF(n), so wird der Peak in LE, LR und LF gelöscht.

2.3.8 Interpretation der Peaks

Die Interpretation der Peaks umfaßt die Zuordnung der einzelnen Peaks zu bestimmten Radionukliden und die Berechnung der in der Probe vorliegenden Aktivitäten dieser Nuklide.

Dies geschieht durch Aufstellen und Lösen eines Systems linearer Gleichungen:

Die korrigierte Impulsrate R_j jedes Peaks j setzt sich zusammen aus den γ-Emissionsraten der anwesenden Radionuklide bei der betrachteten γ-Energie. Die γ-Emissionsrate eines Nuklids i ist gleich seiner Aktivität A_i multipliziert mit seiner γ-Intensität W_{ij} bei der γ-Energie j; die korrigierte Impulsrate des Peaks R_j ist also

$$R_j = A_1W_{1j} + A_2W_{2j} + \ldots + A_iW_{ij}$$

Als anwesend müssen zu Beginn der Interpretation alle Radionuklide betrachtet werden, die im Nuklidkatalog genannt sind. Da wir 50 Radionuklide berücksichtigen und i. a. weniger als 50 Peaks finden, würde ein Gleichungssystem entstehen, das nicht für jedes A_i eine Gleichung enthält und deshalb nicht lösbar ist, selbst wenn alle Gleichungen voneinander unabhängig sind.

Es ist also notwendig, die Zahl der als anwesend zu betrachtenden Nuklide soweit zu vermindern, daß sie mit der Zahl der linear unabhängigen Gleichungen übereinstimmt.

Für jedes Nuklid im Katalog wird geprüft, ob die γ-Energien aller seiner Hauptlinien (s. 2.2.1) mit einer Toleranz von $\pm$ 2 keV in der Liste LE enthalten sind. Ist das der Fall, wird in dem zweidimensionalen Feld LN an der entsprechenden Stelle die Kennziffer des Nuklids i , in dem zu LN parallelen Feld LW die entsprechende γ-Intensität W_{ij} und in der zu LE parallelen Liste LC bei der Energie der charakteristischen Linie die Kennziffer des Nuklids eingetragen.

Sind alle Nuklide in dieser Weise abgefragt, so werden zunächst die Peaks, die im Feld LN keine Nuklid-Kennziffer aufweisen, als "Nicht zu identifizierende Linien" ausgedruckt (s. Abb. 4) und aus LE, LR, LF, LN, LW und LC gestrichen. Die Liste LC wird jetzt daraufhin geprüft, welche der Kennziffern 1 bis 50 dort notiert sind, die auftretenden Kennziffern werden hintereinander in die Liste NN geschrieben, die der Umcodierung der Nuklide dient.

In den durch eine Kennziffer in LC ausgezeichneten Zeilen von LW und LR werden jeweils alle Zeilen von LW und LR aufaddiert, die in der dem Wert in LC entsprechenden Spalte von LW einen Wert größer Null zeigen.

Danach werden alle Zeilen, die in LC keine Kennziffer tragen, in LW und LR gelöscht, und alle Spalten von LW , deren Nummer nicht unter den in LC verzeichneten Kennziffern auftritt, ebenfalls gelöscht.

Jetzt ist ein Gleichungssystem entstanden, das immer lösbar ist. Es wird nach dem Gaußschen Algorithmus aufgelöst, die identifizierten Nuklide werden mit ihrer Kennziffer (wie sie im Katalog steht) und Aktivität in den Listen KN bzw. KA gespeichert und nach Zerfallskorrektur und Division durch das eingesetzte Volumen VOL mit Namen und Konzentration als "Identifizierte Nuklide" (Abb. 4) ausgedruckt.

Anschließend wird die Liste der Nachweisgrenzen WNG (s. 2.3.5) daraufhin geprüft, ob dort aufgeführte Nuklide nachgewiesen worden sind. Solche Nuklide werden aus WNG gestrichen, dann werden die "Nachweisgrenzen" (Abb. 4) mit Namen und Konzentration gedruckt.

Für alle Nuklide, die im Feld NNG (s. 2.3.5) genannt sind, d. h. die für die Bilanzierung vorgesehen sind, werden die Aktivitäten bzw. die Nachweisgrenzen (diese als negative

Werte) sowie Probenummer, Kennsatz, Übergabe-Zahl und Abgabe-Volumen zur späteren Ausgabe gespeichert. Danach kehrt das Hauptprogramm zum Einlesen des nächsten Spektrums zurück.

2.3.9 Erfassung der Resultate

Neben den bei der Interpretation der Spektren erstellten Protokollen werden zur Weiterverarbeitung der Resultate maschinenlesbare Datenträger benötigt.

Nach Auswertung aller Spektren einer LS-Rolle bzw. eines Magnetbandes werden deshalb die gespeicherten Daten auf Lochkarten ausgegeben, wobei pro Probe ein Satz von drei Lochkarten entsteht. Die gesondert ermittelten Werte für Radiostrontium und Tritium werden später von Hand auf eine vierte Lochkarte gestanzt und dem jeweiligen LK-Satz zugefügt.

3. Bestimmung des Tritiums

Tritium liegt in den Abwässern der Kernkraftwerke mit Leichtwasserreaktoren praktisch vollständig als Wasser vor. Es wird durch Destillation des Abwassers von den anderen Radionukliden abgetrennt. Das Destillat wird im Liquid-Szintillations-Counter mit Dioxan-Szintillator auf Tritium gemessen.

Die einzelnen Meßwerte werden auf besonderen Formularen erfaßt, die genau auf die zur Auswertung benutzten Rechnerprogramme abgestimmt sind.

Bei 50 Minuten Meßzeit und 15 Ipm Nulleffekt ist die Nachweisgrenze $1{,}4 \times 10^{-6}$ Ci/m^3.

4. Bestimmung von Sr-89 und Sr-90

Das Radiostrontium muß zur Messung von den anderen vorliegenden Radionukliden getrennt werden. Das geschieht durch chemische Isolierung des Strontiums und Calciums. Auf eine Trennung von Calcium kann verzichtet werden, weil Radioisotope des Calciums in Reaktorabwässern nicht zu erwarten sind.

Das Abwasser wird mit Strontium-Träger und einer bekannten Menge Sr-85, das zur Bestimmung der chemischen Sr-Ausbeute verwendet wird, versetzt und mit Schwefelsäure abgeraucht, um störende organische Stoffe zu zerstören.

Die Sulfate werden zu Karbonaten umgesetzt, diese werden gelöst und aus dieser Lösung Strontium + Calcium nach den

üblichen radiochemischen Methoden isoliert.

Die β-Messung der resultierenden Erdalkali-Carbonate erfaßt die Aktivitäten von Sr-89 und Sr-90.

Frühestens am nächsten Tage wird das nachgebildete Y-90 abgetrennt und seine Aktivität bestimmt. Auch hierbei werden alle Meßwerte auf besonderen Formularen erfaßt und die recht komplizierte Auswertung mittels eines Rechenprogramms vorgenommen. (Eine ausführliche Beschreibung des Verfahrens ist im WaBoLu-Bericht 16/74 gegeben.)

Die Nachweisgrenzen der Bestimmung sind sowohl für Sr-89 als auch für Sr-90 1×10^{-8} Ci/m^3 .

