Eröffnungsb.:

Strahlenschutz und Umweltschutz

Band II

JAHRESTAGUNG 1974

des Fachverbandes für Strahlenschutz e. V.

Verunreinigung des Wassers durch nicht radioaktive Stoffe

In der Natur gibt es kein reines Wasser, es enthält immer irgendwelche Substanzen. Auf seinem Kreislauf vom Meer über die Atmosphäre zur Erde und wieder zurück zum Meer nimmt das Wasser gelöste Gase, ungelöste Stoffe, anorganische Salze, organische Verbindungen und Mikroorganismen auf, und zwar der verschiedensten Arten und in wechselnden Konzentrationen. Seine Temperatur schwankt in einem weiten Bereich zwischen + 0°C und + 25° C. Stoffaufnahme und Änderung des Wärmezustandes sind hauptsächlich von den gegebenen örtlichen und regionalen Verhältnissen abhängig und erfolgen entweder auf natürlichem Wege oder auf Grund menschlicher Tätigkeiten.

Ob die aufgenommenen oder zugeführten Stoffe oder der angetroffene Wärmezustand das Wasser verunreinigt haben, hängt von den Anforderungen ab, die an die Beschaffenheit des Wassers in Bezug auf seine Nutzung oder Verwendung gestellt werden. Gesetzliche Regelungen sind dafür noch nicht getroffen. So hat beispielsweise Mineralwasser einen weit höheren Gehalt an gelösten Bestandteilen und freier Kohlensäure, als Trinkwasser nach den Leitsätzen für die zentrale Trinkwasserversorgung haben soll. Aber auch Trinkwasser muß bestimmte Salze enthalten, wenn es gut schmecken soll. Andererseits kann Trinkwasser dann nicht in industriellen Produktionsprozessen verwendet werden, wenn dafür das Wasser besonders rein, also frei von bestimmten Stoffen, sein muß. Viele Wasserinhaltsstoffe gehören normalerweise nach Art und Menge zum Wasser. Es muß also im Einzelfall entschieden werden, ob das jeweils zur Verfügung stehende Wasser für die beabsichtigte Nutzung geeignet ist.

Außer den "normalen" Inhaltsstoffen werden heute im Wasser aber auch Stoffe gefunden, die das Leben und Wirken des Menschen ernsthaft gefährden können. Diese Stoffe gelangen ebenfalls auf natürlichem Wege und durch menschliche Einwirkungen in das Wasser, und zwar mit häuslichem, industriellem und landwirtschaftlichem Abwasser, mit Kühlwasser, bei der Ablagerung und Verbrennung von Abfällen, durch Verwendung von Mineraldünger und Pflanzenschutzmitteln, Mineralölen und anderen wassergefährdenden Stoffen sowie infolge von Luft- und Bodenverschmutzungen. Diese Schmutz- und Schadstoffe sind eine Folge unserer Lebensgewohnheiten, der hohen Industrialisierung und der technologischen Entwicklung in der Landwirtschaft. Ihrer Wirkung nach können sie als Stoffe definiert werden, die die menschliche Gesundheit gefährden oder nachteilig auf sie einwirken, die Tier- und Pflanzenwelt schädigen, die verschiedenartigen Nutzungen des Wassers beeinträchtigen und schließlich auch den Erholungswert des Wassers mindern können.

Um die Verunreinigung und Gefährdung des Wassers sicher beurteilen und ggf. auch Gegenmaßnahmen vorschlagen zu können, muß Klarheit über die Herkunft und die Art der Schmutz- und Schadstoffe, ihre Wege in das Grund- und Oberflächenwasser und über einige wesentliche Zusammenhänge in Verbindung mit den wasserwirtschaftlichen Gegebenheiten bestehen. Der größte Teil der infrage kommenden Schmutz- und Schadstoffe wird in der Luft, auf dem Boden und im menschlichen Tätigkeitsbereich angetroffen. Ihre Verbreitung hängt außer vom Aggregatzustand von der Art und vom Ort des Entstehens, der Freisetzung und Verwendung sowie von klimatischen und meteorologischen Einflüssen ab. Sie können aus fünf verschiedenen Gründen in das Wasser gelangen:

1. im Rahmen des natürlichen Wasserkreislaufes mit den Niederschlägen,
2. im künstlichen Kreislauf von den Wasservorkommen über Wassernutzung und Abwassereinleitung wieder zu den Oberflächengewässern,

3. unmittelbar beim Umgang mit wassergefährdenden Stoffen,
4. durch den Verkehr auf dem Wasser und
5. als Sekundärwirkung bei der Überproduktion von Biomassen im Wasser selbst.

Von den die Luft verunreinigenden Stoffen, die als Rauchgase, Abgase und Feinstäube aus Haus- und Industriefeuerungen, industriellen und gewerblichen Prozessen, aus dem Kraftfahrzeugverkehr, der Massentierhaltung und Müllverbrennung stammen, wird Wasser insbesondere durch Schwefeldioxide, Kohlenwasserstoffe, polychlorierte Biphenyle, Fluor- und Bleiverbindungen sowie Eisenoxide verunreinigt.

Von den Natur- und Kulturböden werden vor allem - infolge der überreichlichen Verwendung von Mineraldünger und Pflanzenschutzmitteln - Stickstoff, Phosphate, Kalium, anorganische und organische Quecksilber-, Arsen-, Blei-, Zink-, und Zinnverbindungen sowie Kohlenwasserstoffe in das Wasser geschwemmt, ferner Erde und organisches Material aus der Tier- und Pflanzenwelt sowie Mikroorganismen. Die Zivilisationsflächen liefern außerdem Straßendreck, Abrieb aus Teer, Bitumen und Gummi, Ölreste und saisonbedingt Streusalz.

Die im unmittelbaren menschlichen Lebens- und Tätigkeitsbereich anfallenden Schmutz- und Schadstoffe werden im Wasser nach Einleitung der mehr oder weniger gereinigten Abwässer wieder vorgefunden. Nach den hauptsächlichen Verunreinigungsquellen unterscheidet man häusliches oder - wenn Gewerbebetriebe mit einbezogen werden - kommunales Abwasser, industrielles und landwirtschaftliches Abwasser sowie Sickerwasser von Müllkippen. Die Beschaffenheit der einzelnen Abwasserarten wechselt sehr stark und ist auch untereinander sehr verschieden. Die im Abwasser eines Entsorgungsgebietes vorgefundenen Inhaltsstoffe werden weitestgehend von der Eigenart des Siedlungsgebietes bestimmt, ob z.B. ein reines Wohngebiet vorliegt oder ein gemischtes Wohn- und Gewerbegebiet mit besonders abwasserintensiven Betrieben.

Häusliches oder kommunales Abwasser liefert vor allem organische und sauerstoffzehrende Stoffe, Detergentien, Haushaltschemikalien, Keime und Viren. Je nach Art des vorhandenen Gewerbes können auch solche Stoffe vorhanden sein, die hauptsächlich im industriellen Abwasser enthalten sind, nämlich anorganische Stoffe, Salze von Schwermetallverbindungen, toxische Stoffe und Metalle, Detergentien, Mineralölprodukte, Kohlenwasserstoffe und Abwärme. Im landwirtschaftlichen Abwasser, das im häuslichen Bereich, in Massentierhaltungen und in Verarbeitungsbetrieben für pflanzliche und tierische Produkte anfällt, befinden sich vorwiegend organische, sehr stark sauerstoffzehrende Stoffe, Stickstoff, Phosphat, Pestizide, Hormone, Fette, grobe Produktionsabfälle, Keime und Viren, erdige Stoffe und Abwärme. Sickerwasser von Müllkippen enthält wasserlösliche und suspendierbare Bestandteile von anorganischen und organischen Abfallstoffen, toxische Stoffe, Keime und Viren.

Durch Unfälle, Schäden und Störungen beim Transport und bei der Lagerung wassergefährdender Stoffe können Heizöle, Treibstoffe und im Einzelfall auch besonders toxische Stoffe in das Wasser gelangen. Durch den Verkehr auf dem Wasser wird das Wasser mit Mineralölen, Blei und Abfällen verunreinigt. Schließlich werden auch im Bereich der Oberflächengewässer Stoffe produziert, die die Verunreinigung des Wassers zusätzlich vergrößern können. Es handelt sich um toxische Stoffe und Abbauprodukte, die bei der Überproduktion von Algen und Makrophyten entstehen. In diesem Zusammenhang muß auch auf die Möglichkeit der gegenseitigen Verunreinigung hingewiesen werden, die zwischen Grundwasser und Oberflächenwasser je nach den hydrologischen Gegebenheiten besteht sowie auf die Verschmutzung der Hohen See und der Küstengewässer durch Schmutz- und Schadstoffe aus den in das Meer mündenden Flüssen und auf die Versalzung des küstennahen Grundwassers durch Meerwasser.

Diese Aufzählung von Schmutz- und Schadstoffen ist nicht vollständig. Die Zahl der Stoffe ist zu groß, um alle aufführen zu können. Ebenso kann mit dieser Aufzählung kein Hinweis

auf Art und Maß der Verunreinigung des Wassers gegeben werden. Entscheidend ist, daß die Schmutz- und Schadwirkung jeder Substanz von ihrer Konzentration im Wasser abhängt,die durch Kombinationswirkung mit anderen Wasserinhaltsstoffen noch verändert werden kann. Aus wasserfachlicher Sicht werden die Schmutz- und Schadstoffe dann als wasserverunreinigend und wassergefährdend eingestuft, wenn sie auf Menschen, Tiere und Pflanzen toxisch wirken, Krankheiten verursachen, im Wasser schwer oder nicht abgebaut werden können, die natürliche Selbstreinigungskraft des Wassers beeinträchtigen, den Gehalt des Wassers an Nährstoffen erhöhen oder den Gehalt an Sauerstoff herabsetzen.

Die toxische Wirkung von Stoffen und die krankheitserregende Wirkung von Mikroorganismen, wie pathogenen Keimen und Viren, im Wasser kann nicht von den Stellen der Wasserwirtschaft bestimmt werden, das müssen die dafür zuständigen Stellen tun. Das Wasser dient in diesen Fällen vornehmlich als Transportmittel. Über Art und Umfang der Verunreinigung des Wassers durch die anderen Stoffe ist folgendes zu sagen:

Grundwasser ist vor der Verunreinigung durch diese Substanzen dann verhältnismäßig gut geschützt, wenn ausreichende Bodenschichten für die Reinigung des Niederschlagswassers sorgen können. Nicht zu übersehen ist allerdings die zunehmende Anreicherung des Grundwassers mit Nitraten, die aus der intensiven Mineraldüngung von landwirtschaftlich genutzten Böden stammen. Es besteht außerdem eine latente Gefährdung des Grundwassers durch wassergefährdende Stoffe, insbesondere in Wohngebieten mit den zahlreichen Heizölbehältern oder in Indudtriegebieten und im Bereich von Produktenleitungen.

Oberflächenwasser ist dagegen weit mehr gefährdet als Grundwasser,weil eine natürliche Schutz- und Reinigungsschicht fehlt. Nur die Selbstreinigungskraft des Wassers vermag zur Reinhaltung des Wassers beizutragen. Es handelt sich hier um einen Vorgang, in dem leicht abzubauende, organische Substanz

durch Bakterien und Urtierchen sowie mit Hilfe der Sonneneinstrahlung mineralisiert und sedimentiert wird. Diese Eigenleistung der Oberflächengewässer, die außerdem einen intakten Sauerstoffhaushalt voraussetzt, kann aber durch toxische und schwer abbaubare Stoffe aufgehoben oder durch ein Überangebot an leicht abzubauende, sauerstoffzehrende Substanzen zeitlich und streckenweise eingeschränkt oder ausgesetzt werden. Zu einer Verschlechterung der Selbstreinigungsleistung der Gewässer trägt auch Kühlwasser bei, das das Wasser zwar nicht verunreinigt, aber die Belastbarkeit des Gewässers mit organischer Substanz erheblich zu reduzieren vermag.

Mineralöle führen im Wasser zu unangenehmen Geschmack und Geruch. Wenn sie flächenweit auf dem Wasser aufschwimmen, können sie den für den Sauerstoffhaushalt des Gewässers wichtigen Sauerstoffaustausch Atmosphäre/Wasser unterbinden.

Waschmittel haben in der Vergangenheit zur Schaumbildung im Wasser geführt. Inzwischen ist die damals verwendete waschaktive Substanz, die biologisch schwer abbaubar war, durch einen gut abzubauenden Stoff ersetzt worden. Da die Waschmittel aber auch Phosphate enthalten und damit zur Nährstoffanreicherung im Wasser beitragen, sind sie aus wasserfachlicher Sicht nach wie vor problembeladen.

Erdige Stoffe trüben das Wasser und führen bei größeren Schwebstofffrachten zu einer zeitlich begrenzten, lästigen Verschmutzung der Gewässer.

Zu einer wachsenden und bleibenden Verunreinigung des Wassers tragen noch jene Schmutz- und Schadstoffe bei, die sich biologisch schwer oder überhaupt nicht abbauen lassen. Es sind dies Stoffe, die durch Schädigung der Biozönose des Wassers die Selbstreinigungskraft der Gewässer unwirksam werden lassen können und deswegen vom biologischen Abbau nicht erfaßt werden oder die biologisch indifferent sind. Diese Stoffe unterlaufen den Selbstreinigungsprozess der Gewässer, ver-

bleiben im Wasser und reichern sich im Gewässerschlamm oder innerhalb der Nahrungskette an.

Außer den natürlichen Vorgängen zum Abbau von Verunreinigungen sorgen auch Kläranlagen für die Reinhaltung des Wassers. Kläranlagen werden von den Städten, Gemeinden oder Abwasserverbänden zur Reinigung kommunaler Abwässer gebaut und betrieben. In besonders gelagerten Fällen - bei hohem Abwasseranfall oder besonders aufwendig zu reinigendem Abwasser - wird das Abwasser aus Industrie- oder landwirtschaftlichen Betrieben auch in betriebseigenen Anlagen gereinigt. Insgesamt gesehen reicht die Zahl der in der Bundesrepublik vorhandenen Kläranlagen nicht aus, das anfallende Abwasser so zu reinigen, daß sich die Verunreinigung der Gewässer in erträglichen Grenzen hält. Diese mißliche Situation wird sich noch weiter verschlechtern, weil ein Teil der Kläranlagen viel zu klein oder verfahrenstechnisch altmodisch geworden ist, um die zwischenzeitlich im Entsorgungsgebiet gestiegene Abwasserlast befriedigend im Sinne der Gewässerreinhaltung reinigen zu können.

Um der noch immer wachsenden Verunreinigung des Wassers richtig begegnen zu können, müssen Kläranlagen gebaut werden. Hinzu kommen noch weitere unterstützende Maßnahmen wie Weiterentwicklung des rechtlichen Instrumentariums, Förderung der Wasserforschung und Verbesserung der Ausbildung des Fachpersonals. Über den derzeitigen Zustand der Gewässer informiert die jetzt herausgegebene "Gewässer - Gütekarte der Bundesrebublik Deutschland". Darin ist über die Hälfte der Oberflächengewässer der Bundesrepublik als stark oder übermäßig verschmutzt dargestellt worden.

Die zur Zeit in anderen Fachbereichen ergriffenen Schutzmaßnahmen zur Herabsetzung der Umweltverschmutzung werden sich auch auf die Verunreinigung des Wassers auswirken. Dabei wird weniger an eine Verlagerung oder gar Abschiebung des Verschmutzungsproblems auf die Wasserseite gedacht, sondern viel-

mehr an eine alle Bereiche gleichermaßen treffende Verringerung von Schmutz- und Schadstoffen an der verursachenden Stelle. Die Menge der in der Luft ausgewaschenen oder am Boden ausgelaugten Schmutz- und Schadstoffe wird geringer werden, wenn die Verschmutzung der Luft erfolgreich abgebaut und die überreichliche und unsachgemäße Anwendung von Mineraldünger und Pflanzenschutzmitteln verhindert werden. Hierzu können auch Schutzmaßnahmen gegen den Bodenabtrag beitragen. Der Abfluß des insbesondere aus der ungeordneten Müllablagerung stammenden Sickerwassers wird sicherlich mit zunehmender Ordnung der Abfallbeseitigung nachlassen.

Der Schutz des Wassers vor Verunreinigung durch Mineralöle und andere wassergefährdende Stoffe wird durch höhere Anforderungen an die Sicherheit der Transportmittel, Lagerbehälter und Rohrleitungen sowie durch Hilfen bei der Beseitigung von Altöl und Bilgenöl immer mehr verbessert. Allerdings werden sich Unfälle und technische Schäden an den Anlagen nicht vermeiden lassen.

Gegen die starke Verunreinigung des Wassers durch Abwässer hilft in erster Linie nur der Bau neuer Kläranlagen und die baldige Modernisierung der vorhandenen Anlagen. Die Kläranlagen müssen großzügiger bemessen und einheitlich mit mechanischer, biologischer und chemisch-physikalischer Reinigungsstufe ausgestattet werden. Im industriellen Bereich müssen schadstoffarme Produktionsverfahren entwickelt und die Herstellung leicht abbaubarer Produkte begünstigt werden. Auch durch Anwendung betriebsinterner Wasserkreislaufverfahren und Einschränkung der Frischwasserkühlung läßt sich die Verunreinigung des Wassers erheblich einschränken.

Für einige der genannten technischen Maßnahmen sind die rechtlichen Grundlagen vorhanden, für andere müssen sie geschaffen werden. Folgende gesetzliche Vorschriften enthalten Bestimmungen gegen die Verunreinigung des Wassers:

1. Wasserhaushaltsgesetz in Verbindung mit den Landes-

wassergesetzen
2. Detergentiengesetz
3. Altölgesetz
4. Lebensmittelgesetz
5. Bundesseuchengetz
6. Abfallbeseitigungsgesetz

Beraten werden zur Zeit der Entwurf eines Abwasserabgabengesetzes und der Entwurf eines 4.Änderungsgesetzes zum Wasserhaushaltsgesetz. Mit dem Abwasserabgabengesetz sollen eine wirksamere Reinhaltung der Gewässer und eine gerechte finanzielle Beteiligung an Maßnahmen zur Gewässerreinhaltung erreicht werden. Im Änderungsgesetz werden Gütemerkmale für die Inanspruchnahme eines Gewässers für Zwecke der öffentlichen Wasserversorgung festgelegt. Bislang enthalten die gesetzlichen Vorschriften keine Bestimmungen über Art und Maß der Stoffe, die in einem Gewässer enthalten sein sollen oder eingeleitet werden dürfen. Nach den bisherigen Erfahrungen und Erkenntnissen wird es aber unumgänglich sein, sowohl für den Zustand der Gewässer als auch für die Beschaffenheit des in die Gewässer eingeleiteten Abwassers verbindliche Angaben zu machen. Die von einem Fachausschuß erarbeiteten Normalanforderungen für Abwasserreinigungsverfahren reichen dafür nicht aus, weil es sich nur um Werte handelt, die der Leistung der heute üblichen Abwasserreinigungsverfahren entsprechen, aber nicht um Zielwerte zur Reinhaltung des Wassers. Zu erwähnen ist noch eine DIN-Vorschrift die Leitsätze für die zentrale Trinkwasserversorgung enthält. Diese Leitsätze bringen hygienische und technische Anforderungen an die Beschaffenheit des Trinkwassers.

Soll ernsthaft eine Verbesserung des Gewässerzustandes durch Begrenzung der Verunreinigung des Wassers erreicht werden, wird es notwendig sein, Werte für die Beschaffenheit des Abwassers festzulegen, die sich an einem vorhandenen oder anzustrebenden, guten Gewässerzustand orientieren.

Über die allgemeine wasserwirtschaftliche Lage in der Bundes-

republik Deutschland können folgende statistische Mittelwerte einen ungefähren Anhalt geben:

Im Rahmen des Wasserkreislaufes werden für das Gebiet der Bundesrepublik jährlich über 2oo Milliarden m^3 Wasser transportiert. Von dieser Wassermenge verdunsten knapp 1oo Milliarden m^3, über 75 Milliarden m^3 fließen oberirdisch ab und etwa 28 Milliarden m^3 versickern in das Grundwasser. Zur Wasserversorgung der Bevölkerung und Industrie werden jährlich etwa 15,7 Milliarden m^3 genutzt, davon etwa 7,3 Milliarden m^3 Grundwasser und etwa 8,4 Milliarden m^3 Oberflächenwasser. Jährlich fallen etwa 16,4 Milliarden m^3 Abwasser an. Davon kommen aus dem kommunalen Bereich 3,5 Milliarden m^3, von der Industrie etwa 4,5 Milliarden m^3 und an Kühlwasser und salzhaltigem Grubenwasser fast 8,4 Milliarden m^3. Diese Zahlen lassen allerdings keine Aussage darüber zu, ob für das Gebiet der Bundesrepublik eine ausgeglichene Wasserbilanz hinsichtlich Wassermenge u n d Wassergüte vorliegt. In einigen größeren Ballungsgebieten weicht die natürliche Verteilung des Wasserdargebotes örtlich und zeitlich von diesen Mittelwerten ab. In diesen Gebieten werden sich Schwierigkeiten bei der qualitativen und quantitativen Deckung des Wasserbedarfes einstellen.

Radioökologie des Meeres und der Binnengewässer

W. Feldt

Isotopenlaboratorium der
Bundesforschungsanstalt für Fischerei, Hamburg

Die relativ junge Wissenschaft Radioökologie ist ein Teilgebiet der allgemeinen Ökologie, die in moderner Definition als die Lehre von der Struktur und Funktion der Natur bezeichnet wird. Sie liefert die Fakten, die erforderlich sind, um das Verhalten von Radionukliden im biogeochemischen Zyklus verstehen zu können. In der Abb.1 sind die wichtigsten Stationen eines biogeochemischen Zyklus schematisch dargestellt, der mit den Produzenten beginnt und über die Konsumenten der ersten und zweiten Stufe zu den Zerlegern des toten organischen Materials führt, womit sich der Kreis schließt. Die anorganischen Stoffe durchlaufen ebenfalls diesen Zyklus, der in der Lichtenergie seinen Motor hat.

Da sich radioaktive Elemente im allgemeinen chemisch völlig gleich verhalten wie die stabilen Isotope, gelingt es also aus dem Wissen über den Zyklus einiger Elemente das Verhalten der entsprechenden Radioisotope zu verstehen resp. vorauszusagen. Die radioökologischen Untersuchungen des Verhaltens radioaktiver Stoffe in den unterschiedlichen Gewässern hat nun umgekehrt dazu geführt, Wissenslücken der allgemeinen Ökologie aufzufüllen. Radioökologie ist also allgemeine Ökologie unter Zusatz der Radioaktivitätsmeßmethoden und der Betrachtung zweier weiterer Probleme: der Strahlenwirkung inkorporierter Radionuklide sowie die Wirkung der Transmutation, d.h. der Veränderung radioaktiver Elemente in ihren chemischen Eigenschaften nach Aussendung eines Strahlenquantes.

In der Ökologie betrachten wir sogenannte "Ökosysteme". Ein Ökosystem ist ein definierter Lebensraum mit Lebensgemeinschaften, die in gleicher Weise abiotischen Faktoren, sprich: physikalisch-chemischen Wechselwirkungen ausgesetzt sind.

Ich möchte im folgenden 3 unterschiedliche Ökosysteme betrachten: das Meer, die Schelfgebiete und die Binnengewässer und die dabei auftretenden Probleme des Strahlenschutzes an einigen exemplarischen Beispielen darstellen.

Radioaktive Stoffe in der Tiefsee

1967 bis 1971 wurden von der ENEA[1)] 67 000 Fässer, die feste radioaktive Abfälle in Zement und Bitumen eingebettet enthielten, in die iberische Tiefsee-Ebene versenkt. Sie enthielten etwa 40 000 Ci Beta- und Gammastrahler und ungefähr 1 000 Ci Alpha-Strahler. Sie wurden deponiert in einer Tiefe von ungefähr 5 000 Meter. Die erste dieser Operationen fand 1967 in dem in der Abb.2 dargestellten Bereich statt.

1966 und 1968 wurden von uns, d.h. dem Deutschen Hydrographischen Institut und der Bundesforschungsanstalt für Fischerei, der ich angehöre, in diesem Gebiet Untersuchungen durchgeführt, um eine Abschätzung der aus dieser Versenkung resultierenden Gefahren zu erreichen. Die Untersuchung[2)] der dort gefangenen Tiefsee-Organismen vor der Versenkungsaktion zeigte (Abb.3), daß auch in 5 000 m Tiefe bereits eine Kontamination durch die langlebigen Spaltprodukte Sr-90 und Cs-137 vorlag.

Die Kontamination lag zwischen 1 bis etwa 6 pCi/kg. Bei den "Actinaria" handelt es sich um kleine Blumentierchen, die mit Hilfe von kleinen Fädchen sich die Nahrung einfächeln. Das ist nur möglich, wenn eine Grundströmung vorhanden ist, um die Nahrungsteilchen zu transportieren. Diese wurde durch Strommessungen des Deutschen Hydrographischen Institutes bestätigt. Bei den Macrouriden handelt es sich um den Rattenfisch, einem Massenfisch der Tiefsee.

Untersuchungen von Kautsky[3)] zeigten (Abb.4 u.5), daß vom Fallout bereits in dem für die Versenkung vorgesehenen 1°-Feld die wesentliche Aktivität sich in den oberen 800 m befindet. Somit waren in dem Untersuchungsbereich bereits in den oberen 800 m ca. 1 200 Ci Cs-137 und 800 Ci Sr-90 vorhanden. Dieser obere Bereich ist nun der Bereich, der am dichtesten besiedelt ist.

In der Abb.6 ist die Tiefenverteilung des Zooplankton, d.h. des tierischen Plankton wie z.B. Krebsarten dargestellt. Man sieht, daß die Organismendichte etwa mit einer e-Funktion in ihrer Abnahme zur Tiefe hin beschrieben werden kann. Die in den versenkten Fässern langsam freiwerdende Aktivität kann nun einmal nach oben defundieren, zum anderen wird sie durch die auf dem Boden vorhandene leichte Strömung verfrachtet. Von der Oberfläche zum Boden hin haben wir neben dem physikalischen Transport einen vertikalen Transport des Fressens und Gefressenwerdens, wo die einzelnen Organismen größere Strecken zurücklegen können im Jagen der Beute. Dieses Fressen und Gefressenwerden geht im wesentlichen von oben nach unten,

aber auch im geringen Maße von unten nach oben, denn auch hier gilt das Recht des Stärkeren. Zum anderen wird mit den aufsteigenden Organismen durch die Stoffwechselprozesse Aktivität in höhere Regionen des Meeres verfrachtet, abhängig von der biologischen Halbwertzeit der Elemente. Um die Auswirkung des vertikalen Transportes von unten nach oben zu beschreiben, wurden gemessen

a) die Primärproduktion in diesem Seegebiet, d.h. die pro qm-Säule des Seegebietes produzierte Menge an organischem Material und

b) die Konzentration wichtiger Isotope in dem Plankton aus den verschiedenen Tiefengebieten, d.h. damit die Konzentrationsfaktoren für die interessierenden Radionuklide im Gleichgewichtsfall.

Unter der Annahme, daß der Umsatz der Biomasse beim Fressen und Gefressenwerden proportional der Organismendichte ist, ließ sich errechnen, daß beim jährlichen Eintrag von 10 000 Ci auf dem Boden des Seegebietes die Gleichgewichtsaktivität im Zooplankton an der Oberfläche zwischen 10^{-5} - 0,3 pCi/kg liegt, je nach Radionuklid, das bedeutet, daß in den Fischen mit einer maximalen Aktivität von 3 pCi/kg zu rechnen war. Diese wurde unter extrem vereinfachenden aber auf der sicheren Seite liegenden Annahmen durchgeführt und wird im Jahre 1975 und 1976 in einer neuen Expedition einer genaueren Überprüfung unterzogen werden.

Radioökologische Probleme im Schelfgebiet

Im Gegensatz zur offenen See haben wir in den Schelfbereichen ein sehr reiches Leben. In der Abb.7 sind die Nahrungsketten bildlich dargestellt, die sich aus den verschiedenen Lebensgewohnheiten und Arten der Organismen ergeben. Voller Leben ist auch der Boden der unseren Küsten vorgelagerten Wattengebiete (Abb.8 u.9). In diesen Abbildungen sehen wir einen normalen Wattenboden, die Öffnungen an der Oberfläche deuten auf Leben unter der Oberfläche hin. Wenn wir nun die unter diesem Boden gefundenen Muscheln sichtbar machen, läßt sich ermessen, welche reiche Besiedlung allein auf 1/10 m^2 im Wattengebiet an der Nordseeküste vorliegen kann.

Im Schelfgebiet haben wir weiterhin die Aufwachszonen der Fische. Wir haben dort eine intensive Küstenfischerei, eine intensive Garnelenfischerei und die Nutzung des Wattengebietes für die Erholung der Bevölkerung. In diese Zone werden nun durch die Flüsse große Mengen radioaktiver Stoffe transportiert, die mit einer gewissen Verweilzeit im Küstenbereich verbleiben.

Während die Kontamination der Fische und Garnelen in diesen Bereichen aufgrund der bekannten Konzentrationsfaktoren relativ leicht in Abhängigkeit von der eingebrachten Aktivität abgeschätzt werden kann, ist es fast unmöglich, die in den Schlicksedimenten abgelagerten Aktivitätsmengen präzise vorauszusagen, da der Boden des Wattengebietes durch die Kraft der Tidenbewegung ständig verlagert wird. Zur Abschätzung bedient man sich der Konzentrationsfaktoren der im Sediment vorhandenen Muscheln, um einen Eindruck der Sedimentsablagerung zu gewinnen. Die außergewöhnlich starke Nutzung der Küstengewässer erfordert eine sehr dichte Überwachung sowie Analyse der Vorgänge.

Der Aktivitätseintrag aus den Flüssen hat mit der Zeit abgenommen, wie aus der Abb.10 im Falle der Ems zu entnehmen ist. 1972 wurden von den Flüssen Ems, Weser und Elbe ca. 35 Ci Sr-90 und Cs-137 eingebracht. Davon stammt etwa 0,1 pro mille von den Kernkraftwerken Würgassen, Lingen und Stade.

Die deutschen Küstengebiete sind aber nur ein Teil der Gesamt-Nordsee und neben der Aktivitätszufuhr aus den Flüssen noch ganz anderen Einflüssen ausgesetzt, die von den Ableitungen in anderen Meeresgebieten bei uns Einfluß gewinnen. So haben die Untersuchungen von Kautsky[4)] gezeigt, daß Aufbereitungsanlagen in anderen Bereichen der Nordsee die Wasseraktivität vor unseren Küsten erhöhen können.

Strahlenschutzprobleme an den Flüssen

In der Abb.11 ist die Sr-90 und Cs-137 - Aktivität des Elbe-Oberflächenwassers in den vergangenen Jahren in den verschiedenen Flußbereichen dargestellt. Das Ansteigen der Aktivität in dem Mündungsbereich ist nicht darauf zurückzuführen, daß in dem Fluß an dieser Stelle ein Eintrag erfolgt ist. Die Erhöhung stammt von dem höher kontaminierten Wasser der Nordsee. Für die Beurteilung der radioaktiven Ableitungen in die Flüsse ist eine detaillierte Untersuchung der Nutzung dieses Lebensraumes (Abb.12) erforderlich. Hier begegnet man oftmals unerwarteten Schwierigkeiten. Legt man bei der Beurteilung der Fischerei die offiziellen Anlandungsstatistiken zugrunde, so erhält man ein absolut falsches Bild der Situation. Da die Fischer in direkter Linie von den Seeräubern abstammen, ist es verständlich, daß sie so wenig Steuern wie möglich zahlen wollen. D.h. der "graue Markt" blüht und die inoffiziellen Gesamtanlandungen sind um Größenord-

nungen höher als die offiziellen. Hier gilt für die radioökologische Analyse der Spruch: Vertrauen ist gut; Kontrolle ist besser.

Nicht alle "Kontaminationspfade" sind gleich gewichtig. Die Wege, über die die stärkste Belastung für eine Bevölkerungsgruppe erfolgt, nennt man die "kritischen Pfade".

Im Unterlauf eines Flusses, d.h. im Tidenbereich, haben wir durch das mehrfache Hin- und Herpendeln der Wassermassen eine Übergangszone zwischen dem Süß- und Salzwasser: das Brackwasser. Da der Konzentrationsfaktor u.a. vom Salzgehalt des Wassers abhängt, ergeben sich für ortstreue Organismen unterschiedliche Konzentrationsfaktoren. Dies gilt ebenfalls für Fische, die sowohl im Salz- als auch im Brackwasser des Flusses auftreten (z.B. die Flundern). Es können unterschiedliche Konzentrationen eines Radionuklides bei gleicher Wasserkontamination entstehen. Das bedeutet z.B. eine stärkere Sr-90 - Aufnahme in den Süßwasserfischen als in den Küstenfischen, womit die Abgabe dieses Radionuklides in die Flüsse kritischer ist als in das Küstenwasser.