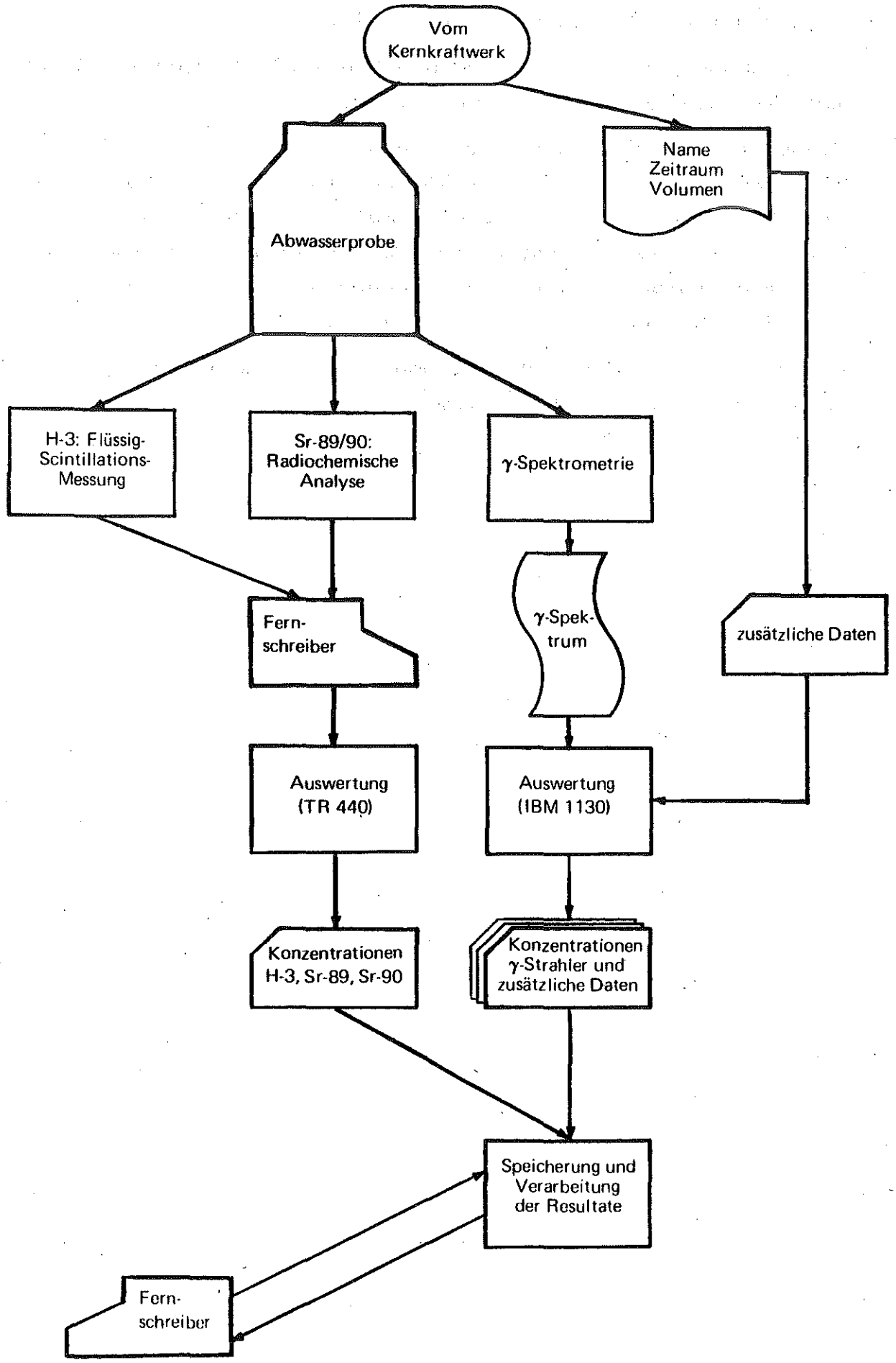


Abb. 1: Datenfluß bei den Untersuchungen der Emissionen von Kernkraftwerken

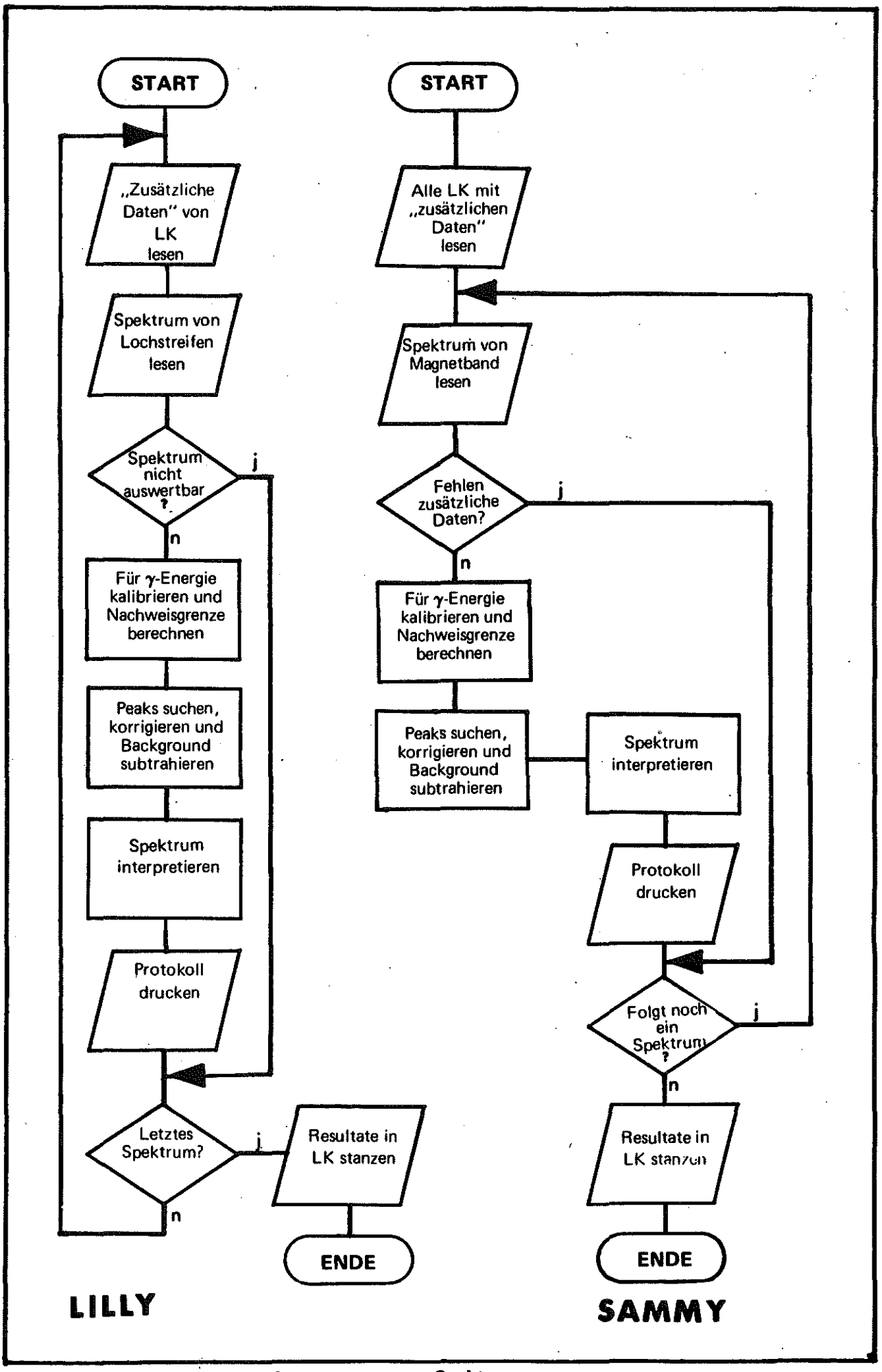


Abb. 2: Flußdiagramm der Auswertung von γ-Spektren

Abb.3a: einzelner Peak
HWBR=6 Kan.

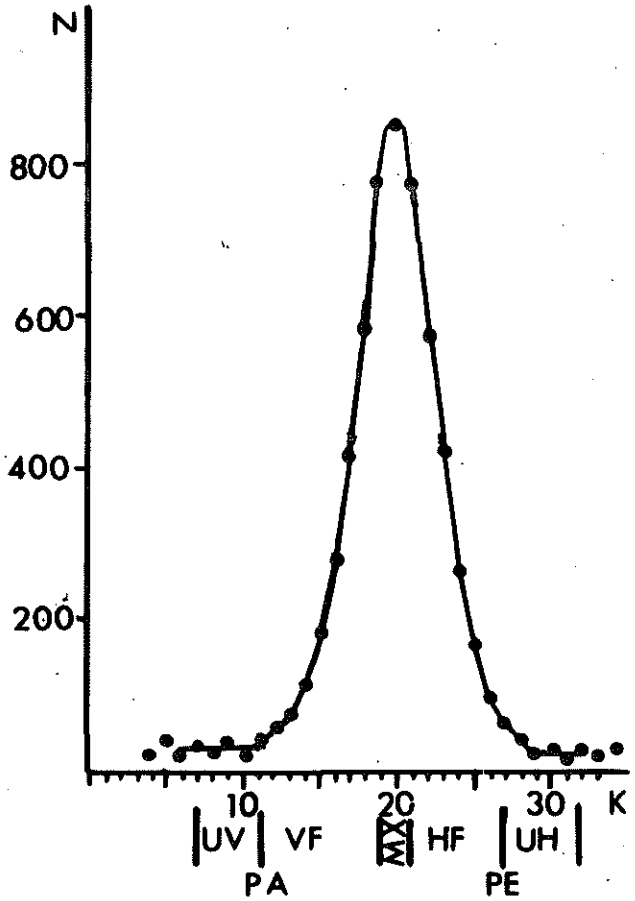


Abb.3b: Überlagerung zweier Peaks
gleiche Intensität
HWBR=6 Kan. ABST=4 Kan.

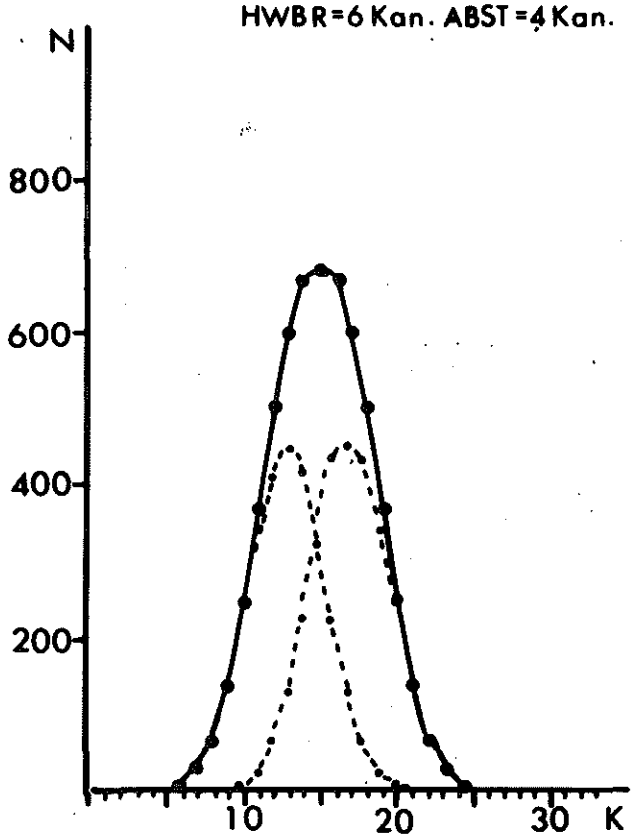


Abb 3b: Überlagerung zweier Peaks
gleiche Intensität
HWBR = 6 Kan. ABST = 6 Kan.

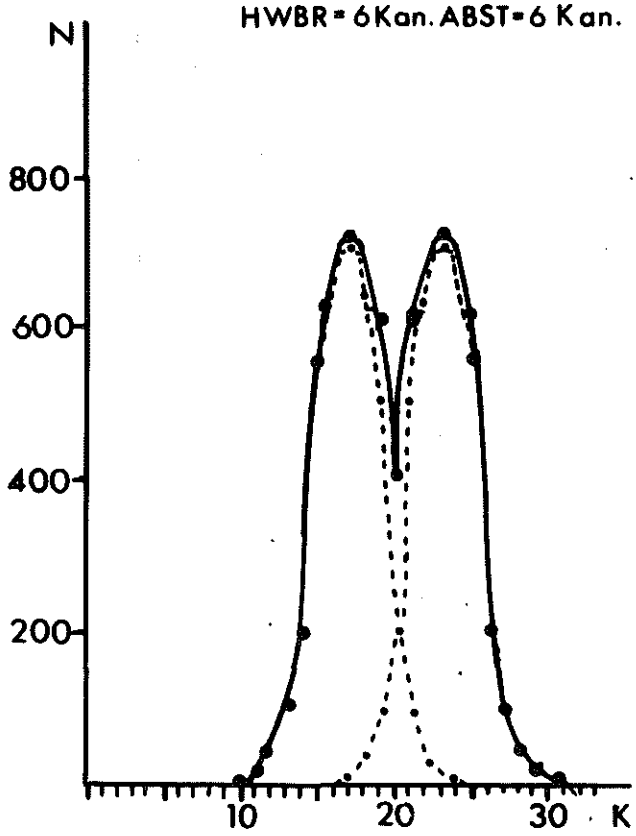
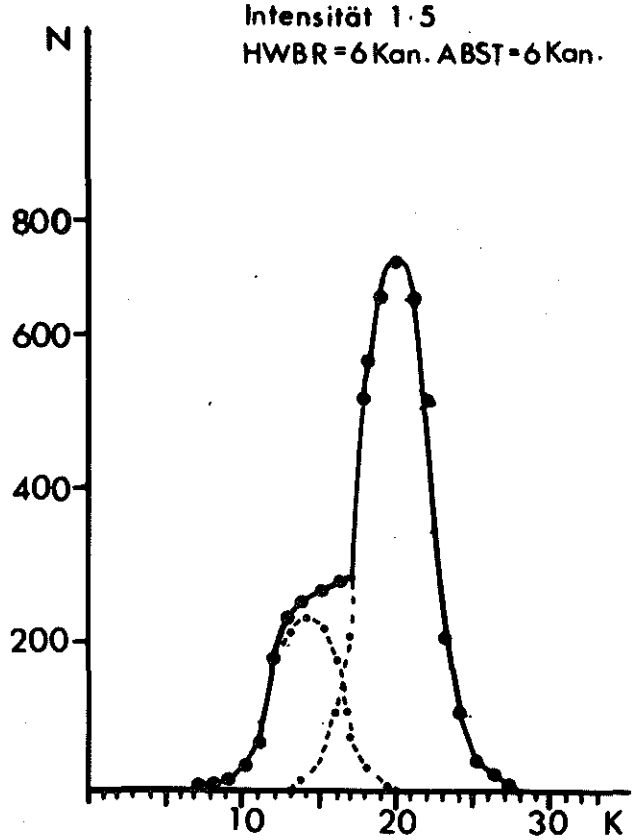


Abb.3d. Überlagegerurg zweier Peaks
Intensität 1·5
HWBR = 6 Kan. ABST = 6 Kan.



W-35-74 KWW E 6.9. M 9.9.74
DETEKTOR 1/F1000 INNERES VOLUMEN= 1000. ML
11 UEBERGABEN MIT 550.0 CBM
ABKLINGZEIT= 11.0 TAGE MESSZEIT= 12071. SEKUNDEN

NICHT ZU IDENTIFIZIERENDE LINIEN

ENERG (KEV)	SCHBAKT (PCI)	FEHLER (PCI)
511	167.2	147.6

IDENTIFIZIERTE NUKLIDE

NUKLID	KONZ(ENTN) (CI/CBM)	KONZ(MSSG) (CI/CBM)
MN-54	0.68E-06	0.66E-06
CO-58	0.14E-05	0.13E-05
ZN-65	0.51E-05	0.49E-05

NACHWEISGRENZEN

NUKLID	CI/CBM (BEI ENTNAHME)
CR-51	0.24E-05
FE-59	0.72E-06
CO-57	0.13E-06
CO-60	0.90E-06
ZR-95	0.58E-06
NB-95	0.31E-06
RU-103	0.28E-06
AG-110M	0.45E-06
SB-124	0.35E-06
SB-125	0.66E-06
J -131	0.61E-06
CS-134	0.33E-06
CS-137	0.29E-06
BA-140	0.16E-05
LA-140	0.22E-06
CE-141	0.30E-06
CE-144	0.11E-05

Abb.4

VORTRAG

anläßlich der 8. Jahrestagung des Fachverbands für Strahlenschutz

Helgoland, 23. – 28.9.1974

Zur meßtechnischen Erfassung radioaktiver Stoffe in Luft: Messung künstlicher α-Strahler mit Schrittfilter, α-Spektrometrie oder Pseudokoinzidenz ?

von R. MAUSHART

BF-Vertriebs-GmbH, 7500 Karlsruhe 41

Zusammenfassung

Zur Diskriminierung einer künstlichen α-Aktivität gegenüber der natürlichen Aktivitätskomponente in Luft stehen drei prinzipiell verschiedene Verfahren zur Verfügung: Pseudokoinzidenz-Differenz, α-Spektrometrie und Abklinganalyse, letztere technisch realisiert durch Schrittfilteranlagen. Über alle drei Verfahren ist auch schon viel veröffentlich worden, zuletzt beim Kolliquium "Raum- und Abluftüberwachung auf Radioaktivität" des Fachverbands für Strahlenschutz im November 1973.