Akzeptierbare Aktivitätsaufnahme

Lassen Sie uns bitte zum Abschluß die Flüsse und die Küstengewässer gemeinsam betrachten. Die zunehmende Zahl der im Betrieb, im Bau oder in der Planung befindlichen Kernkraftwerke für den Unterlauf der Flüsse, wie z.B. der Elbe und Weser, zwingt uns, für die Planung Bilanzbetrachtungen durchzuführen. Begriffe wie "Radiologischer Lastplan" oder "Radiologische Kapazität" eines Flußsystems sind bereits mit mehr oder weniger Erfolg verwendet worden, um eine Planungsgröße zu schaffen. Da die genannten Begriffe wegen ihres nicht eindeutig interpretierbaren Begriffsinhaltes wenig Anklang gefunden haben, möchte ich vorschlagen, den Begriff "Akzeptierbare Aktivitätsaufnahme" zu verwenden. Radiologische Kapazität läßt den Eindruck erwecken, als gebe es eine naturgesetzlich klar umrissene Systemkonstante, die, falls sie überschritten ist, wie ein Schwellwert gesehen werden kann. Demgegenüber ist der Begriff der "Akzeptierbaren Aktivitätsaufnahme" zu sehen als die Aktivitätsmenge, die nach Abschätzung von Risiko und Nutzen der Kernenergie-Erzeugung, Nutzung des betrachteten Flußsystems und die Berücksichtigung der hydrologischen Gegebenheiten als akzeptierbare Größe angegeben werden kann. Damit hätte man allein schon vom sprachlichen Ausdruck her

unmißverständlich ausgesagt, daß diese Aktivitätsaufnahme eine Funktion von veränderlichen Parametern ist, die einer ständigen Überprüfung, d.h. einer regelmäßigen radioökologischen Analyse bedürfen.

Literatur

1) "Radioactive Waste Management Practices in Western Europe", ENEA (publ.OECD 1971)

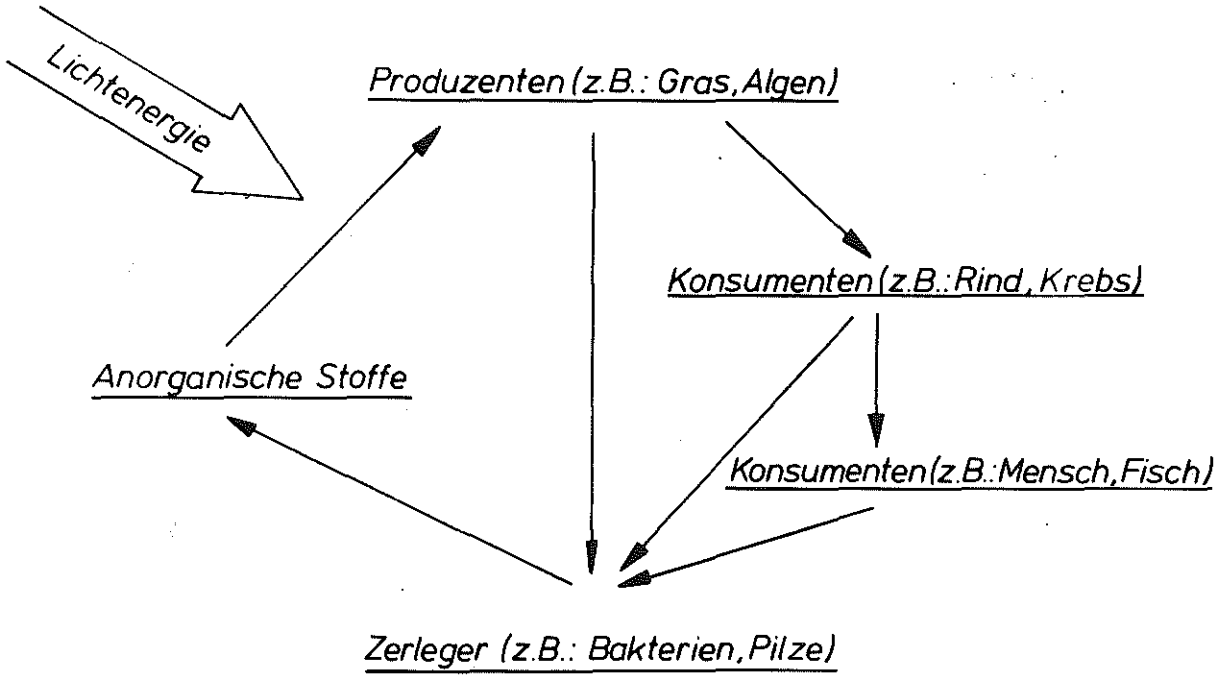
2) Feldt,W.: "Application of the Neutron Activation Analysis in the Radioecology", Int.Symp. on the Application of Neutron Activation Analysis in Oceanography: 25 (1968)

3) Kautsky,H., Prahm,G. und Weichart,G.: "Hydrographic and Chemical Background Established by R.V.Meteor in the Immediate Vicinity of the proposed Dumping Area"; ENEA Seminar in Lissabon 12-14.4.67 (Nicht veröffentlicht)

4) Kautsky,H.: "The Distribution of the Radionuclide Caesium 137 as an Indicator for North Sea Watermass Transport"; Deutsche Hydrogr.Ztschr. Bd.26, Heft 6, S.242-246 (1973)

5) "Radioactive Waste Disposal into the Sea"; IAEA Publ. Safety Series No.5

6) Kühl,H.: "Über die Siedlungsweise von Mya arenaria"; Verhandlg. Deutsche Zool.Ges. Wilhelmshaven 1951



Biogeochemischer Zyklus

Abb. 1

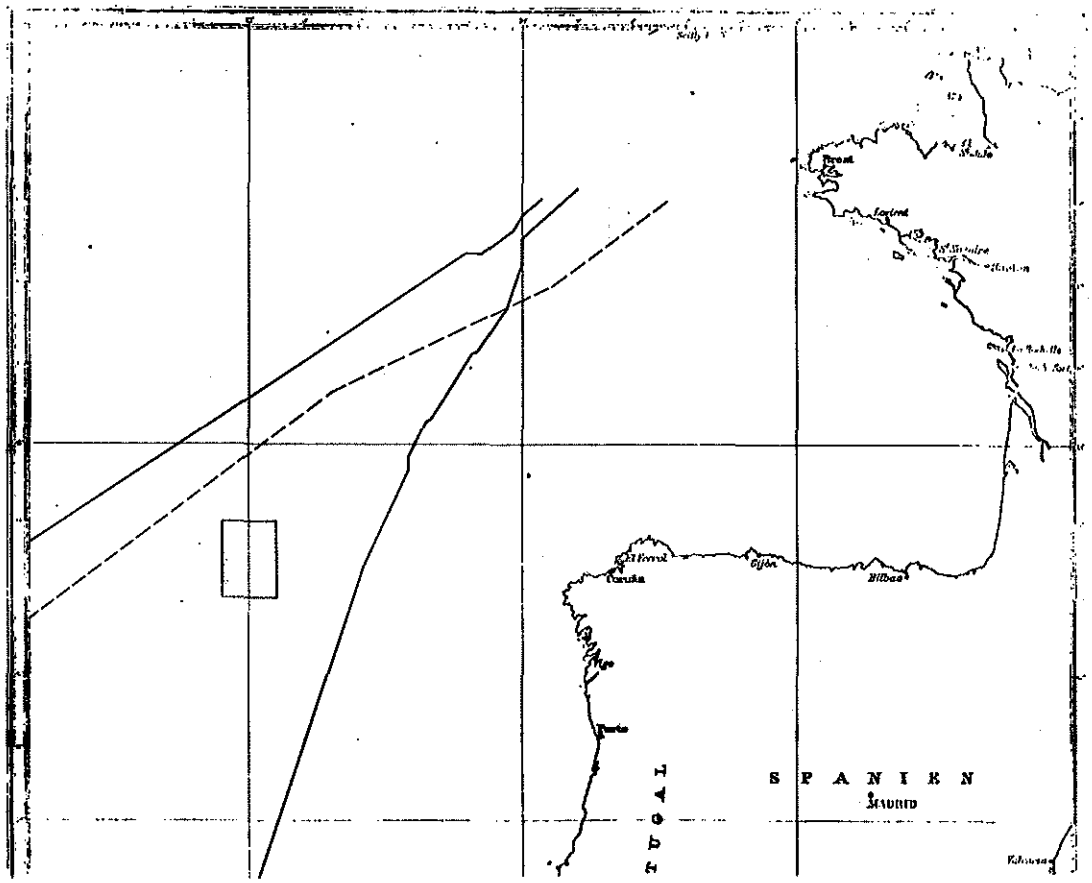


Abb.2: Versenkungsgebiet radioaktiver Abfälle 1967

Fission Products in Deep Sea Organisms

Organism	*Radionuclide*	$\frac{pCi}{g\ ash}$	$\frac{pCi}{kg\ fresh\text{-}weight}$	$\frac{pCi}{g\ Ca}$	$\frac{pCi}{g\ K}$
Actinaria	*Sr 90*	*0,046*	*1,1*	*1,1*	–
	Cs 137	*0,11*	*2,7*	–	*3,8*
Macrourida	*Sr 90*	*0,059*	*2,2*	*0,29*	–
	Cs 137	*0,15*	*5,7*	–	*15*

Abb.3: Spaltprodukte in Tiefseeorganismen

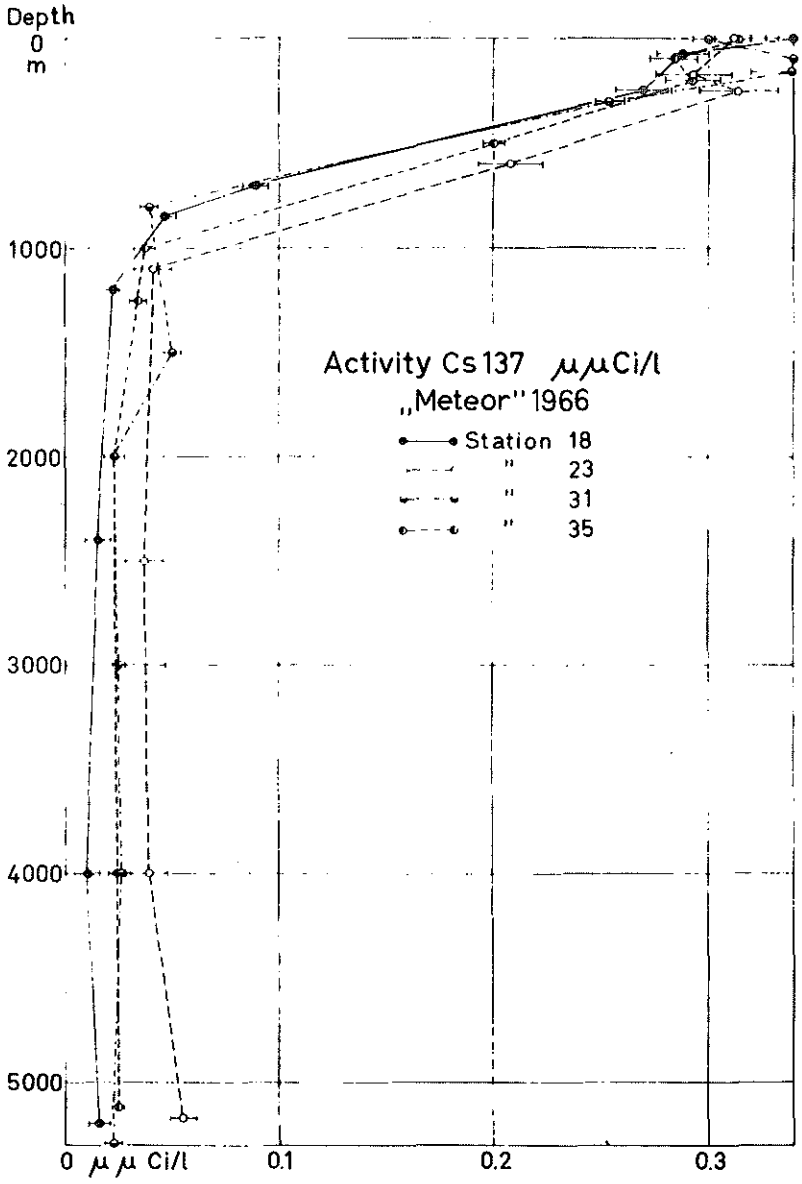


Abb.4: Nach Untersuchungen von Kautsky[3)]

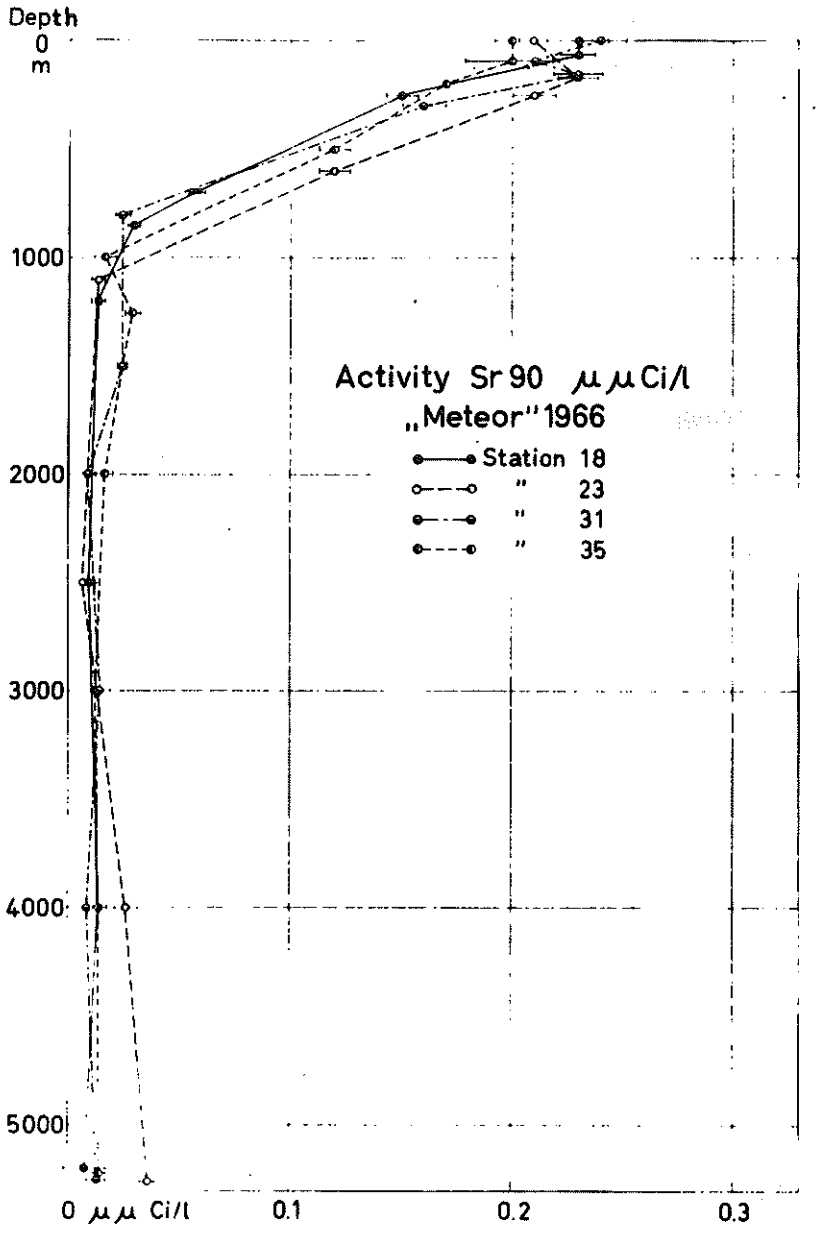


Abb.5: Nach Untersuchungen von Kautsky[3)]