Zwei Gesichtspunkte geben jedoch Anlaß dazu, das Thema hier noch einmal aufzugreifen. Einerseits begegnet man häufig einer gewissen Unsicherheit, welchem Verfahren in der Praxis der Vorzug zu geben sei, bzw. wo jeweils die optimalen Anwendungsgebiete liegen. Andererseits sind die Meßgeräte in der letzten Zeit weiterentwickelt worden, woraus sich durchaus neue Überlegungen ergeben können.

Der vorliegende Aufsatz versucht daher, einige wesentliche Kriterien herauszuarbeiten, welche die Entscheidung für das eine oder andere System erleichtern sollen. Dabei werden insbesondere die Vorteile der Pseudokoinzidenzmethode deutlich gemacht.

1. Allgemeine Probleme und Tendenzen der Luftüberwachung

1.1 Probenahme und Meßtechnik

Lange Zeit hat man die zuverlässige Aktivitätskontrolle in der Raum- und Abluft von Isotopenlaboratorien als vornehmlich meßtechnisches Problem betrachtet. Insbesondere für die α-Aerosolüberwachung, bei der die Konzentrationswerte der natürlichen Radioaktivität um Zehnerpotenzen höher als die nachzuweisenden Konzentrationen an künstlichen Nukliden liegen können, wurden verschiedene ausgeklügelte Verfahren zur Diskriminierung des künstlichen vom natürlichen Strahlungsanteil entwickelt. Außer der "klassischen" Methode der verzögerten Messung nach Abklingen der Rn- und Tn-Folgeprodukte – automatisiert mit Schrittfilteranlagen – stehen heute zwei weitere Meßmethoden in apparativ ausgereifter Form zur Verfügung: die Pseudokoinzidenz-Differenz-Methode und die α-spektrometrische Methode. Neuerdings sind auch Kombinationen von Schrittfilteranlagen mit den beiden anderen genannten Verfahren beschrieben worden (Gebauer 1973 a, 1974).

Dennoch scheint sich bei den Benutzern dieser Geräte in den letzten Jahren ein wachsendes Unbehagen zu zeigen. Gerade die ausgefeilte Meßtechnik ließ umso deutlicher erkennen, daß die wahren Probleme an anderer Stelle liegen, und zwar in einer repräsentativen Probenahme. Nicht nur bereitet es Schwierigkeiten, aus einem gemessenen "mittleren" Konzentrationswert im – meist großen – Laborraum zu sinnvollen Aussagen über die resultierende Aktivitätsaufnahme der in diesem Raum Beschäftigten zu kommen (siehe dazu auch den in Arbeit befindlichen Normenentwurf DIN 25423, Blatt 1 "Radioaktivitätsüberwachung der Luft, Probenahmeverfahren", und die ISO-Norm). Es wird auch berichtet, daß erhebliche Raumkontaminationen, die sich zweifellos über die Luft verbreitet haben, häufiger durch die regelmäßigen Kontaminationskontrollen an Fußböden oder Laborwäsche entdeckt werden als durch die Alarmsysteme kontinuierlich arbeitender Raumluftanlagen (vergl. z.B. Vaane 1969, und König 1973).

Dies ist dadurch zu erklären, daß es in vielen Räumen Luftvolumina gibt, von den aus rein strömungstechnischen Gründen die Überwachungsanlage keine Luftprobe erhält. Offenbar ist es selbst in fremdbelüfteten Labors schwierig, im ganzen Raum überall gleichmäßigen Luftwechsel zu erzielen, was die Voraussetzung dafür wäre, daß eine vielfach als Ausweg vorgeschlagene Probenahme am Eintritt zum Abluftschacht interpretierbare Werte anzeigt. In der Tat stehen wir hier nicht vor einem Problem der Strahlungsmeßtechnik, sondern der Lüftungstechnik.

Diese Fragen gewinnen besondere Bedeutung zu einem Zeitpunkt, wo durch den wachsenden Einsatz der Kernkraft im Brennstoffzyklus – Herstellung, Wiederaufarbeitung, Rückgewinnung aus schnellen Brütern – ein erheblicher Ausbau der α-technologischen Einrichtungen erforderlich wird. Dadurch wächst nicht nur die Zahl der Laboratorien und Betriebe an sich, in denen mit α-Strahlern umgegangen wird. Die Überwachung verlagert sich auch zusehends von Forschungseinrichtungen, an denen ein verhältnismäßig hoher Aufwand an Strahlenschutzpersonal und -meßtechnik getrieben werden kann, zu industriellen Betrieben, die auf Automatisierung und personalunabhängige Zuverlässigkeit der Kontrolleinrichtungen bedacht sein müssen.

Um zu einer wirksamen Luftüberwachung zu kommen, wird man daher für neuzuerstellende Anlagen schon im Planungsstadium eine engere Zusammenarbeit zwischen Strahlenschutz, Raumgestaltung und Lüftungstechnik anstreben müssen.

1.2 MZK und DAC

Als weiteres Moment der Unsicherheit für denjenigen, der sich mit der Planung, Durchführung oder Auswertung von α-Aerosolmessungen beschäftigen muß, kommt hinzu, daß auch die Grundlagen der Luftüberwachung derzeit einer Revision unterzogen werden. Zu Recht stehen wir kurz davor, Abschied von dem lange Jahre gewohnten und liebgewordenen Konzept der maximal zulässigen Konzentrationen radioaktiver Stoffe in Luft (MZK) zu nehmen. Durch die Einführung der maximal zulässigen jährlichen Aktivitätszufuhr (MZZ) zum Körper, gegründet auf verschiedene Retentionsklassen bei der Inhalation, werden sich nicht nur teilweise die zahlenmäßigen Werte für die zulässigen Luftkonzentrationen ändern. Sie spielen vielmehr als sogenannte "derived air concentrations" (DAC) zumindest theoretisch nur noch die Rolle von Hilfsgrößen bei der Messung. Daraus folgt außerdem, daß die Monitore am Arbeitsplatz nicht nur die Aktivitätskonzentration anzeigen sollen, sondern auch eine einfache Ermittlung des Zeitintegrals dieser Konzentration über bestimmte, von der Art der Tätigkeit unabhängige Zeitperioden ermöglichen müssen (Jacobi 1973).

1.3 Was bleibt, was kommt ?

Welche Folgerungen ergeben sich daraus für die Meßtechnik ? Ohne nun im einzelnen zu verfolgen, wie künftige Meßgeräte wohl aussehen werden, können wir generell drei Dinge festhalten:

- das Schwergewicht der Messungen verlagert sich von der Kontrolle der — wie sich gezeigt hat — doch recht undefinierten "Raumluft" auf die Erfassung der Atemluft der Beschäftigten einerseits und, im Zuge eines verstärkten Umgebungsschutzes, auf die Messung der gesamten mit der Abluft abgegebenen Aktivitätsmenge andererseits

- die bisherige Messung der Aktivitäts*konzentration* bleibt weiterhin erforderlich, einerseits zu Warnzwecken (— wobei allerdings die Warnschwellen vielfach nicht mehr so niedrig angesetzt zu werden brauchen wie bisher, wenn es um den Schutz der Beschäftigten geht), andererseits zur Kontrolle von Betriebsabläufen, wo nach wie vor Anlagenschäden über eine auch schon geringfügige Zunahme der Luftaktivität erkannt werden müssen. Dieses letztere gilt vor allem für die Abluftüberwachung der Gesamtanlage

- die Messung des Zeitintegrals der Aktivität wird zwar in manchen Fällen mit einfachen Sammelgeräten durch diskontinuierliche Messung nach Abklingen der natürlichen Aktivität durchgeführt werden können, wo sie jedoch kontinuierlich erfolgen muß, wird eine besonders gute Diskriminierung der natürlichen Aktivität erforderlich. Auch für die Verwendung (— noch zu entwickelnder) passiv integrierender Detektoren dürfte die natürliche Komponente ein zunächst unüberwindliches Hindernis darstellen. Die bisherigen, ausgefeilten Meßverfahren werden also keineswegs überflüssig, sie werden im Gegenteil eher noch dringender gebraucht.