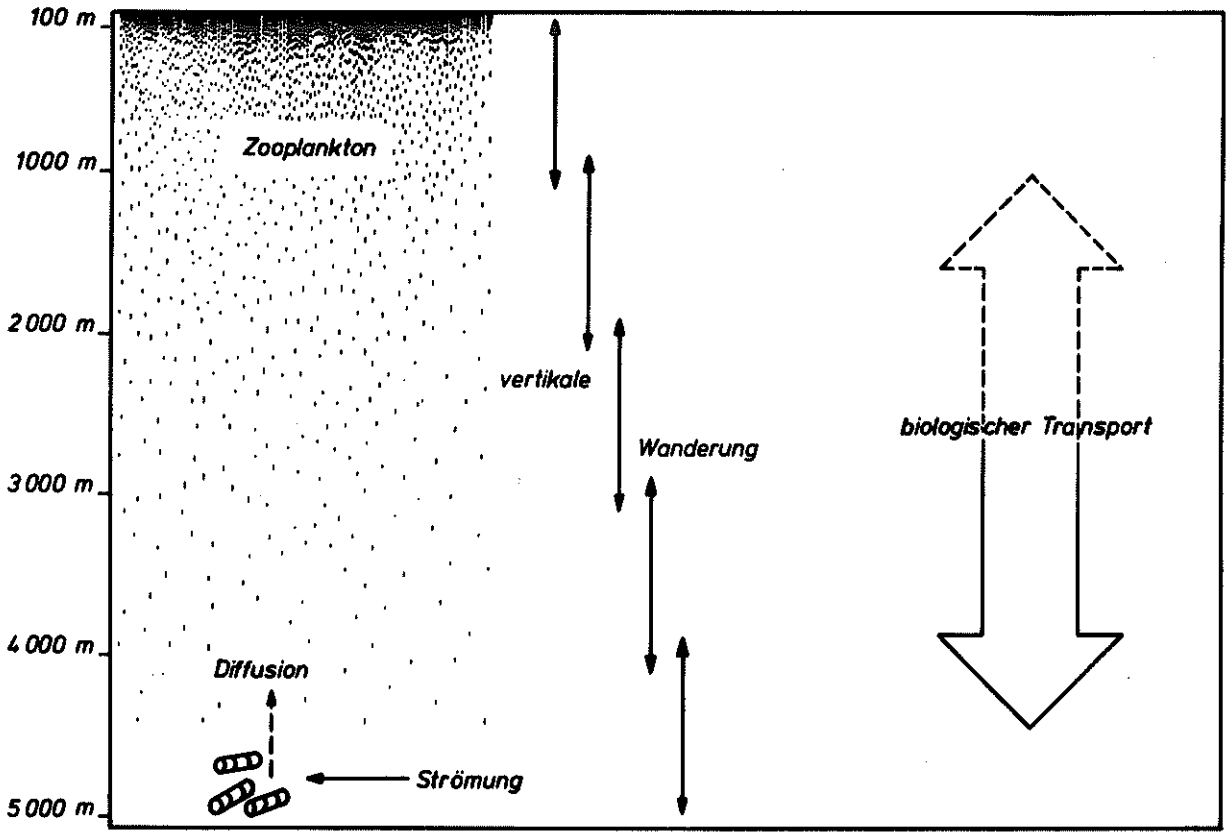


Abb.6: Transport radioaktiver Stoffe durch vertikalen biologischen Transport

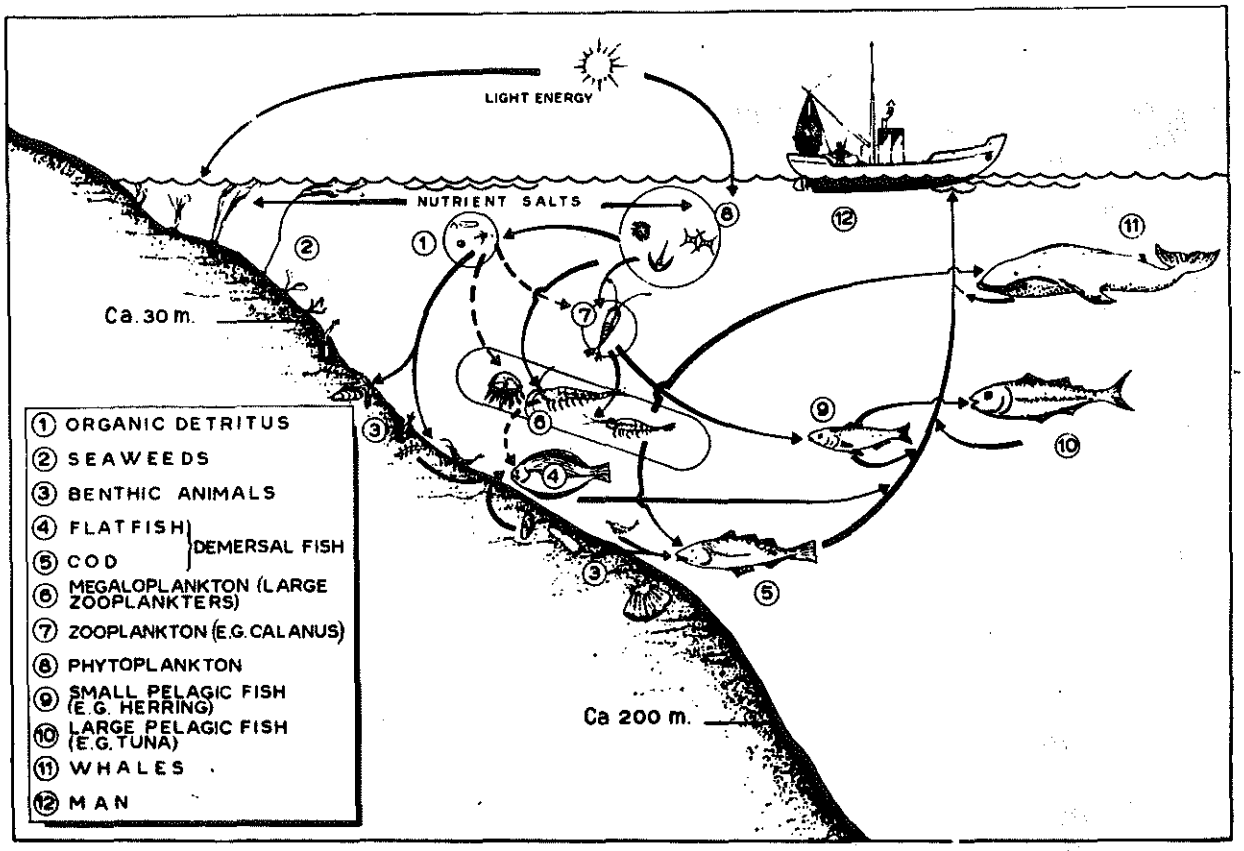


Abb.7: Nahrungskette im Ökosystem Meer und Küste[5)]

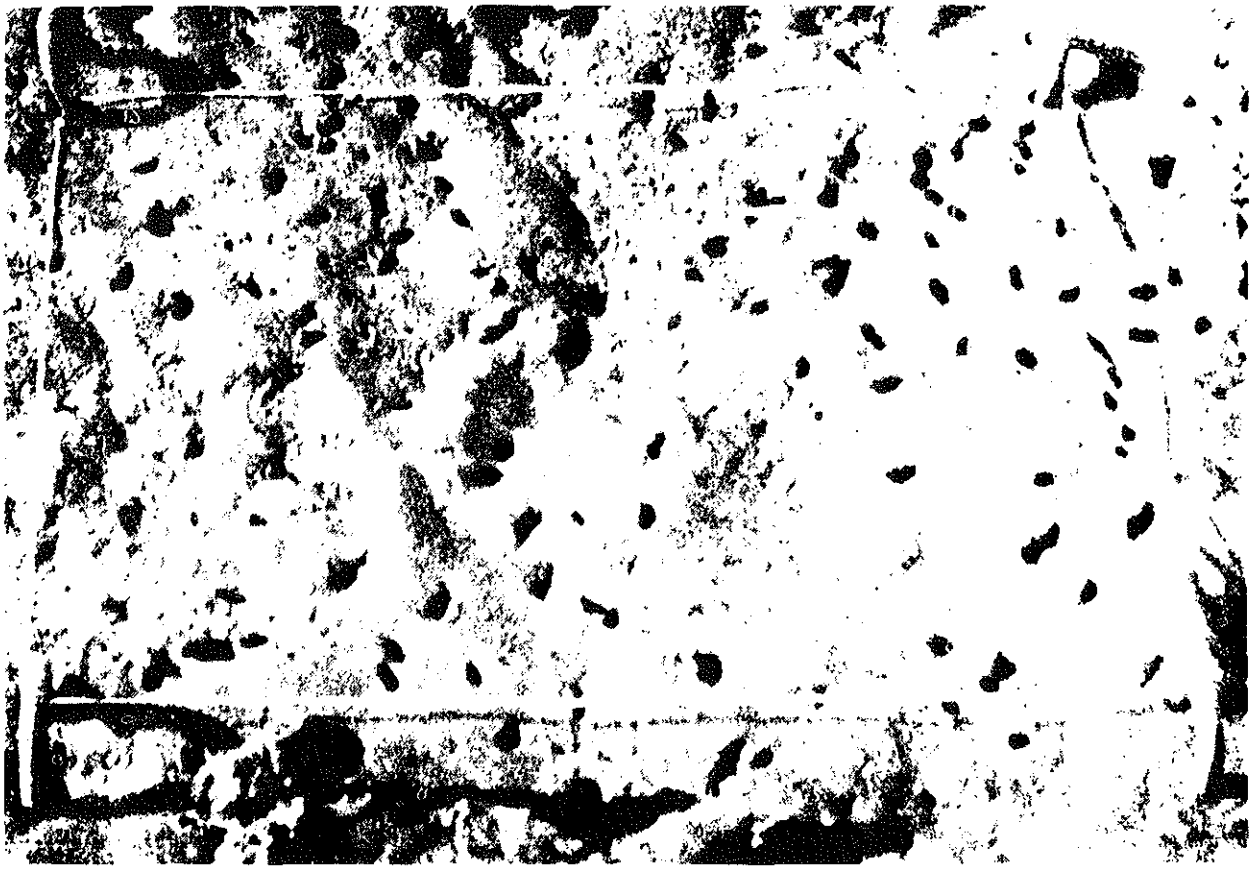


Abb.8: Wattenoberfläche des "Hakensandes (Elbmündung)"
nach Kühl[6)]

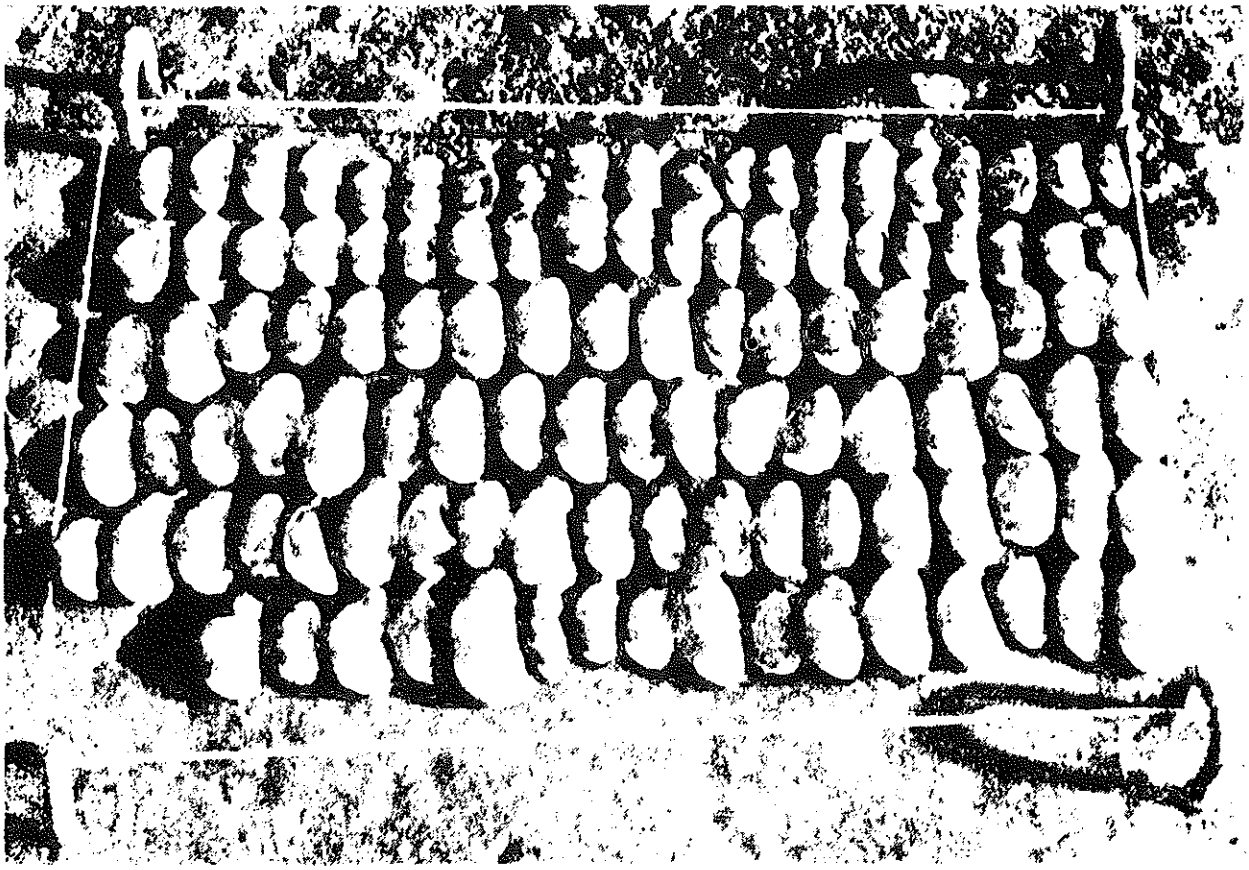


Abb.9: Die unter der Oberfläche nach Abb.8 enthaltenen Muscheln (Mya arenaria). Kühl[6)]

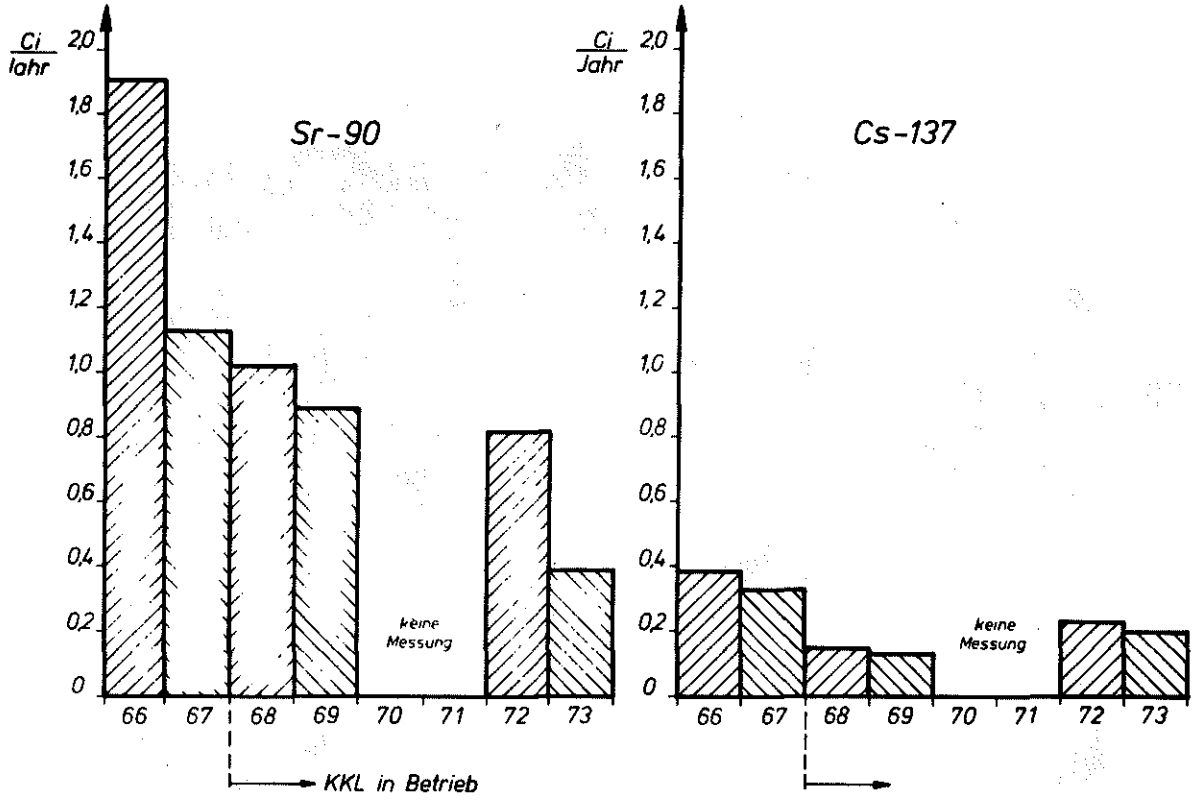


Abb.10: Die durch die Ems in die Deutsche Bucht eingeleitete Aktivität von Sr-90 und Cs-137

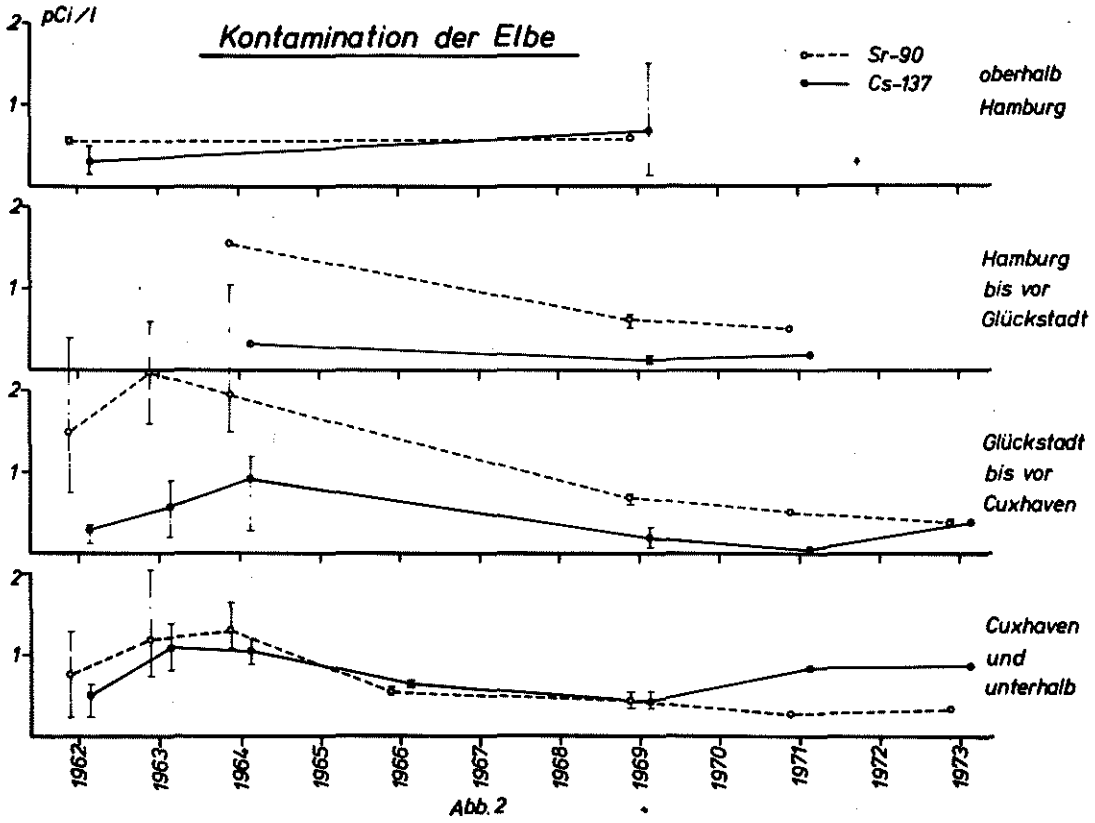

pCi/l
Kontamination der Elbe
Sr-90
Cs-137
oberhalb Hamburg
Hamburg bis vor Glückstadt
Glückstadt bis vor Cuxhaven
Cuxhaven und unterhalb
2
1
1962
1963
1964
1965
1966
1967
1968
1969
1970
1971
1972
1973
Abb. 2

Abb.11

Möglichkeiten einer zusätzlichen Strahlenbelastung der Bevölkerung durch radioaktiv verunreinigtes Flusswasser

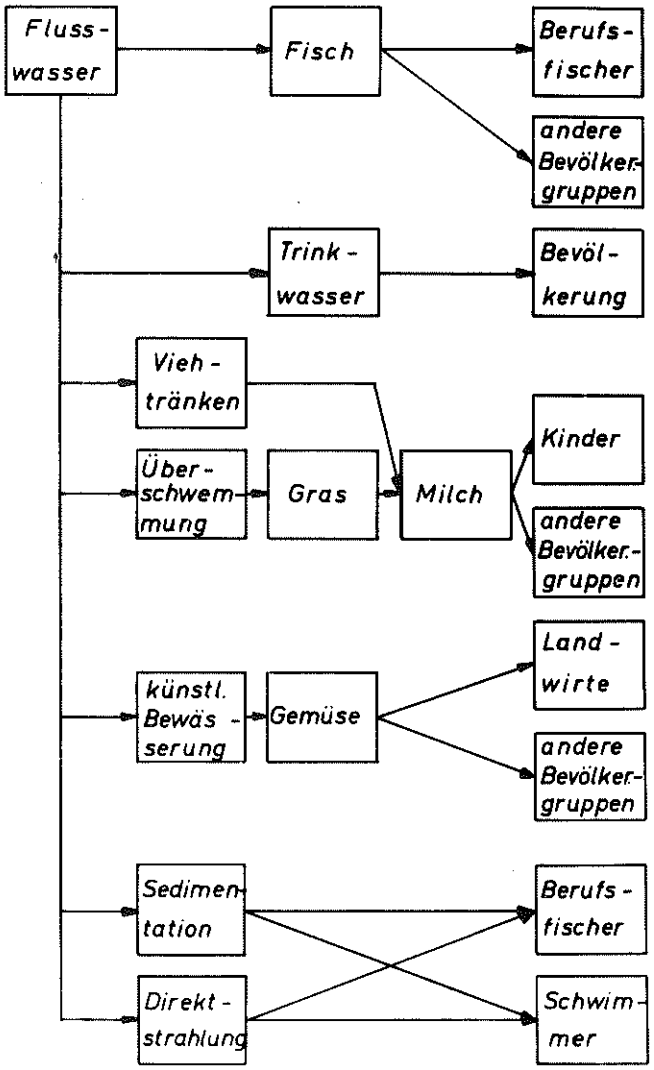


Abb.12

Jahrestagung 1974 des Fachverbandes für Strahlenschutz e.V.
in Helgoland:

Zur Radioökologie der Donau

von M. RUF
Bayerische Biologische Versuchsanstalt München

Bis zum Beginn des 20. Jahrhunderts war die natürliche Radioaktivität die einzige Quelle der menschlichen Strahlenbelastung. Durch die vermehrte Nutzung der Kernenergie und die ständig steigende Anwendung von künstlichen Radioisotopen in der Forschung, Industrie, Medizin und Landwirtschaft werden mehr und mehr radioaktive Abfälle produziert. Die Aufbereitung und unschädliche Beseitigung der radioaktiven Abfallprodukte wird zwar größtenteils an den Erzeugerstellen vorgenommen, jedoch läßt es sich bei dem heutigen Stand der Technik nicht vermeiden, daß kleine Abfallmengen an die Umwelt abgegeben werden müssen. Radioaktives Material aber, das in die Umwelt gelangt, kann auf verschiedenen Wegen auf den Menschen einwirken und eine vermehrte äußere oder innere Strahlenbelastung auslösen. Was die zusätzliche innere Strahlenbelastung anbelangt, so sind vor allem die Atemluft, verschiedene Nahrungsmittel und das Trinkwasser als kritische Übertragungswege zu nennen. Eine vermehrte äußere Strahlenbelastung kann z.B. durch einen erhöhten Radionuklidgehalt in Oberflächengewässern, Gewässersedimenten, in der Atmosphäre oder auf der Erdoberfläche verursacht werden.

Als Folge der derzeitigen Engpässe auf dem Energieversorgungssektor wird insbesondere die Kernenergie als zusätzlicher Primärenergieträger in steigendem Umfang zur Deckung vor allem des ständig wachsenden Strombedarfs herangezogen. Auch in den verschiedenen Donauanliegerstaaten wird in zunehmendem Maße

./.

der Bau von Kernkraftwerken in Erwägung gezogen oder bereits verwirklicht. Ausschlaggebend für diese Entwicklung ist die Tatsache, daß die im Flußsystem der Oberen Donau vorhandenen Wasserkräfte bereits weitgehend genutzt sind. Eine Verwertung des mächtigen Wasserkraftpotentials im mittleren und unteren Donauabschnitt ist vor allem wegen des nur geringen Gefälles mit sehr hohen Kapitalinvestitionen verbunden. Durch die Möglichkeit einer kostengünstigen Stromerzeugung auf der Basis großer Kernkraftwerkseinheiten werden aus Wirtschaftlichkeitsgründen die im gesamten Donaubereich geplanten Ausbaumaßnahmen, soweit sie nicht der Verbesserung der Schiffahrt dienen, in Frage gestellt.

Neben reinen Wirtschaftlichkeitsüberlegungen hat auch die Erfahrung, daß die Stromerzeugung auf Kernenergiebasis im Vergleich zur konventionellen Gewinnung aus den natürlich vorhandenen Energieträgern mit zu den geringsten Umweltbelastungen führt, zur wachsenden Bedeutung der Kernenergienutzung beigetragen. Bei der Entwicklung und dem Einsatz der Kerntechnik wurden von Anfang an strenge Maßstäbe in Bezug auf die Sicherheit der Anlagen und den Gesundheitsschutz der Bevölkerung angelegt. Durch eine ständige Verbesserung der Methoden zur Entfernung und Zurückhaltung von radioaktiven Abfallprodukten aus der Abluft und dem Abwasser konnte eine fortschreitende Reduzierung der unvermeidlich abzuleitenden Aktivität erreicht werden.

Trotz aller technischen Fortschritte in der letzten Zeit zeichnet sich ein Kernkraftwerk, das ohne Abgabe von kleinen Restmengen an Radioaktivität an die Abluft und das Abwasser auskommt, noch nicht ab. Die derzeitige Kernkraftwerksgeneration ist standortabhängig und im Hinblick auf die Abgabe von radioaktiven Abwässern auf geeignete Vorfluter angewiesen. Dies trifft auch für die Beseitigung eines Teils der Abwärme zu, obwohl durch die fortschreitende Entwicklung auf dem Gebiete des Kühlturmbaues und die Möglichkeit einer Rückkühlung

der Abschlämmwässer und der Sekundärkühlwässer die Wärmebelastung der Oberflächengewässer durch moderne Kernkraftwerke gering gehalten werden kann.

Die Internationale Strahlenschutzkommission (ICRP) hat Empfehlungen über die maximal zulässige Strahlenbelastung ausgearbeitet, die durch die radioaktive Abfallbeseitigung aus der friedlichen Nutzung der Kernenergie auf die Bevölkerung oder auf Bevölkerungsgruppen zur Auswirkung kommen darf. Die ICRP-Dosisgrenzwerte werden fortlaufend überprüft und ergänzt. Ein direkter Bezug der ICRP-Dosisgrenzwerte auf gegebene Umweltsituationen ist vielfach beschwerlich und ohne das Wissen über die Verhaltensweise der radioaktiven Substanzen in der menschlichen Umwelt undurchführbar. Im Zusammenhang mit der vermehrten Inbetriebnahme von Kernkraftwerken ist die Kenntnis über die durch die radioaktive Abwasserbeseitigung aus Einzelanlagen verursachte Umgebungsbelastung von Interesse. Darüber hinaus ist es unter Beachtung der zukünftigen Entwicklung auf dem Kernenergiesektor notwendig, eine Abschätzung der Aufnahmekapazität der oberirdischen Gewässer an radioaktiven Abfallprodukten durch die gesamte friedliche Nutzung der Kernenergie vorzunehmen. Hierbei sind die wichtigsten radioaktiven Abfallprodukte, die möglichen Übertragungswege zum Menschen und die bestehenden nationalen und internationalen Strahlenschutzrichtwerte zu berücksichtigen.

Abschätzung der radiologischen Kapazität der Donau

a) Nutzungsraten und hydrologische Eigenschaften

Die Kalkulation der unter dem Gesichtspunkt des Strahlenschutzes für die Bevölkerung möglichen Belastbarkeit der Donau mit radioaktiven Abfallprodukten gestaltet sich bei dem mehr als 2 700 km langen Strom der unterschiedlichen Nutzungen und hydrologischen Eigenschaften wegen als beson-

ders schwierig. Von den Möglichkeiten einer Beeinflussung der Bevölkerung durch künstliche radioaktive Substanzen und damit an kritischen Übertragungswegen sind neben der Nutzung der Donau als europäische Kraftwasserstraße besonders aufzuführen:

1) Die Trink- und Brauchwassergewinnung (direkt oder indirekt durch Uferfiltration).
2) Die Bewässerung landwirtschaftlich benutzten Bodens.
3) Der Fischfang durch Berufs- und vor allem Sportfischer.
4) Die Erholungsfunktion (Baden, Wassersport, Personenschiffahrt u.a.).

Darüber hinaus existieren örtlich noch einige weitere Nutzungsraten, wie z.B. das Tränken von Weidevieh, die Fischzucht, die Jagd auf Wasservögel, die Verwertung von Wasserpflanzen u.s.w. Auch die geplante Donauwassereinspeisung in das Regnitz- und Maingebiet zur Verbesserung der dortigen Niedrigwasserführung muß in diesem Zusammenhang erwähnt werden.
Eine hinsichtlich der Nutzungsarten für den gesamten Donaustrom einheitlich gültige Prioritätenliste läßt sich nicht aufstellen. Während z.B. im Oberlauf der Donau im Bereich der BRD der Trink- und Brauchwasserbedarf noch über das Jahr 2 000 hinaus ausschließlich aus Grundwasservorräten gedeckt werden kann und nur an einigen Stellen Zusammenhänge zwischen dem Oberflächenwasser und den Grundwasservorräten bestehen, nimmt die Bedeutung der Trink- und Brauchwasserversorgung direkt aus der Donau oder durch Uferfiltration im mittleren und unteren Donauabschnitt ständig zu. Eine ähnliche Situation liegt auf dem Gebiete der Verwendung des Donauwassers für Bewässerungszwecke vor.

Während die Bewässerung landwirtschaftlich genutzter Flächen im Bereich der Oberen Donau der hohen Niederschlagsmengen wegen so gut wie keine Rolle spielt, ist sie im mittleren und unteren Donauabschnitt für die Landwirtschaft geradezu lebenserhaltend.

Eine weitere Schwierigkeit bei der Abschätzung der Belastbarkeit der Donau mit radioaktiven Abfallprodukten liegt in den unterschiedlichen hydrologischen Eigenschaften, die für die einzelnen Donauabschnitte kennzeichnend sind [1]. Im Oberlauf des Flusses im Bereich der BRD und Österreichs sind zahlreiche Staustufen vorhanden, die namentlich oberhalb der Stauwehre und Kraftwerksanlagen zu einer verstärkten Sedimentation der Schwebstoffe führen und dem Gewässer teilweise einen seenartigen Charakter mit einer eigenen Planktonentwicklung geben. Im Bereich der Mittleren Donau (etwa von Flußkilometer 1 880 bis 930) weist der Strom mit wenigen Ausnahmen nur mehr ein geringes Gefälle auf und durchfließt nach der Einmündung der March bei Devin die sogenannte Kleine und Große Tiefebene. Das Strombett des mittleren Donauabschnittes besteht hauptsächlich aus alluvialen Ablagerungen, nur selten findet sich festes Gestein. Bei Gönyu (Flußkilometer 1 791) lagert der Strom einen Großteil seines Geschiebes ab, das weiter beförderte Geröll wird bis zu Südgrenze Ungarns vollkommen zerkleinert.

Nach dem ca. 120 km langen Karpatendurchbruch, bei dem die Donau teilweise die Eigenschaften eines reißenden Gebirgsflusses mit steilen Berghängen und einer Breite von nur 150 bis 180 m (Tiefe bis zu 75 m!) aufweist, beginnt der Eintritt in die Walachische Tiefebene bei Turnu-Severin (Flußkilometer 93o) und damit der unsere Donauabschnitt mit dem Charakter eines langsam dahinfließenden Tieflandflusses. Entsprechend den einzelnen Donauabschnitten verschieden sind die Fließgeschwindigkeit, Schwebstofführung

und Zusammensetzung, die Sedimentationsgeschwindigkeit und Beschaffenheit des hydrobiologischen Materials. Bei den alljährlich auftretenden Hochwässern werden namentlich im Bereich der Oberen Donau erhebliche Geröll- und Schwebstoffmassen zu Tal verfrachtet.

Die unterschiedlichen hydrobiologischen und auch chemischen Eigenschaften im Flußsystem der Donau lassen kein einheitliches ökologisches Verhalten der radioaktiven Abfallprodukte erwarten. Da außerdem die Lebens- und Ernährungsgewohnheiten der betroffenen Bevölkerungskreise oft stärker voneinander abweichen, läßt sich eine allgemein gültige Dosisabschätzung in Abhängigkeit vom Radionuklidgehalt der Donau nicht durchführen. Zur Feststellung einer Belastungsgrenze für das gesamte Ökosystem der Donau bedarf es internationaler Absprachen und Vereinbarungen. Notwendige Voraussetzungen hierfür sind die Festlegung der kritischen Bevölkerungsgruppen und der wichtigsten kritischen Übertragungswege für die radioaktiven Abfallprodukte zum Menschen sowie die Ermittlung der ökologischen Daten über die Verhaltensweise der radioaktiven Substanzen innerhalb der kritischen Übertragungswege. Einschlägige radioökologische Untersuchungen wurden bereits im Bereich der Internationalen Donaukommission in Angriff genommen. Die Forschungsarbeiten sollen mit Unterstützung der Internationalen Atomenergiebehörde (IAEA) nunmehr intensiviert werden. Ein erster Erfahrungsaustausch fand bereits bei dem IAEA - European Study Group Meeting on Radiological and Environmental Protection im September 1973 in Budapest statt.

b) Abgabenmengen und ökologisches Verhalten der radioaktiven Abwasserbestandteile von Kernkraftwerken

Für die Abschätzung der unter Berücksichtigung des Bevölkerungsschutzes im Flußsystem der Donau vorhandenen radiologischen Kapazität sind vor allem Kenntnisse über die wichtigsten Quellen, die zu einer Kontamination mit radioaktiven Abfallprodukten führen können, und über die Abfallmengen erforderlich. Außerdem müssen die zu erwartende Radionuklidzusammensetzung und das ökologische Verhalten der radioaktiven Abfallprodukte innerhalb der wichtigsten kritischen Übertragungswege bekannt sein. In absehbarer Zukunft dürften hauptsächlich eine größere Anzahl von Kernkraftwerken den künstlichen Aktivitätspegel in der Donau beeinflussen. Darüber hinaus muß damit gerechnet werden, daß evtl. auch eine Wiederaufbereitungsanlage im Einzugsgebiet der Donau errichtet wird.