Die Messung des Zeitintegrals ist weniger eine Frage der Sammeltechnik als der elektronischen Auswertung und Anzeige der gemessenen Impulse. Bei Festfiltern ist die momentane Impulsrate n — soweit es sich um langlebige Aktivitäten mit einer HWZ $\gg$ der Sammelzeit handelt — in jedem Augenblick der insgesamt akkumulierten Aktivitätsmenge proportional.

Wenn der Eichwert $A\left(\frac{ipm}{\mu Ci}\right)$ der Anordnung bekannt ist, ergibt sich durch eine einfache Rechnung, die auch laufend elektronisch durchgeführt werden kann:

$$\text{Belastung seit Beginn der Messung in \% der MZZ} = \frac{n\,(ipm) \times 100}{A(ipm/\mu Ci) \times MZZ\,(\mu Ci/a) \times t(a)}$$

Bei Schrittfilteranlagen brauchten sogar lediglich die Impulse der um einige Tage verzögerten Meßstelle aufsummiert werden, da jedes Filterelement für die gleiche Zeitspanne bestaubt und gemessen wird. Da außerdem die Sofortmeßstelle entsprechende Warnfunktionen übernehmen kann, erscheint dieses Meßverfahren in Zukunft geradezu ideal, um den Forderungen des neues ICRP-Konzeptes gerecht zu werden.

2. Zur derzeitigen Bedeutung der verschiedenen Meßverfahren

2.1 Raumluft

Um im Sinne der aufgezeigten Entwicklung eine möglichst repräsentative Probe der Atemluft zu erhalten, sind die sogenannten "personal air samplers" (PAS) im Gespräch — kleine Filtergeräte mit batteriebetriebener Pumpe, die von dem Beschäftigten getragen werden und deren Ansaugöffnung nahe den Atemorganen liegt. Trotz dieser scheinbar perfekten Lösung weisen die heutigen PAS Schwächen auf, die ihrer Anwendung in größerem Maßstab im Wege stehen und weitgehend auf Sonderfälle beschränken.

Erstens sind sie, wie schon der Name sagt, nur Sammler und keine Meßgeräte. Die Auswertung erfolgt im Nachhinein, dient also nur Kontrollzwecken; eine Warnung vor zu hohen Inkorporationen wird nicht gegeben. (Zugegebenermaßen fällt dieser Einwand in Zukunft weniger in's Gewicht, wenn man nur an die Bestimmung der MZZ denkt). Dies wäre allerdings durch eine künftige Entwicklung von messenden Geräten, die in Miniaturtechnik und mit Halbleiterdetektoren durchaus realisierbar sind, leicht zu ändern.

Da die PAS aber zweitens schon jetzt vor allem bei schwierigen Arbeiten eher behindernd wirken und daher vom Personal nicht gerne getragen werden, wäre vermutlich auch solchen personellen Aerosol-Monitoren wegen ihrer zwangsläufig noch größeren Unhandlichkeit wenig Erfolg beschieden. Drittens schließlich ist der Luftdurchsatz der Minipumpen mit 0,1 – 0,3 m^3/h so klein, daß die insgesamt auf dem Filter abgeschiedene Aktivität bei ca. MZK-leveln zu einer späteren genauen Analyse kaum ausreicht. Eine Auswertung der Filter kann außerdem erst nach Abklingen der natürlichen Aktivität vorgenommen werden oder muß spektrometrisch erfolgen.

Als Kompromiß bietet sich die Verwendung von festmontierten Geräten an, die möglichst nahe am Arbeitsplatz angebracht werden und schon während der Bestaubung messen. Hier kann durch stärkere Pumpen ein höherer Luftdurchsatz erreicht und dadurch das Einzugsgebiet vergrößert werden; hier kann auch mit einer der bereits genannten Meßmethoden gegen die natürliche Aktivität diskriminiert werden und damit nicht nur eine Warnung, sondern auch eine laufende Anzeige über die jeweils aufgesammelte Aktivitätsmenge erzielt werden, – ein, wie wir gesehen haben, äußerst wichtiger Faktor bei der Bewertung der einzelnen Verfahren.

Zumindest in solchen – oft recht ausgedehnten – Räumen oder Hallen, wo feste Arbeitsplätze, z.B. an Gloveboxen, vorgegeben sind, scheinen derartige "Arbeitsplatzmonitore" hinsichtlich einer wirksamen Überwachung die derzeit bestmögliche Lösung zu sein.

Ob dabei die α-Spektroskopie oder die Pseudokoinzidenz zur Kompensation der natürlichen Komponente zum Einsatz kommt, hängt hauptsächlich von zwei Überlegungen ab. Einerseits bestimmt die Art der zu erwartenden künstlichen α-Strahler das verwendete Verfahren (siehe Abschnitt 3.3), andererseits richtet sich der notwendige Luftdurchsatz und damit das Einzugsgebiet der Meßluft nach der Tätigkeit des Personals. Bei fest vorgegebenen Arbeitsplätzen, z.B. Manipulatorständen an Heißen Zellen, wird der geringe Durchsatz von Membranfilteranlagen mit Halbleiterdetektor ausreichend sein. Wenn Arbeiten anfallen, bei denen sich das Personal bewegt, ist der große Luftdurchsatz von Pseudokoinzidenzanlagen vorzuziehen.

Gerade im letzteren Falle wird – nicht zuletzt wegen der verhältnismäßig hohen Kosten vieler festinstallierten Anlagen – auch häufig der Weg gewählt, wenige fahrbare Meßgeräte zu betreiben, die unmittelbar am jeweiligen Arbeitsplatz aufgestellt werden. Beispielsweise werden in der WAK in Leopoldshafen solche fahrbaren Pseudokoinzidenzanlagen verwendet (Finsterwalder 1973).

Unbeschadet dieser Überlegungen, wie die Ermittlung der eingeatmeten Aktivitätsmenge zum unmittelbaren Schutz des Personals verbessert werden kann, bleibt immer noch ein Bedarf für die reine Raumluftüberwachung aus betriebstechnischen Gründen. Auch in normalerweiser von Betriebspersonal unbenutzten Räumen muß in kerntechnischen Anlagen häufig die Aktivitätskonzentration bekannt bzw. die Aussage kontaminiert/unkontaminiert möglich sein. Dazu benutzt man in der Regel großvolumige Staubsammler mit 200-mm-Ø-Filtern, die eine bestimmte Zeit beaufschlagt und anschließend ausgemessen werden. Zur raschen Ermittlung des künstlichen α-Anteils nach Bestaubungsende noch vor Abklingen der natürlichen Komponente wird mit Erfolg diskontinuierliche Pseudokoinzidenzmessung angewandt (Finsterwalder 1973).

2.2 Abluft

Für Abluftmessungen von α-Labors gibt es zur Pseudokoinzidenzmessung kaum eine Alternative. Dieses Verfahren hat sich demgemäß auch weitgehend durchgesetzt und wird beispielsweise in der WAK Leopoldshafen, dem Europäischen Institut für Transurane, den Heißen Zellen Karlsruhe und Jülich, dem HMI Berlin sowie an verschiedenen Reaktorprojekten verwendet.