Was die Abgabemengen an radioaktiven Abfallprodukten mit den Abwässern von Kernkraftwerken anbelangt, so sind in den Tabellen I und II (zusammengestellt nach D. R. MULLER [2] und R. WOLTER [3] - siehe Anlage) einige Zahlenangaben für amerikanische und deutsche Siede- bzw. Druckwasserreaktoren enthalten. Danach liegen die Abgabeaktivitäten in einem Bereich von zwischen nur Bruchteilen eines Curies und etwa 80 Curie/Jahr. In dem Zahlenmaterial sind die Summen der abgegebenen Spalt- und Aktivierungsprodukte berücksichtigt, jedoch nicht die beseitigten Tritiummengen. Die Tritiumabgaberaten liegen nach den Untersuchungen des Bundes-

gesundheitsamtes Berlin bei den deutschen Kernkraftwerken bisher zwischen etwa einem und 326 Curie/Jahr [3].

Von der Bayerischen Biologischen Versuchsanstalt München wurden im Rahmen der radioökologischen Untersuchungen in der Donau, die mit Unterstützung verschiedener Bundesministerien (zuletzt durch das Bundesministerium des Innern) durchgeführt werden, besonders auch die H-3-Abgaberaten mit den Abwässern des Kernkraftwerkes Gundremmingen (KRB) untersucht. Eine Zusammenstellung der Meßergebnisse ist in der Tabelle III erfolgt. Danach wurden mit den Abwässern des 237-MWe-Siedewasserreaktors seit der Inbetriebnahme im Jahre 1966 mit ansteigender Tendenz jährlich zwischen etwa 18 und 134 Ci an H-3 in die Donau abgeleitet. Die sonstige Abgabe an Spalt- und Aktivierungsprodukten bewegte sich zwischen rund 2 und 3,8 Ci/Jahr. Aus den bei Gundremmingen durchgeführten Untersuchungen geht außerdem hervor, daß durch die Abwasserbeseitigung von KRB in die Donau der künstliche Aktivitätspegel mit Ausnahme des H-3 im Jahresmittel etwa verdoppelt wurde (die künstliche Aktivität der Donau oberhalb von KRB ist nach den vorliegenden gammaspektrometrischen und radiochemischen Untersuchungsergebnissen ausschließlich durch Bestandteile des weltweiten radioaktiven Kernwaffen-Fallout bedingt). An Fallout-H-3 wurden oberhalb von KRB noch relativ hohe Konzentrationen gemessen. Die Aufstockung durch den H-3-Anteil in den Reaktorabwässern war im Vergleich hierzu gering.

Ein weiteres Problem bei der Abschätzung der Belastbarkeit der Donau mit radioaktiven Abfallprodukten ist die Frage nach der zukünftig zu erwartenden Nuklidzusammensetzung. Die bisher vorliegenden Erfahrungen zeigen, daß die prozentuale Verteilung der radioaktiven Spalt- und Aktivierungsprodukte in den Reaktorabwässern je nach Reaktortyp und Alter der Brennstoffelemente sich ändern kann. Einen nicht unerheblichen Einfluß auf die Nuklidverteilung in den Reaktorabwässern übt auch die Art der Abwasseraufbereitung aus (Verdampfung,

Ionenaustausch, Filtration, chemische Fällung). In den Abwässern von KRB konnte in von der Kraftwerksleitung zur Verfügung gestellten Monats-Mischproben z.B. im Jahre 1972 folgende durchschnittliche Nuklidverteilung durch die Anstalt festgestellt werden: Mn-54 = 0,39 %; Fe-59 = 0,60 %; Co-57 = 0,02 %; Co-58 = 1,45 %; Co-60 = 1,65 %; Zn-65 = 0,20 %; Sr-89 = 66,92 %; Sr-90 = 5,65 %; Ag-110m = 0,55 %; J-131 = 12,64 %; Cs-134 = 2,22 %; Cs-137 = 3,49 %; Ba-140 = 1,57 %; La-140 = 1,57 %; Ce-141 = 0,64 % und Ce-144 = 0,38 %. Das Tritium blieb bei der Berechnung obiger Prozentsätze unberücksichtigt. Danach zeichnet sich das Nuklidgemisch von KRB durch einen hohen Sr-89-Anteil aus, während z.B. die Cs-Konzentrationen relativ zum Sr-90-Gehalt gesehen gering sind.

Die Radionuklidzusammensetzung in den Abwässern von KRB nimmt im Vergleich zur Nuklidverteilung in den Abgängen der übrigen Kernkraftwerke in der BRD insoferne eine Sonderstellung ein, als in Gundremmingen durch ein spezielles radiochemisches Fällungsverfahren die Cs- und Jodisotope u.a. zu einem größeren Prozentsatz innerbetrieblich dekontaminiert werden. Über die Radionuklidzusammensetzung in den Abwässern der Kernkraftwerke in der Bundesrepublik werden eingehende Untersuchungen (auch von den Betreibern selbst) durchgeführt. Nach den von R. WOLTER [3] mitgeteilten Untersuchungsergebnissen ergeben sich von Kernkraftwerk zu Kernkraftwerk oft beachtliche Unterschiede, wobei nicht nur die verschiedenen Reaktortypen und Abwasseraufbereitungsverfahren sondern auch die Betriebszeiten der Kraftwerksanlagen zu berücksichtigen sind. Die vergleichenden Untersuchungen sollten fortgesetzt werden, um zu möglichst exakten Aussagen über die in den Gewässern zu erwartende Radionuklidzusammensetzung zu kommen.

Der erste Schritt zur Ermittlung der auf Bevölkerungsgruppen oder auf die Gesamtbevölkerung durch die radioaktive Abfallbeseitigung aus der friedlichen Nutzung der Kernenergie ausgelösten Strahlenbelastung liegt in den meisten Fällen in der Abschätzung von Individualdosisraten. Die Individualdosisbelastungen können auf folgenden Wegen ermittelt werden:

1) Abschätzung anhand der Quellencharakteristik (z.B. Menge des radioaktiven Materials, Strahlenart, Oberflächendosisrate, Abfallbeseitigungsrate).
2) Ermittlung auf der Grundlage einer Strahlendosismessung an Einzelpersonen (Dosimeter, Untersuchung der Atemluft, Gesamtkörpermessungen, Urin-, Faeces- oder Blutuntersuchungen).
3) Kalkulation auf der Grundlage der Umgebungsdosisüberwachung durch stationäre oder bewegliche Dosisleistungsmeßgeräte.
4) Abschätzung anhand der Umgebungsüberwachung (Aktivitätsbestimmung in Luft, Wasser, Boden und radioaktiv kontaminierten Nährstoffketten).

Nachdem die Anstalt im amtlichen Auftrag bei der Überwachung der Umweltradioaktivität mitwirkt und laufend Radioaktivitätsbestimmungen in oberirdischen Gewässern Bayerns durchführt, wurde für die Abschätzung von Individualdosen die Methode 4) gewählt. Entsprechend der Zuständigkeit bei der Mitwirkung auf dem Gebiete der Umweltradioaktivitätsüberwachung mußten die Untersuchungen allerdings auf den Oberflächenwassersektor allein beschränkt werden. Mit den einschlägigen radioökologischen Untersuchungen über das Verhalten einzelner Radioisotope in der belebten und unbelebten Gewässermaterie wurde bereits in den Jahren 1961/62 begonnen. Als Untersuchungsbeispiele dienten zunächst die wesentlichen Bestandteile des weltweiten radioaktiven Kernwaffen-Fallouts,

die damals noch in höheren Konzentrationen in den Gewässern nachgewiesen werden konnten. In späteren Jahren wurden die ökologischen Untersuchungen auch auf die radioaktiven Substanzen in den Abwässern von Kernkraftwerken ausgedehnt.

Bei der Einleitung von radioaktiven Abfallprodukten in oberirdische Gewässer finden analog zu den Schwermetallen und sonstigen Giften (z.B. Biocide) Anreicherungsprozesse in der belebten und unbelebten Gewässermaterie statt, so daß u.U. eine vieltausendfach höhere Konzentration im Vergleich zur Konzentration im Wasser selbst erreicht werden kann. Bei der Abschätzung von Individualdosen und aus Gründen des Bevölkerungsschutzes muß das Ausmaß dieser Anreicherungsvorgänge namentlich innerhalb von Nährstoffketten bekannt sein. Ein Maß für den Anreicherungsgrad der radioaktiven Abfallprodukte in der Biomasse der Gewässer stellt der sog. "Konzentreierungsfaktor" dar:

$$F_{Ci_p} = \frac{\overline{C_{pi}}}{\overline{C_{wi}}}$$

Unter dem Konzentrierungsfaktor F_{Ci} für ein Radionuklid i ist dabei das Gleichgewichtsverhältnis zwischen der Konzentration $\overline{C_{pi}}$ dieses Radionuklids in einem Produkt p (ausgedrückt in μCi/g) und der Konzentration desselben Nuklides im Wasser $\overline{C_{wi}}$, ausgedrückt in μCi/ml, zu verstehen. Mit Kenntnis der Konzentrierungsfaktoren läßt sich bei bekannter Radionuklidzusammensetzung im Wasser z.B. die Radionuklidkonzentration in den eßbaren Teilen von Fischen abschätzen. Umgekehrt können aus einer gemessenen Radionuklidkonzentration im Fleisch oder in den Knochen von Fischen Schlüsse auf den Radionuklidgehalt im Wasser gezogen werden.

Das Ausmaß der Bioakkumulierung von radioaktiven Abfallprodukten in der Gewässermaterie und ganz generell innerhalb von Nährstoffketten wird von den chemischen Eigenschaften der radioaktiven Substanzen und von dem Gehalt an chemisch gleichen oder verwandten stabilen Elementen in der Natur entscheidend beeinflußt. Ein hoher Gehalt an Alkali- oder Erdalkalimetallen im Wasser z.B. diskriminiert eine Anreicherung der radioaktiven Cs- bzw. Sr-Isotope und umgekehrt. Daraus geht hervor, daß die Konzentrierungsfaktoren, wie sie für ein bestimmtes Biotop ermittelt wurden, nicht ohne weiteres auf andere Biotope übertragen werden können. Da die künstlichen radioaktiven Substanzen in der Natur praktisch gewichtslos vorhanden sind, bieten die Konzentrierungsfaktoren den Vorteil, daß die Auswirkungen einer radioaktiven Abfallbeseitigung innerhalb ein und desselben Ökosystems in einem relativ weiten Konzentrationsbereich abgeschätzt werden können.

Obige Definition des Konzentrierungsfaktors setzt Gleichgewichtskonzentrationen für die radioaktiven Substanzen im biologischen Material und im Wasser voraus. Da die Abwasserbeseitigung durch Kernkraftwerke in oberirdische Gewässer gewöhnlich nicht kontinuierlich erfolgt und zudem die Radionuklidkonzentrationen in den Reaktorabwässern größer Schwankungen unterliegen können, ist die Einstellung einer Gleichgewichtskonzentration im Vorfluter meist nur unvollständig. Diese Tatsache muß bei der Abschätzung von Individualdosen berücksichtigt werden. Bei der Kalkulation der Strahlenbelastung von Mitgliedern kritischer Bevölkerungsgruppen verwenden wir deshalb neuerdings Konzentrierungsfaktoren, die aus den Jahresdurchschnittswerten für die Radionuklidkonzentrationen in der Biomasse und im Wasser ermittelt werden. Diese Konzentrierungsfaktoren berücksichtigen gleichzeitig die sog. "biologische Variabilität" (z.B. unterschiedliche Zusammensetzung der Schwebstoffe oder Sedimente in Abhängigkeit von der Wasserführung und Jahreszeit, verschiedene Fischarten und Freßgewohnheiten u.a.).

In den Tabellen IV und V (zusammengestellt nach [4]) sind auszugsweise durchschnittliche Konzentrierungsfaktoren für die Donausedimente und Donaufische wiedergegeben. Um Fehler bei der Probenahme weitgehend auszuschließen, wurden die Sediment-Konzentrierungsfaktoren unter Verwendung eines automatischen Schwebstoffsammlers ermittelt, der 500 m unterhalb der Abwassereinleitung von KRB in der Donau installiert ist. Wie die Tabelle IV zeigt, ergeben sich trotz einer Berechnung der Konzentrierungsfaktoren auf der Grundlage von Jahresdurchschnittskonzentrationen noch teilweise beträchtliche Schwankungen im Verhalten der untersuchten Radionuklide. Auch bei den Fischen (Tabelle V) zeigen die Radionuklide je nach Angebot, Fischart, Alter, Freßgewohnheiten u.a. einen unterschiedlichen Anreicherungsgrad (selbst der natürliche K-40-Gehalt im Wasser und im Fisch ist nicht gleichbleibend hoch, was sich in unterschiedlichen Konzentrierungsfaktoren äußert). In der Tabelle VI (zusammengestellt nach [4]) sind weitere Konzentrierungsfaktoren für Fische angegeben, die nicht auf der Basis von Jahresdurchschnittswerten sondern jeweils für den Probenahmezeitpunkt berechnet wurden. Danach ist die Mehrzahl der radioaktiven Abwasserbestandteile von Kernkraftwerken in der Lage, sich in den Süßwasserfischen zu rekonzentrieren.

c) Abschätzung von Individualdosen und der radiologischen Kapazität im Flußsystem der Donau

Aufgrund der vorliegenden Kenntnisse über die ungefähre Zusammensetzung der in der Donau zu erwartenden künstlichen Radionuklide und des ökologischen Verhaltens der radioaktiven Abfallprodukte innerhalb der möglichen kritischen Übertragungswege zum Menschen läßt sich eine Abschätzung von Individualdosen vornehmen, die aus der radioaktiven Abfallbeseitigung einzelner oder einer größeren Anzahl von Kernkraftwerken resultieren. In der Tabelle VII (nach [5]) sind einige Bei-

spiele über die Kalkulation von Individualdosen aus den in Fischen gemessenen Radiocäsiumkonzentrationen aufgeführt. Danach kann die Dosisbelastung namentlich bei einem vermehrten Fischfleischkonsum infolge der starken Cs-Rekonzentrierung aus der wässrigen Phase zu erhöhten Werten führen. In der Abwasserpraxis bei den Kernenergieanlagen liegen die Verhältnisse insoferne komplizierter, als bei der Kalkulation der Dosisbelastung eine größere Anzahl von Radionukliden zu berücksichtigen ist, die sich ebenfalls in den Fischen anreichern können. Außerdem existieren in den meisten Fällen mehrere kritische Übertragungswege für die radioaktiven Substanzen zum Menschen.

Die Tabelle VIII enthält Unterlagen für die Abschätzung von Individual-Dosisbelastungen, wie sie durch die radioaktive Abwasserbeseitigung namentlich durch Kernkraftwerke ausgelöst werden können (nach [6]). Hierbei ist eine Radionuklidzusammensetzung zugrunde gelegt, wie sie nach dem derzeitigen Kenntnisstand durch die gegenwärtige Reaktorgeneration (Siede- und Druckwasserreaktoren im Verhältnis von etwa 1 : 1) in den Gewässern zu erwarten ist. Die Fischfleisch- und Sedimentkonzentrierungsfaktoren wurden anhand der in der Donaustaustufe Faimingen unterhalb des Kernkraftwerkes Gundremmingen festgestellten Radionuklidkonzentrationen berechnet. Das Zahlenmaterial ist für die gestauten Abschnitte der Donau als repräsentativ anzusehen. In den nicht gestauten Flußabschnitten werden die Konzentrierungsfaktoren namentlich in den Sedimenten nicht erreicht.

Eine direkte Trinkwasseraufbereitung aus dem Donauwasser findet im Bereich der BRD nicht statt, so daß auf diesbezügliche Erfahrungen nicht zurückgegriffen werden konnte. Die direkte Trinkwassergewinnung aus dem Donauwasser gewinnt aber im Mittel- und Unterlauf zunehmend an Bedeutung. Namentlich für die vorläufige Abschätzung der radiologischen Kapazität im Bereich der gesamten Donau wurden die Dekontaminierungsfaktoren bei der Trinkwassergewinnung vorsichtig angesetzt und den Verhältnissen bei Richland am Columbia-Fluß in den USA angepaßt (nach [7]).