Das ist auf mehrere Gründe zurückzuführen:

- das Kompensationsverfahren ist sowohl unabhängig von der α-Energie wie von der Aerosol-Korngröße; für α-Strahler über ca. 5,5 MeV ist die Pseudokoinzidenz sogar die einzig mögliche Methode
- der hohe Luftdurchsatz bietet am ehesten die Möglichkeit, am Kamin einen repräsentativen Teilstrom zu entnehmen
- der hohe Luftdurchsatz erbringt auch bei kleinen Konzentrationen genügend Aktivität auf dem Filter, um diese nach Bestaubungsende zu analysieren
- die aerosolförmigen α- und ß-Komponenten werden gleichzeitig gemessen; das hat u.a. den Vorteil, daß bei der üblichen Probenahme hinter dem Aerosol-Absolutfilter geringe Filter-Leckagen über die α-Messung, Filterdurchbrüche über das sofortige Ansteigen der natürlichen ß-Komponente erkannt werden können.

Außerdem ist als technische Besonderheit hervorzuheben, daß Pseudokoinzidenzanlagen zur Verwendung bei der Abgasüberwachung von Wiederaufbereitungsanlagen oder Abfallverbrennungseinrichtungen, wo aggressive Gase auftreten können, auch schon vielfach in korrosionsbeständiger Edelstahlausführung geliefert worden sind.

3. Die besondere Rolle des Pseudokoinzidenzverfahrens

3.1 Entwicklung

Beim Pseudokoinzidenzverfahren wird der Anteil der natürlichen Aktivitätskomponente auf einem Filter dadurch ermittelt, daß man mit einer geeigneten elektronischen Verknüpfungslogik die "pseudokoinzidenten" β - und α-Impulse des Mutter-Tochter-Zerfalls RaC-RaC' (HWZ 164 μs) in der Radon-Zerfallsreihe mißt. Die künstliche α-Aktivität auf dem Filter ergibt sich dann aus der Differenz zwischen der Gesamt-Alpha-Rate und der mit einem Faktor >1 gewichteten Rate der pseudokoinzidenten Zerfälle.

Das Prinzip dieses Verfahrens wurde schon 1958 von Jehanno et.al., in den folgenden Jahren von Iredale et. al. (1962), Brown et. al. (1963) und Rankin (1963) angegeben. Es fand in Anbetracht der bis dahin bestehenden meßtechnischen Schwierigkeiten bei der Überwachung von Transurane-Elementen in Luft überall starke Beachtung.

Allerdings zeigte sich auch bald, daß das Verfahren in der "Rohform" wegen zahlreicher Fehlerquellen nicht brauchbar war (Kiefer und Maushart 1964). Während sich davon offenbar die meisten Gerätehersteller (und -anwender) wieder entmutigen ließen, wurde die Entwicklung von den beiden westdeutschen Firmen Frieseke & Hoepfner GmbH und Labor Prof. Dr. Berthold sehr intensiv weitergeführt (Gebauer 1965, und Berthold 1967), teilweise in enger Zusammenarbeit mit der GfK und dem Europäischen Institut für Transurane in Leopoldshafen. Der Firma Labor Prof. Dr. Berthold wurde am 8. Oktober 1970 ein 1966 angemeldetes Patent (Lab. Berthold 1966) über eine "Schaltung zum Bestimmen der Zahl von in Pseudokoinzidenz auftretenden Impulsen in einem Kernstrahlungsmeßgerät" erteilt. So standen um 1965 1966 bereits erheblich verbesserte Anlagen zur Verfügung. 1966 und 1969 wurde von Anwenderseite über die praktische Eignung und die günstigen Erfahrungen mit dieser Art von Geräten berichtet (Vaane 1966 und 1969). In den seither vergangenen rd. 9 Jahren konnten von den beiden — und nach Wissen des Verfassers einzigen — Herstellerfirmen nahezu 140 Anlagen dieser Art abgesetzt werden, — Beweis dafür, daß Bedarf für Pseudokoinzidenzanlagen besteht und daß sie sich in der Praxis bewährt haben.

3.2 Grenzen der Methode

Um die Grenzen der Methode aufzuzeigen, soll im folgenden kurz auf die möglichen Störeinflüsse eingegangen werden. Das Meßergebnis einer Pseudokoinzidenzanlage kann durch folgende Störeinflüsse verfälscht werden:

a) hohe zusätzliche ß-Zählrate (durch künstliche ß-Aktivität auf dem Filter)

b) hohe zusätzliche γ-Zählrate (durch Umgebungsstrahlung, wirkt sich aus wie a))

c) Schwankungen im Gleichgewichtsverhältnis zwischen den einzelnen Nukliden in der Zerfallsreihe

d) Schwankungen im Rn-Tn-Verhältnis

Die Einflüsse a) und b) konnten durch moderne Elektronik praktisch völlig kompensiert werden (Müller und Nemecek 1966, Labor Berthold 1966, Berthold 1967).

Einfluß c) ist von grundsätzlicher Natur. Mit den pseudokoinzidenten Impulsen wird ja nicht die gesamte natürliche Radioaktivität erfaßt, die sich im α-Bereich aus den Isotopen RaA und RaC' zusammensetzt (eventuell kommt dazu sogar noch etwas an das Filter bzw. an Rußteilchen der Luft absorbiertes Rn !), sondern lediglich die des RaC'. Sie kann nur bei vorgegebenem Gleichgewichtsverhältnis mit dem RaA als Maß für die gesamte natürliche Aktivität angesehen werden, und in der Tat wird durch die Schwankungen der RaA-Konzentration die Grenze für das Kompensationsverfahren überhaupt gesetzt (Müller und Nemecek 1966).

Ähnliches gilt im Prinzip für Schwankungen im Rn-Tn-Verhältnis. Da es jedoch auch in der Tn-Reihe pseudokoinzidentes Zerfallspaare gibt (ThC-ThC' mit 0,3 µs), läßt sich durch eine geschickte elektronische Schaltung erreichen, daß für beide Reihen ein nahezu gleicher Kompensationsfaktor resultiert. Das ThA ist wegen seiner extrem kurzen HWZ von 0,16 s auf dem Filter nur in unmeßbar geringen Konzentrationen vorhanden. In der Praxis ist der Tn-Einfluß daher fast immer bedeutungslos.

3.3 Vorteile des Pseudokoinzidenzverfahrens

Die Vorteile der Pseudokoinzidenzmethode gegenüber dem α-spektroskopischen Verfahren zur Diskriminierung der natürlichen Luftaktivität sind von Gebauer (1973 b) zusammengestellt worden. Er führt außer den schon genannten Eigenschaften des hohen Luftdurchsatzes und der gleichzeitigen α- und ß-Messung noch folgende Punkte an:

- ganz allgemein arbeitet die Zähllogik im wesentlichen mit Digitalsignalen. Die Methode unterliegt also inhärent Drift- und Schwankungserscheinungen der elektronischen Apparatur weniger als Systeme, die, z.B. die Impulshöhenanalyse, auf analogen Techniken beruhen
- die Kompensation ist weniger abhängig von der Teilchengröße und der Filterbelegung, da durch höhere Selbstabsorption der Alphateilchen die Pseudokoinzidenzrate und die Gesamt-Alpha-Rate gleichermaßen beeinflußt werden
- die Kompensation arbeitet für Alphastrahler aller Energien, auch über 5,2 MeV. Das ist für die Überwachung einiger Transurane-Elemente ausschlaggebend (siehe Vaane 1969).

3.4 Ausführungsformen von Pseudokoinzidenzanlagen

Größe und Gewicht der Anlagen werden hauptsächlich durch die Bestaubungseinheit mit Detektoren und Bleiabschirmung und die Pumpe mit hohem Luftdurchsatz (evtl. mit Schalldämpfer) bestimmt. Diese Einheiten sind von F&H in letzter Zeit völlig neu entwickelt worden. Sie können als stationäre Einheiten oder fahrbar geliefert werden.

Auch um die Elektronik hat man sich intensiv gekümmert. Je nach Wunsch stehen zur Meßwertanzeige Analogratemeter vom Typ FHT 111 F oder der digitale Meßkanal FHT 700 A mit eingesetzter Pseudokoinzidenzplatine zur Verfügung, der auch wahlweise Schreiber-, Drucker- oder Teletypeanschluß erlaubt und einen besonders preiswerten Aufbau der Anlage ermöglicht. Alternativ kann die Elektronik mit AEC-NIM-Einschubmodulen ausgeführt werden, wobei die Pseudokoinzidenzlogik LB 2249 aufgrund der bisherigen Erfahrungen ebenfalls völlig neu aufgebaut wurde (Labor Berthold 1974). Besonders herborzuheben sind die exakte Bestimmung der zufälligen Koinzidenzen, die äußerst geringe Totzeit der Schaltung, die Statusanzeige für den Vor-Rück-Zähler zur digitalen Differenzbildung und der im Bereich von 0,0 – 9,9 durch Kodierschalter von außen einstellbare Kompensationsfaktor.

LITERATUR

1) **Berthold, F. (1967);** High sensitivity alpha-beta-aerosolmonitor with a novel pseudo-coincidence circuitry for the compensation of natural radioactivity. Symp. on Instruments and Techniques for the assessment of airborne radioactivity in nuclear operations, IAEA Wien

2) **Brown, D.P. et al.:** A Coincidence-Count-Particulate Air Monitor,Seventh Meeting of the Health Physics Society, Chicago, 1962, P/27, HW-57384 (1963)

3) **Finsterwalder, L.,** Raum- und Abluftüberwachung in Wiederaufarbeitungsanlagen, in: "Raum- und Abluftüberwachung auf Radioaktivität", Fachverband für Strahlenschutz Karlsruhe (1973) S. 147

4) **Gebauer, H.,** Eine Methode zur Kompensation der natürlichen Radioaktivität der Luft durch ß-a-Pseudokoinzidenzen, Kerntechnik 7, 1965, S. 322

5) **Gebauer, H.,** Messung radioaktiver Aerosole, in: "Raum- und Abluftüberwachung auf Radioaktivität", Fachverband für Strahlenschutz, Karlsruhe (1973 a), S. 39

6) **Gebauer, H.,** Messung radioaktiver Aerosole, in: "Raum- und Abluftüberwachung an kerntechnischen Einrichtungen", BF-Vertriebs-GmbH Karlsruhe, 1973 b, Firmenschrift BF-54-W-1-1273

7) **Gebauer, H.,** Überwachungsanlagen für radioaktive Aerosole, Atomwirtschaft XIX, 1974, S. 81

8) **Iredale, P. and G. Hinder:** The Detection of Airborne Plutonium Hazards, AERE-R-3783 (1962)

9) **Jacobi, W.,** Das zukünftige ICRP-Konzept zur Ableitung von Grenzwerten für die Inhalation radioaktiver Stoffe, in: "Raum- und Abluftüberwachung auf Radioaktivität", Fachverband für Strahlenschutz, Karlsruhe (1973) S. 7

10) **Jehanno, G., A. Blanc, C. Lallemant and G. Roux,** Appareils recents et methodes nouvelles pour la mesure de la concentration des produits radioactifs dans l'atmosphere. Proc. IInd Int. Conf. on the Peaceful Uses of Atomic Energy, 15/P/329 (1958)

11) **Kiefer, H., und R. Maushart,** in "Strahlenschutzmeßtechnik", G. Braun Verlag, Karlsruhe 1964

12. **König, L.A. u.a.,** Gegenüberstellung der Ergebnisse der Raumluftüberwachung und der Inkorporationsüberwachung im Kernforschungszentrum Karlsruhe, in: "Raum- und Abluftüberwachung auf Radioaktivität", Fachverband für Strahlenschutz, Karlsruhe, (1973), S. 183

13) **Labor Berthold (1966);** Schaltung zur Bestimmung der Zahl von in Pseudokoinzidenz auftretenden Impulsen in einem Kernstrahlungsmeßgerät, Patentschrift 1564 265

14) **Labor Berthold,** Pseudokoinzidenzlogik LB 2249, Firmenschrift (1974)

15) **Müller, S. und P. Nemecek (1966);** Fortschritte des ABPD-Verfahrens zur Unterdrückung der natürlichen Luftaktivität, Firmenschrift Frieseke & Hoepfner, Erlangen

16) **Rankin, M.D.:** The Use of Coincidence Counting Techniques for Analyzing Low Level Plutonium Contamination on Filters, Nucl. Instr. and Methods 24, No. 2 (1963) p. 221

17) **Vaane, J.P.,** Hazards Connected with the handling of Transuranium Elements and methods used for the protection of personnel, Actinide Reviews 1 (1969) S. 337

18) **Vaane, J.P., and E.M.M. de Ras,** Experience with the use of continuous a air monitor, using large area proportional counters and an improved pseudo coincidence circuitry, in: "Proceedings of the first International Congress of Radiation Protection", Pergamon Press 1966, S 997

PROBLEME DER EINSTELLUNG VON WARNSCHWELLEN BEI MONITOREN ZUR ÜBERWACHUNG VON RADIOAKTIVEN AEROSOLEN.

W. DOBIASCH

Münchener Apparatebau, Kimmel KG,
Ottobrunn

Zur kontinuierlichen Überwachung der Aerosolaktivität in Luft werden heute fast ausschließlich Filtergeräte verwendet, da nur über ein Anreicherungsverfahren eine genügend empfindliche Messung möglich ist. Andererseits jedoch wirft das Verfahren der kontinuierlichen Abscheidung der Aerosole und gleichzeitigen Messung der Aktivität einige Probleme auf. Es wird nicht die augenblicklich vorhandene Aktivität der Luft (Ci/m^3) gemessen, sondern die im Laufe der Zeit auf dem Filter abgeschiedene Aktivität (Ci/t). Die Menge dieser Aktivität hängt jedoch primär von dem Luftdurchsatz, bzw. der Sammelzeit ab. Somit wird eine als Warnschwelle vorgegebene Impulsrate in einer von der Aktivitätskonzentration der Luft abhängigen Zeit erreicht. Diese Ausnahme hat jedoch nur dann Gültigkeit, wenn die Halbwertszeit der infrage kommenden Strahler lang ist, im Vergleich zu der zur Alarmauslösung notwendigen Sammelzeit. Es ist also durchaus möglich, daß bei kurzlebigen Isotopen vor Erreichen der Warnschwelle ein Gleichgewichtszustand zwischen der neu hinzukommenden und der zerfallenden Aktivität auf dem Filter erreicht wird.

Aus diesem Grund sind in modernen Geräten neben der üblichen Schwelle für Maximum-Alarm auch noch eine differentielle Schwelle zur Überwachung eines unzulässig hohen Aktivitätsanstiegs eingesetzt. Das Funktionsprinzip, bzw. die differentielle Warnschwelle sei anhand des Aerosol-Monitors, Typ AMF 2.1 der Firma Münchener Apparatebau, Kimmel KG erläutert.

Die zu messende Luft wird von einer Kreiskolbenpumpe über ein Filter gesaugt. Das Filter hält den Staub und somit auch die radioaktiven Aerosole zurück. Ein hinter dem Filter angeordneter Detektor mißt die angesammelte Aktivität. Die vom Detektor abgegebenen Impulse werden in einem Digitalzähler während einer wählbaren Meßzeit von 1 oder 1o Minuten aufaddiert. Eine, mit einem zweistelligen Daumendrehschalter einstellbare Warnschwelle dient zur Auslösung des Maximum-Alarmes. Soweit gleicht das beschriebene Gerät den bekannten Aerosol-Monitoren. Die entscheidende Verbesserung, die differentielle, auch gleitende Warnschwelle genannt, arbeitet wie folgt:

Nach Ablauf des ersten Meßzyklus wird der Impulsinhalt des Zählers in ein Memory geschoben. Mittels eines zweistelligen Daumendrehschalters kann die im Memory eingelesene Impulsanzahl um einen Betrag ΔN erhöht werden. Übersteigen nun im darauffolgenden Meßzyklus die im Zähler aufaddierten Impulse die im Memory eingelesene Impulsmenge plus Aufsattelung, so wird über einen Vergleicher Alarm ausgelöst, da dies einem unzulässig hohen Aktivitätsanstieg innerhalb des Meßzyklus entspricht.
Stellt jedoch der Vergleicher fest, daß die Impulsrate im Memory kleiner ist als im Zähler, d.h., daß kein unzulässig

hoher Aktivitätsanstieg vorliegt, dann erfolgt die Impulsaufsattelung auf den nach Meßzeitende neu eingelesenen Wert. Dieser Vorgang wiederholt sich permanent. Bildlich ausgedrückt kann man sagen, die Warnschwelle gleitet mit der Impulsrate mit. Erst ein zu steiler Impulsratenanstieg löst einen Alarm aus.