Für die Kalkulation der externen Gammabelastung aus den Flußsedimenten wurde die Clinch-River-Formel nach [8] verwendet:

$$\text{Gammadosisbelastung (rad/Tag)} = 51{,}2 \times Q \times E_m \times f \; .$$

Hierbei bedeuten:

Q = Radionuklidkonzentration in den Sedimenten (μCi/g)

E_m = Gammaenergie in MeV

f = Quantenzahl je Kernumwandlung.

Die Ergebnisse der vorläufigen Dosisabschätzung sind in der Tabelle IX zusammengestellt. Die Kalkulation der Dosisraten wurde unter Zugrundelegung des in der Tabelle VIII aufgeführten Nuklidgemisches sowie eines sog. "Flußwasser - Standards" (Derived working limit) von 100 pCi/l bzw. 3 000 pCi/l an H-3 durch Vergleich mit der maximal zulässigen Tageszufuhr nach den ICRP-Empfehlungen vorgenommen. Zur Kalkulation der aus einer Verwendung des Donauwassers für Bewässerungszwecke resultierenden Strahlenbelastung dienten vor allem die von RUSSELL [9] aus dem weltweiten Kernwaffen-Fallout erarbeiteten ökologischen Daten. Die Angaben über den Trinkwasser- bzw. Nahrungsmittelkonsum u.a. sind in der Tabelle IX enthalten.

Nach den Ergebnissen der vorläufigen Dosisabschätzung ist die zusätzliche Strahlenbelastung über den Trinkwassergenuß und den Fischverzehr bei normalem Konsum nur gering. Was die hauptsächlich interessierende Ganzkörper- bzw. Gonadenbelastung anbelangt, so würden maximal nur etwa 4 % der natürlichen Strahlenbelastung erreicht. Dabei ist noch zu berücksichtigen, daß der durchschnittliche Süßwasserfischverzehr in der Bundesrepublik nicht wie berechnet 10 g/Kopf . Tag sondern nur etwa 1,5 g/Kopf . Tag beträgt. Da die durch die Abwasserbeseitigung einzelner Kernkraftwerke im Jahresmittel verursachte Vorfluterbelastung mit Ausnahme des H-3 meist im Bereich von nur wenigen pCi/l liegt (KRB = maximal 1,1 pCi/l

= Tab. III), zeigt die Abschätzung in der Tabelle IX gleichzeitig, daß die durch die radioaktive Abwasserabgabe verursachte Strahlenbelastung bei Einzelanlagen nur Bruchteile eines mrem/Jahr ausmacht.

Geht man von den derzeit innerhalb der BRD für die Bevölkerung geltenden Strahlenschutzrichtwerten aus, so darf die durch die Abwasserbeseitigung aus der friedlichen Nutzung der Kernenergie ausgelöste Ganzkörper- bzw. Gonadenbelastung den Wert von 30 mrem/Jahr nicht übersteigen. Die Strahlenbelastung über den Trinkwasserpfad, die Nährstoffkette und die sonstige Belastung (ausgenommen die Strahlenbelastung über die Atemluft) sollte hierbei jeweils höchstens nur 10 mrem/Jahr betragen. Wie die Werte in der Tabelle IX zeigen, würden diese Strahlenschutzrichtwerte unter den angenommenen Voraussetzungen in Einzelfällen (z.B. bei einem überdurchschnittlichen Fischkonsum) überschritten werden. Auch die externe Gammabelastung aus den Flußsedimenten könnte den Richtwert von 10 mrem/Jahr überschreiten, wobei aber einschränkend vermerkt werden muß, daß die in der Tabelle IX berechneten Dosisraten nur in ungünstigen Fällen (Staustufen mit starker Sedimentablagerung) zutreffen würden. Außerdem sind die Dosisraten nur auf die Oberfläche der Sedimente berechnet, eine darüberstehende Wasserschicht von einem Meter schwächt die Gammadosis bereits um einen Faktor von etwa 20.

Eine endgültige Aussage über das ökologische Verhalten der radioaktiven Abfallprodukte innerhalb der kritischen Übertragungswege zum Menschen ist derzeit für den gesamten Donaubereich noch nicht möglich. Es fehlt vor allem noch an detaillierten radioökologischen Kenntnissen aus dem mittleren und unteren Donauabschnitt. Außerdem sind spezielle Untersuchungen über das Aufnahmevermögen an radioaktiven Abfallprodukten durch das biologisch gesehen eine gewisse Sonderstellung einnehmende Schwarze Meer erforderlich. Da die Belastbarkeit des Schwarzen Meeres mit radioaktiven Substanzen nicht unbegrenzt ist und außerdem der Trockenwetterabfluß

der Donau sich über viele Monate hinweg im Bereich der Niedrigwasserführung bewegen kann, wurde der langjährige MNQ-Wert (arithmetischer Mittelwert der Niedrigwasserführung) als Grundlage für die Abschätzung der radiologischen Kapazität herangezogen. Außerdem ist zur Herabsetzung der Strahlenbelastung von Einzelmitgliedern innerhalb der kritischen Bevölkerungsgruppen nicht von einem "Flußstandard" von 100 pCi/l, sondern nur von 30 pCi/l ausgegangen worden (H-3-Konzentration = 3 000 pCi/l). Nach den Dosisabschätzungen ergibt sich unter obigen Voraussetzungen für den bundesdeutschen Donauabschnitt eine jährliche Abfallbeseitigungskapazität von rund 560 Ci an Spalt- und Aktivierungsprodukten mit einer Zusammensetzung etwa nach dem in der Tabelle VIII aufgeführten Verteilungsmuster (ohne H-3) und von rund 56 000 Ci an H-3.

Für die gesamte Donau würde nach dieser Kalkulation entsprechend der zunehmenden Wasserführung in den Unterliegerstaaten die radiologische Kapazität bis zur Mündung in das Schwarze Meer auf ca. 2 500 Ci bzw. 250 000 Ci/Jahr anwachsen. Legt man eine durchschnittliche maximale Abfallbeseitigungsrate von ca. 10 Ci/Jahr an diversen Spalt- und Aktivierungsprodukten (ohne H-3) und von durchschnittlich 1 000 Ci/Jahr an H-3 pro 1 000 MWe Kernkraftwerksleistung zugrunde, so könnten aufgrund obiger Kapazitätsberechnung mindestens 150 Kernkraftwerke mit ca. je 1 000 MWe im Einzugsgebiet der Donau errichtet werden. Diese Zahl dürfte für die nächsten 30 bis 50 Jahre ausreichend bemessen sein. Darüber hinaus bliebe noch eine Reserve von 1 000 bzw. 100 000 Ci/Jahr, die z.B. für eine oder zwei Wiederaufbereitungsanlagen verwendet werden könnte.

Nicht berücksichtigt bei der Kapazitätsberechnung für die Donau ist die gleichzeitige Belastung mit der sog. Restwärme, die mit den Abschlämmwässern der Kühltürme und den Sekundärkühlwässern abgegeben wird. Die rapide Entwicklung auf dem Gebiete der Kühltechnik läßt, wie zu Beginn bereits erwähnt,

erwarten, daß die geringen Restmengen an Abwärme aus den modernen Kernkraftwerken zu keiner Verschlechterung des Gütezustandes in der Donau führen. Allerdings sollten in der Zukunft verstärkte Anstrengungen unternommen werden, die ungenutzt an die Umwelt beseitigten Wärmemengen einer besseren Verwendung (z.B. für Heizzwecke) zuzuführen. Die radiologische Kapazität der Donau dürfte für die absehbare Zukunft ausreichend bemessen sein, um den erforderlichen Strombedarf decken zu können.

ZUSAMMENFASSUNG

Infolge der auf dem Energieversorgungssektor auftretenden Engpässe ist damit zu rechnen, daß auch im Einzugsgebiet des mehr als 2 700 km langen Donaustromes eine größere Anzahl von Kernkraftwerken errichtet wird. In diesem Zusammenhang ist die Frage nach der Belastbarkeit der Donau mit radioaktiven Abwässern unter Berücksichtigung der möglichen kritischen Übertragungswege für die radioaktiven Abfallprodukte zum Menschen und der für die Bevölkerung geltenden Strahlenschutzrichtwerte von Interesse. Am Beispiel der Abwasserbeseitigung durch das 237 MWe-Kernkraftwerk Gundremmingen (KRB) wurden ökologische Untersuchungen über das Verteilungsmuster der radioaktiven Abwasserbestandteile in der Donau durchgeführt. Auf der Grundlage der erzielten ökologischen Faktoren sowie anhand der Literatur wurde die durch die radioaktive Abwasserbeseitigung bei der Umgebungsbevölkerung mögliche Strahlenbelastung einer Abschätzung unterzogen und eine vorläufige Empfehlung über die Belastbarkeit der Donau mit radioaktiven Abfallprodukten ausgearbeitet.

SUMMARY

In consequence of the deficient energy provision a larger number of power plants is likely to be erected also along the water reservoir of the river Danube, being longer than 2 700 km. The Danube capacity for radioactive waste, regarding all critical pathways of radioactive substances to man and the radiation dose limits for the population, is of interest in this connection. The waste release of the 237-MWe-power plant GUNDREMMINGEN (KRB) has been taken as an example for the ecological investigations of the behaviour of radioactive waste substances in the Danube. The evaluation of the population radiation dose, resulting from the radioactive waste release, was based on the ecological facts as well as on references. A preliminary recommendation, concerning the Danube capacity for radioactive wasteproducts, has been worked out.

LITERATUR

[1] Die Donau als Europäische Kraftwasserstraße. Schriftenreihe des Österreichischen Wasserwirtschaftsverbandes, H. 46 - Springer-Verlag Wien, 1965.

[2] D.R. MULLER: Environmental Effects of Nuclear Power Plants - Radiological Impact and Releases. European Study Group on Radiological and Environmental Protection IAEA-Symposium Budapest, 3-7 Sept. 1973.

[3] R. WOLTER: A System for Controlling Radioactive Substances with Waste Water from Nuclear Power Stations. Mitteilung des Instituts für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes Berlin, 1974 (Veröff. in Vorbereitung).

[4] M. RUF: Radioactive Waste Water Release from Nuclear Power Plants into the Upper Danube. European Study Group on Radiological and Environmental Protection. IAEA-Symposium Budapest, 3-7 Sept. 1973.

[5] UNSCEAR - Report Ionizing Radiation, Vol. 1: Levels (1972).

[6] M. RUF: Strahlenschutzaspekte bei der Beseitigung von Abwässern aus Kernenergieanlagen in Fließgewässer. Vortrag anläßlich des Abwasserbiologischen Kurses an der Bayerischen Biologischen Versuchsanstalt München, Okt. 1973 (Veröff. in Vorbereitung).

[7] Disposal of Radioactive Waters into Rivers, Lakes and Estuaries. Report of a panel of experts sponsored by the International Atomic Energy Agency and the World Health Organisation. IAEA - Safety Series No. 36, Vienna 1971.

[8] Comprehensive Report of the Clinch-River-Study. Oak Ridge National Laboratory - ORNL 4035 - UC - 70 Waste Disposal and Processing, 1967.

[9] R. Sc. RUSSELL: Radioactivity in Human Diet. Pergamon Press Ltd. 1966.

Tabelle I

Radioaktivitätsabgabe mit den Abwässern von Kernkraftwerken (ohne H-3 in Ci/Jahr)

Anlage:	Leistung (MWe):	Inbetriebnahme:	1971	1972
	Amerikanische Siedewasserreaktoren			
Dresden I	200	1960	6,15	6,67
Oyster Creek	640	1969	12,10	10,00
Nine Mile Point I	625	1970	32,20	34,60
Dresden II + III	809	1970/72	23,20	22,10
Millstone I	625	1970	19,65	51,50
Monticello	545	1971	0,014	$2,9 \times 10^{-6}$
Quad Cities	800	1972	-	2,41
Pilgrim	664	1972	-	1,45
	Deutsche Siedewasserreaktoren			
			1972	1973
Gundremmingen (KRB)	237	1966	2,0	1,58
Lingen (KWL)	255	1968	0,044	0,023
Würgassen (KWW)	640	1972	0,19	0,45

Nach D. R. MULLER (1973) und R. WOLTER (1974)

Tabelle II

Radioaktivitätsabgabe mit den Abwässern von Kernkraftwerken (ohne H-3 in Ci/Jahr)

Anlage:	Leistung (MWe):	Inbetriebnahme:	1971	1972
	Amerikanische Druckwasserreaktoren			
Yankee, Rowe	175	1961	0,012	0,021
Indian Point I	265	1973	81,12	25,40
San Onofre I	430	1967	1,54	30,30
Yankee, Conn.	575	1967	5,88	4,78
Ginna	420	1970	0,96	3,75
Point Beach I	497	1971	0,15	1,53
Palisades	700	1971	-	6,81
Yankee, Maine	790	1972	-	0,017
Surry I	788	1972	-	0,025
	Deutsche Druckwasserreaktoren			
			1972	1973
Obrigheim (KWO)	328	1968	4,56	2,16
Stade (KKS)	630	1972	0,32	0,37

Nach D. R. MULLER (1973) und R. WOLTER (1974)

Tabelle III

Auswirkungen der Abwasserbeseitigung des Kernkraftwerkes Gundremmingen (KRB) auf die Donau (1967-1973)

Beseitigte Abwassermengen (m^3/Jahr):	$7{,}68 \times 10^3$	bis	$2{,}13 \times 10^4$
Abgeleitete Spalt- und Korrosionsproduktaktiv. ohne H-3 (Ci/Jahr):	2,0	bis	3,8
Abgeleitete H-3-Aktivität (Ci/Jahr):	17,8	bis	135
Abflußmengen der Donau bei Gundremmingen (m^3/Jahr):	$3{,}20 \times 10^9$	bis	$7{,}08 \times 10^9$
Aufstockung der Donauwasserkonzentration (ohne H-3) im Jahresdurchschnitt (pCi/l):	0,4	bis	1,1
Durchschnittliche H-3-Aufstockung durch die Abwasserbeseitigung von KRB (pCi/l):	4,0	bis	30
Durchschnittliche Falloutkonzentration der Donau oberhalb von KRB (ohne H-3 in pCi/l):	0,5	bis	1,7
Durchschnittliche Fallout-H-3-Konzentration der Donau oberhalb von KRB (pCi/l):	ca. 530	bis	900

Tabelle IV

Sediment-Konzentrierungsfaktoren in der Donau bei Gundremmingen
(Jahresdurchschnittswerte 1967/72)

Nuklid	1967	1968	1969	1970	1971	1972
K-40	1 000	1 700	1 000	1 700	1 200	1 030
Ra-226	1 000	1 700	760	1 600	1 100	960
Sr-90	60	80	50	80	20	60
Sr-89	40	-	10	500	10	100
Cs-137/134	3 200	690	1 300	3 300	2 300	2 540
Ru-106/103	-	1 800	910	1 400	1 600	1 330
Sb-124/125	2 100	1 300	-	540	300	1 300
Zr-95/Nb	-	-	4 000	4 100	5 800	3 840
Ce-144/141	2 900	-	1 900	5 200	4 600	1 980
J-131	110	130	370	1 600	300	840
Ba-140/La	-	330	880	330	100	680
Co-58/60	4 550	690	550	1 250	2 400	3 750

Tabelle V

Durchschnittliche K-40-, Cs-137- und Sr-90-Konzentrierungsfaktoren in Donaufischen

Zeitraum	K-40	Cs-137	Sr-90
		Fischfleisch	
1965	1 560	1 000	12
1966	1 250	1 170	17
1967	1 600	1 000	10
1968	1 670	600	10
1969	1 470	1 200	22
1970	1 410	600	30
1971	1 500	700	13
1972	1 350	600	12
		Fischknochen	
1965	1 440	1 600	700
1966	1 200	1 200	700
1967	1 130	-	600
1968	1 270	-	900
1969	1 240	1 400	800
1970	1 240	1 000	1 000
1971	1 130	700	600
1972	1 000	1 400	1 100

Tabelle VI

Konzentrierungsfaktoren für verschiedene Spalt- und Aktivierungsprodukte in Donaufischen (Untersuchungszeitraum 1966/72)

Nuklid	Organ	Konzentrierungsfaktoren		
Sr-89	Muskulatur	1	-	300
	Knochen	200	-	2 500
Ba-140/	Muskulator	10	-	600
La-140	Knochen	200	-	2 500
Ru-106	Muskulatur	10	-	400
	Knochen	10	-	1 800
Zr-95/Nb	Muskulatur	10	-	200
	Knochen	10	-	700
Ce-144	Muskulatur	10	-	200
	Knochen	10	-	4 000
Sb-124/	Muskulatur	10	-	1 000
Sb-125	Knochen	300	-	1 600
Co-58/	Muskulatur	30	-	3 000
Co-60	Knochen	30	-	1 000