Die Differentiation der Impulsrate über die Zeit läßt sich auch in Analogtechnik durchführen. Die Vorzüge der Digitaltechnik sind Genauigkeit in der Meßwertverarbeitung und geringer statistischer Fehler durch Wahl von langen Meßzeiten.

Die Überwachung der künstlichen Aerosol-Aktivität wird durch die natürlich vorhandene Aktivität der Radon- und Thoron-Folgeprodukte erschwert, deren Konzentration je nach Ort, Tageszeit und Wetterbedingungen zwischen 5×10^{-11} und 5×10^{-10} Ci/m^3 schwanken kann. Innerhalb geschlossener Räume ist je nach Baumaterial auch eine Konzentration von 10^{-9} Ci/m^3 möglich, die wiederum je nach Belüftung um mehr als einen Faktor 10 abnehmen kann. Diese Tatsache ist sowohl bei der Festlegung der Einstellwerte für die Maximum-Warnschwelle, als auch für die differentielle Warnschwelle zu berücksichtigen.

Im Folgenden sei anhand einer praxisbezogenen Aufgabenstellung die Berechnung der Warnschwelleneinstellung unter Zugrundelegung der Kenndaten des Aerosol-Monitors, Typ AMF 2.1 der Firma Münchener Apparatebau, Kimmel KG, aufgezeigt.

Parameter der Berechnung:

1. Gewünschter Wechselrhythmus für den Filter: 1 Woche
   Diese lange Filterstandzeit ist in der relativ staubfreien Luft eines Kernkraftwerkes durchaus realistisch, zumal eine Unterdrucküberwachung hinter dem Filter ein unzulässiges Absinken des Meßluftdurchsatzes signalisiert.

2. Geforderte prompte Alarmauslösung bei einer Konzentration von $> 2 \times 10^{-9}$ Ci/m^3 Spalt- und Korrosionsprodukte.

3. Keine Alarmauslösung sowohl von der differentiellen, als auch von der Maximum-Warnschwelle durch die natürliche Aerosolaktivität, deren Konzentration zwischen 1×10^{-9} und 1×10^{-10} Ci/m^3 schwanken kann.

4. Keine Alarmauslösung bei einer permanent vorhandenen langlebigen Aktivität von $< 5 \times 10^{-12}$ Ci/m^3 auch am Ende der unter Punkt 1 spezifizierten Standzeit des Filters von 1 Woche.

Zur Vereinfachung der Berechnung sei eine mit δ bezeichnete Kennzahl für den Aerosol-Monitor eingeführt. Diese Kennzahl enthält alle gerätespezifischen Daten des Aerosol-Monitors, wie Pumpenleistung, Filterwirkungsgrad, Abstand Filterzählrohr und Zählrohr-Wirkungsgrad für eine bestimmte Energie, bezogen auf eine Meßzeit von 10 Minuten. Für den betrachteten Monitor, Typ AMF 2.1 beträgt δ (10 min.) = $4{,}2 \times 10^{-10}$ Ci/m^3 für 1 ips, ermittelt aus der Pumpenleistung von 1,3 m^3/h, dem Filterwirkungs-

grad von 98%, dem Abstand Zählrohr-Filter 2 mm und einem Zählrohrwirkungsgrad von 3o% für einen mittelenergetischen Beta-Gamma-Strahler vergleichbar Cäsium 137. Der Einstellwert der Maximum-Schwelle wird primär durch die in Punkt 4 genannte Aktivitätskonzentration A Min. bestimmt. Diese Aktivitätskonzentration verursacht einen Impulsratenanstieg innerhalb von 1o Minuten von:

$$\frac{A\ Min.\ (Ci/m^3)}{\delta\ (Ci/m^3/ips)} = \frac{5 \times 1o^{-12}}{4,2 \times 1o^{-1o}} = 1,2 \times 1o^{-2}\ ips/1o\ min.$$

Die Standzeit des Filters ist gemäß Punkt 1 mit einer Woche = 7 Tage, oder 168 Stunden, oder 9o6 1o-minütige Meßzeitzyklen angesetzt. Damit ergibt sich am Ende einer Woche eine Impulsrate von:

$$1,2 \times 1o^{-2}\ (ips/1o\ min.) \times 96o\ (1o\ min.) = 11o\ ips.$$

Die natürliche Aktivität wird zu diesem Ergebnis je nach maximaler oder minimaler Konzentration von $1 \times 1o^{-9}$ bzw. $1 \times 1o^{-1o}$ Ci/m^3 mit einer, dem Aktivitätsgleichgewicht auf dem Filter entsprechenden Impulsrate von 2o ips, bzw. 2 ips beitragen. Somit ergibt sich ein Einstellwert für die Maximum-Warnschwelle von:

$$11o\ ips + 2o\ ips = 13o\ ips.$$

Der Einstellwert für die differentielle Warnschwelle ermittelt sich aus den unter Punkt 2 genannten Aktivitäten A Max. zu:

$$\frac{A\ Max.\ (Ci/m^3)}{\delta\ (Ci/m^3/ips)} = \frac{2 \times 10^{-9}}{4{,}2 \times 10^{-10}} = 4{,}7\ ips/10\ min.$$

d.h. tritt innerhalb der Standzeit von 1 Woche zu einem beliebigen Zeitpunkt eine Konzentration von $> 2 \times 10^{-9}$ Ci/m^3 auf, so wird durch die differentielle Warnschwelle Alarm ausgelöst. Anzumerken ist, daß selbstverständlich die zur Warnschwellenermittlung angenommene künstliche Aerosol-Aktivität größer sein muß, als die maximal auftretende natürliche Aktivität der Radon- Thoron-Folgeprodukte. Bei der in diesem Beispiel gewählten Meßzeit von 10 Minuten und der maximal zulässigen Impulsrate von 130 ips am Ende der Sammelzeit, ist eine Fehlauslösund der differentiellen Warnschwelle, verursacht durch die statistische Schwankung, nicht möglich.

$$\sigma(ip) = \sqrt{\frac{n\ (ips)}{t\ (sec)}} = \sqrt{\frac{130}{600}} = \pm\ 0{,}465\ ip$$

Aus dem aufgeführten Beispiel läßt sich ableiten, welchen Vorteil der Einsatz der differentiellen Warnschwelle bei einem Aerosol-Monitor bringt, da eine Warnung der unzulässig hohen Aktivität von 2×10^{-9} Ci/m^3 bereits nach 10 Minuten vorliegt. Würde die Warnung nur von der Maximum-Schwelle abgeleitet, so verginge bis zur Alarmauslösung eine Zeit von:

$$\frac{13o\ (ips)}{4,7\ (Ci/m^3/ips)} = 27 \text{ Meßzyklen à } 1o \text{ Minuten} = 4\ 1/2 \text{ Std.}$$

Diese Zeitspanne bis zur Alarmauslösung stimmt, wie schon eingangs erwähnt, nur dann, wenn die Halbwertszeit der infrage kommenden Nuklide deutlich größer ist als 4 1/2 Stunden. Handelt es sich bei dem zu überwachenden Strahler um kurzlebige Spaltprodukte wie z.B. Rubidium 88, oder Cäsium 138, so würde bei der angenommenen Konzentration von $2 \times 1o^{-9}$ Ci/m^3 zwar noch die differentielle Warnschwelle ansprechen, aber auf keinen Fall die Maximum-Warnschwelle.

Abschließend eine Bemerkung zum Einsatz von Aerosol-Monitoren.
Wie schon die Bezeichnung "Monitor" ausdrückt, liegt die Aufgabe eines solchen Gerätes in der möglichst schnellen Signalisierung einer unzulässig hohen Aktivitätskonzentration in der Luft. Diese Meldung dient zum frühzeitigen Erkennen einer möglichen Gefährdung von Personal oder Umwelt. Die Klassifizierung oder Bilanzierung der Aerosol-Aktivität soll wie bisher durch kontinuierliche Probenahme und Auswertung der Filter, bzw. Proben in einem entsprechend ausgerüsteten Labor durchgeführt werden.