Tabelle VII

Kalkulierte Strahlenbelastung aus den Radiocäsium-konzentrationen in Fischen

Reaktor:	Durchschn. Cs-Konz. in Fischen (pCi /g Frischgew.):	Ursache d. Cs-Kontamin. in den Fischen:	Indiv. jährl. Ganzk.-Dosis (rad/g Fischkonsum):	Indiv. Dosisbelast. (rad/kg Fischkonsum u. MWe Kraftwerksleist.):
Dresden I USA (1968)	0,015	Fallout-^{137}Cs	-	-
Indian Point USA (1969)	0,026	Abgeleit. ^{134}Cs	$1x10^{-6}$	$1,3x10^{-8}$
	0,034	Abgeleit. ^{137}Cs		
Trawstynydd UK (1969)	11,0	Ges.-^{137}Cs in Forellen	$2x10^{-4}$	$1,4x10^{-6}$
	1,0	Abgeleit. ^{134}Cs in Forellen		
	25,0	Ges.-^{137}Cs in Barschen		
	2,4	Abgeleit. ^{134}Cs in Barschen		

Nach UNSCEAR Report Ionizinzing Radiation, Vol. 1: Levels (1972)

Tabelle VIII

Grundlagen für die Kalkulation der Strahlenbelastung

Nuklid:	%-Anteil an der Gesamtakt. (ohne H-3):	DF-Trinkwasser:	KF-Fischfleisch:	KF-Sedimente:
Cr 51	4,00	1	10	10
Mn-54	1,00	2	100	5 000
Fe-59	0,10	2	100	5 000
Co-57	0,01	2	100	5 000
Co-58	15,00	2	100	5 000
Co-60	10,00	2	100	5 000
Zn-65	0,20	2	100	5 000
Sr-89	25,00	2	20	100
Sr-90	3,00	2	20	100
Zr-95	0,02	10	20	6 000
Nb-95	0,10	10	20	6 000
Ag-110m	0,40	2	10	10 000
Sb-124	1,00	2	50	2 000
Sb-125	0,02	2	50	2 000
J-131	10,00	1	20	1 000
Cs-134	8,00	5	1 000	5 000
Cs-137	15,00	5	1 000	5 000
Ba-140	2,00	2	20	1 000
La-140	4,00	2	20	1 000
Ce-141	0,80	10	10	5 000
Ce-144	0,40	10	10	5 000
Dazu H-3	-	1	1	1

DF = Dekontaminierungsfaktor; KF = Konzentrierungsfaktor

Tabelle IX

Abschätzung von Individualdosen aus der radioaktiven Abwasserbeseitigung durch Kernkraftwerke in die Donau (Grundlage = 100 pCi/l eines bekannten Spalt- und Aktivierungsproduktgemisches (ohne H-3) und 3 000 pCi/l an H-3 bzw. Einzelnuklidkonzentrationen)

Kritischer Übertragungsweg / Kritisches Organ:	Strahlenbelastu (mrem/Jahr):
Trinkwassergenuß (1,2 Liter/Kopf und Tag)	
Ganzkörper bzw. Gonaden	1,4
Skelett	8,4
Fischverzehr (10 g/Kopf und Tag)	
Ganzkörper bzw. Gonaden	4,1
Skelett	8,4
Fischverzehr (100 g/Kopf und Tag)	
Ganzkörper bzw. Gonaden	41
Skelett	84
Externe Gammabelastung aus den Sedimenten (ohne Abschwächung durch darüber stehende Wasserschichten)	
10 Stunden Aufenthaltszeit/Jahr	3,8
100 " " / "	38
Bewässerung landwirtschaftlich genutzten Bodens (Bewässerungsmange = 500 l/m^2 und Weideperiode von 180 Tagen)	
J-131 Schilddrüsenbelastung beim Kleinkind über die Milch (0,7 Liter Milchkonsum/Tag)	4,4
Sr-90 Knochenbelastung beim Erwachsenen (Milchkonsum = 0,45 Liter/Tag)	ca. 8
Sr-89 Knochenbelastung beim Erwachsenen	ca. 0,6
Cs-137 Ganzkörperbelastung beim Erwachsenen	ca. 0,2
Cs-134 " " "	ca. 0,2

Vorkommen und Ausbreitung radioaktiver Stoffe im Meer

von
Hans Kautsky

DEUTSCHES HYDROGRAPHISCHES INSTITUT, HAMBURG

Bei der Betrachtung des Vorkommens radioaktiver Elemente im Meer müssen wir zwischen natürlich (K-40, Rb-87, U, Th und deren Folgeprodukte) und künstlich radioaktiven Isotopen (Aktivierungs- und Spaltprodukte) unterscheiden. Im Wasser der Weltmeere befinden sich insgesamt etwa $5 \cdot 10^{11}$ Curie natürlicher Radioaktivität. Allein die Aktivität des gelösten Kaliums beträgt rund 320 pCi ($\gamma + \beta$)/l Meerwasser von 35 $^{o}/oo$ Salzgehalt.

Durch die Anwendung der Kernspaltung, in erster Linie durch die Atombombenexplosionen, wurden dem Meer bisher rund 10^{9} Curie an Spalt- und Aktivierungsprodukten zugeführt. Das sind 0,2 % der natürlichen Aktivität.

Die künstlich aktiven Isotope aus den Atombombenexplosionen (kurz als radioaktive Falloutprodukte bezeichnet) haben sich weltweit im Meeresbereich verteilt. Ihre Hauptmenge ist auf der nördlichen Hemisphäre zu finden, da die meisten Atombombenexplosionen in Gebieten nördlich des Äquators stattgefunden haben. Ein Austausch in die südliche Hemisphäre findet auf Grund der atmosphärischen Vorgänge nur sehr langsam statt. Auch auf der nördlichen Halbkugel sind die Falloutprodukte nicht gleichmäßig verteilt. Im Bereich zwischen etwa 30° und 40° nördlicher Breite kann man erhöhte Konzentrationen von z. B. Cäsium 137 feststellen (Abb. 3).

Die in zunehmendem Maße aus den Kernenergieanlagen freigesetzten Spalt- und Aktivierungsprodukte sind dagegen bisher praktisch nur in den küstennahen Bereichen nachweisbar. Die Hauptmenge stammt aus den Wiederaufbereitungsanlagen für gebrauchte Kernbrennstoffe. Von Kernkraftwerken wird wesentlich weniger Aktivität an die Umgebung abgegeben.

Die Abgabe radioaktiver Isotope erfolgt aber überall im Rahmen der meist sehr strengen Strahlenschutzvorschriften, so daß, außer in einem Katastrophenfall, keine Gefährdung der Biosphäre zu erwarten ist. Darüber hinaus handelt es sich bei den freiwerdenden Isotopen im wesentlichen um solche, deren biologische Anreicherung, vor allem im Meeresbereich mit seinem hohen natürlichen Salzgehalt relativ gering ist.

Dies ist sehr wichtig, da gerade die Küstengebiete und Schelfmeere mit ihren geringen Wassertiefen besonders stark der Nutzung durch den Menschen unterliegen und den größten Teil der Fangerträge an Fischen und anderen dem Verzehr zugeführten Meeres-Tieren und Pflanzen liefern.

Um Vorkommen und Ausbreitung künstlich radioaktiver Stoffe im Meer zu untersuchen, verfolgen wir vorwiegend die Konzentration der Isotope Sr 90 und Cs 137 im Wasser. Diese beiden Isotope, die bei der Kernspaltung in erheblicher Menge entstehen, sind im Meerwasser in verhältnismäßig gut meßbaren Konzentrationen vorhanden und auf Grund ihrer relativ langen Halbwertszeiten von rund 28 bzw. 30 Jahren für Untersuchungen über längere Zeiträume gut geeignet. Hinzu kommt, daß sich beide Elemente, insbesondere aber das Cs 137 analytisch leicht und schnell nachweisen lassen.

Betrachten wir die im Laufe der Jahre aufgetretenen Konzentrationsänderungen der genannten Isotope in weitgehend abgeschlossenen Schelfmeeren wie z. B. Nordsee und Ostsee, so erkennen wir (Abb. 1 und 2) :

1. In den Jahren 1961 - 64 den Einfluß der Atombombenversuchsreihen mit ihrer hohen Zufuhr künstlich aktiver Isotope in die nördliche Hemisphäre.
2. Von 1965 - 70 einen Rückgang der Aktivität infolge des Fehlens entsprechender Emittenten.
3. Ab 1971 eine starke Zunahme der Cs 137 Konzentration in der Nordsee als Folge des Betriebs von Kernbrennstoff-Wiederaufbereitungsanlagen im Küstenbereich; weitgehend konstante Aktivitätswerte in der Ostsee, an deren Küsten sich keine Kernenergieanlagen mit

nennenswerter Abgabe radioaktiver Abfallprodukte befinden.

Im europäischen Küstenbereich leiten z. Zt. drei Kernbrennstoff-Wiederaufbereitungsanlagen : Centre de la Hague bei Cherbourg im englischen Kanal, Windscale in der Irischen See und Doûnreay an der Nordspitze Schottlands radioaktive Abwässer in das Meer ein. Die Aktivität dieser Abwässer wird im wesentlichen durch ihren Gehalt an Spaltprodukten verursacht. Deren Hauptmenge bilden die Isotope Cs 134/137, Sr 89/90, Ru 103/106, Ce 144 und Zr 95, wobei Cs 137 überwiegt. Daneben können auch erhebliche Mengen an Tritium enthalten sein.

Aktivierungsprodukte wie z. B. Co 60, Fe 55/59, Zn 65, Ag 110 m u. a., treten in so niedrigen Konzentrationen auf, daß sie mit den normalen analytischen Methoden meist nicht nachweisbar sind.

Die Isotope des Zr, Ce und Ru sind in dem schwach alkalischen Milieu des Meerwassers schlecht löslich und lagern sich im allgemeinen in ihrer Hauptmenge bereits in den Sedimenten der näheren Umgebung der Abwasserauslässe ab. Die gut löslichen Isotope Cs 134/137 und Sr 89/90 können dagegen durch die Meeresströmungen über weite Meeresgebiete verteilt werden und gelangen sowohl von la Hague als auch von Windscale in die Nordsee (Doûnreay gibt vergleichsweise nur geringe Mengen ab).

Die Abgabe von Cs 137 aus den beiden Anlagen beträgt einige 10.000 Ci/a. Da die Nordsee ein Volumen von etwa 50.000 km^3 hat (1 km^3 = 10^{12} l) stimmen die von uns gemessenen mittleren Aktivitätswerte von 1 - 1,5 pCi/l Cs 137 im Nordseewasser gut mit den Abgabemengen überein. In diesen Werten ist allerdings ein, noch von den Atombombenexplosionen stammender Cs 137 Anteil von etwa 0,3 - 0,4 pCi/l enthalten.

Da, bezogen auf die Normen der International Commission on Radiation Protection (ICRP) das Meerwasser eine maximal zulässige Konzentration von etwa 900 pCi/l Cs 137 enthalten darf, sind die z. Zt. vorhandenen Mengen als völlig ungefährlich für die Biosphäre anzusehen.

Die Ausbreitung der radioaktiv markierten Wassermassen gibt uns aber eine ausgezeichnete Möglichkeit, den Strömungsverlauf und insbesondere den Wassermassentransport in der Nordsee zu verfolgen.

In früheren Arbeiten von Böhnecke (1), Carruthers (2), van Veen (3), Wyrtki (4), u. a. sind an Hand von Strömungsmessungen, Temperatur- und Salzgehalts-Verteilungsmessungen Berechnungen über die in die Nordsee ein- und ausströmenden Wassermassen und deren Strömungsgeschwindigkeiten angestellt worden.

Carruthers's Strömungsmessungen im englischen Kanal haben eine Fließgeschwindigkeit von 2,7 sm/d in Richtung Nordsee ergeben. Nach seinen Berechnungen würde dies eine jährliche Wasserzufuhr von rund 2200 km^3 bedeuten. Diese Menge würde ausreichen, die gesamte in der Nordsee vorhandene Wassermasse innerhalb von rund 20 Jahren zu erneuern.

Die von Norden aus dem Atlantik einfließende Wassermasse wird auf den zehnfachen Betrag geschätzt, könnte also theoretisch ausreichen das Nordseewasser schon innerhalb von 2 Jahren zu erneuern. Es darf aber in diesem Falle nicht übersehen werden, daß die Hauptmenge dieser einströmenden Wassermassen nur eine kurze Strecke in die Nordsee eindringt und zum größten Teil mit dem im östlichen Bereich der Nordsee ausfließenden Strom wieder abtransportiert wird.

Seit einigen Jahren verfolgen wir (5) die Ausbreitung des aus den Kernbrennstoff-Wiederaufbereitungsanlagen bei Cherbourg im englischen Kanal und Windscale in der Irischen See stammenden Radionuklides Cs 137 in der Nordsee. Infolge der vorhandenen Meeresströmungen wird es mit den durch die Straße von Dover im Süden und den Pentland Firth im Norden einströmenden Wassermassen der Nordsee zugeführt (6). In den Karten 5 - 7 sind die Meßergebnisse der Cs 137 Verteilung für Juni 1971, Juni 1972 und April - Mai 1973 dargestellt.

In Abb. 4 ist eine schematische Darstellung der Ergebnisse für den Zeitraum von März 1971 bis Mai 1973 wiedergegeben. Aus ihr lassen sich gut die Ausbreitungswege und

Transportzeiten der durch Cs 137 markierten Wassermassen erkennen. Die beobachteten Ausbreitungswege decken sich weitgehend mit den bekannten Vorstellungen über den Verlauf der Stömungen in der Nordsee (1,7).

Von Cherbourg bis in die Deutsche Bucht ist eine Transportzeit von rund 1,25 Jahren einzusetzen. Die im Beobachtungszeitraum (1.3.71 - 30.11.72) von 640 Tagen zurückgelegte Gesamtstrecke des bei Cherbourg in das Meer gelangten Cs 137 zum Skagerrak beträgt rund 670 sm. Das bedeutet eine mittlere Transportgeschwindigkeit von ca. 1,0 bis 1,1 sm/d. Die Transportgeschwindigkeiten variieren allerdings in den einzelnen beobachteten Zeitabschnitten zwischen Werten von 0,7 bis 1,7 sm/d. Inwieweit diese Unterschiede auf jahreszeitlichen oder meteorologischen Einflüssen beruhen oder im Zusammenhang mit Strömungswirbeln stehen, läßt sich noch nicht sagen.

Für die Gesamttransportzeit von Cherbourg bis zur Südspitze Norwegens ist nach unseren bisherigen Messungen mit etwa 1,75 Jahren zu rechnen.

Der Transport der Wassermassen entlang der englischen Ostküste dauert bei einer mittleren Geschwindigkeit von 0,6 - 0,7 sm/d im Bereich zwischen Aberdeen und etwa 53° 30' N 2° E rund 1 Jahr.

Unsere Untersuchungen lassen eindeutig erkennen, daß sowohl ein Wassermassentransport aus der Irischen See, um die Nordspitze Schottlands herum entlang der englischen Ostküste nach Süden in die südliche Nordsee, als auch durch den englischen Kanal entlang der belgischen, niederländischen, deutschen und dänischen Küste bis in das Skagerrak erfolgt. Die Wassermassen beider Transportwege treffen sich im Bereich der südlichen Nordsee. Ein Teil des Wassers kann durch das Kattegat in die Ostsee gelangen, die Hauptmenge wird durch das Skagerrak entlang der norwegischen Küste wieder dem Atlantik zugeführt.

Diese Wassermassenbewegung bedeutet, daß nicht nur alle im Bereich der Irischen See oder entlang der Nordseeküstenlinien

in das Meer gelangten radioaktiven sondern auch andere lösliche Stoffe grundsätzlich die dem Einbringungsort folgenden Küstenbereiche erreichen können.

L i t e r a t u r

1) G. Böhnecke 1922
Salzgehalt und Strömungen der Nordsee
Veröff. Inst. Meeresk. Univ. Berlin. Neue Folge A
Geog.-naturwiss. Reihe Nr. 10, 1 - 34

2) J. N. Carruthers 1928, 1935
The flow of water through the Straits of Dover
Fish. Invest. Ser. 2, Nr. 11,1; Ser. 2 Nr. 14,4

3) J. van Veen 1938
Water movements in the Straits of Dover
J. Cons. Int. Explorat. Mer 13, Nr. 1, 7

4) K. Wyrtki 1952
Der Einfluß des Windes auf den mittleren Wasserstand der Nordsee und ihren Wasserhaushalt
Deutsch. Hydr. Z. 5, 245

5) H. Kautsky 1973
The distribution of the radionuclide Cs 137 as an indicator for North Sea watermass transport
Deutsch. Hydr. Z. 26, 241

6) D. F. Jefferies, A. Preston, A. K. Steele 1973
Distribution of Caesium -137 in British Coastal Waters
Mar. Poll. Bull. 4, 118

7) H. W. Hill 1971
Currents and Water Masses
North Sea Science, E. D. Goldberg Editor
The MIT Press Cambridge, Massachusetts and London

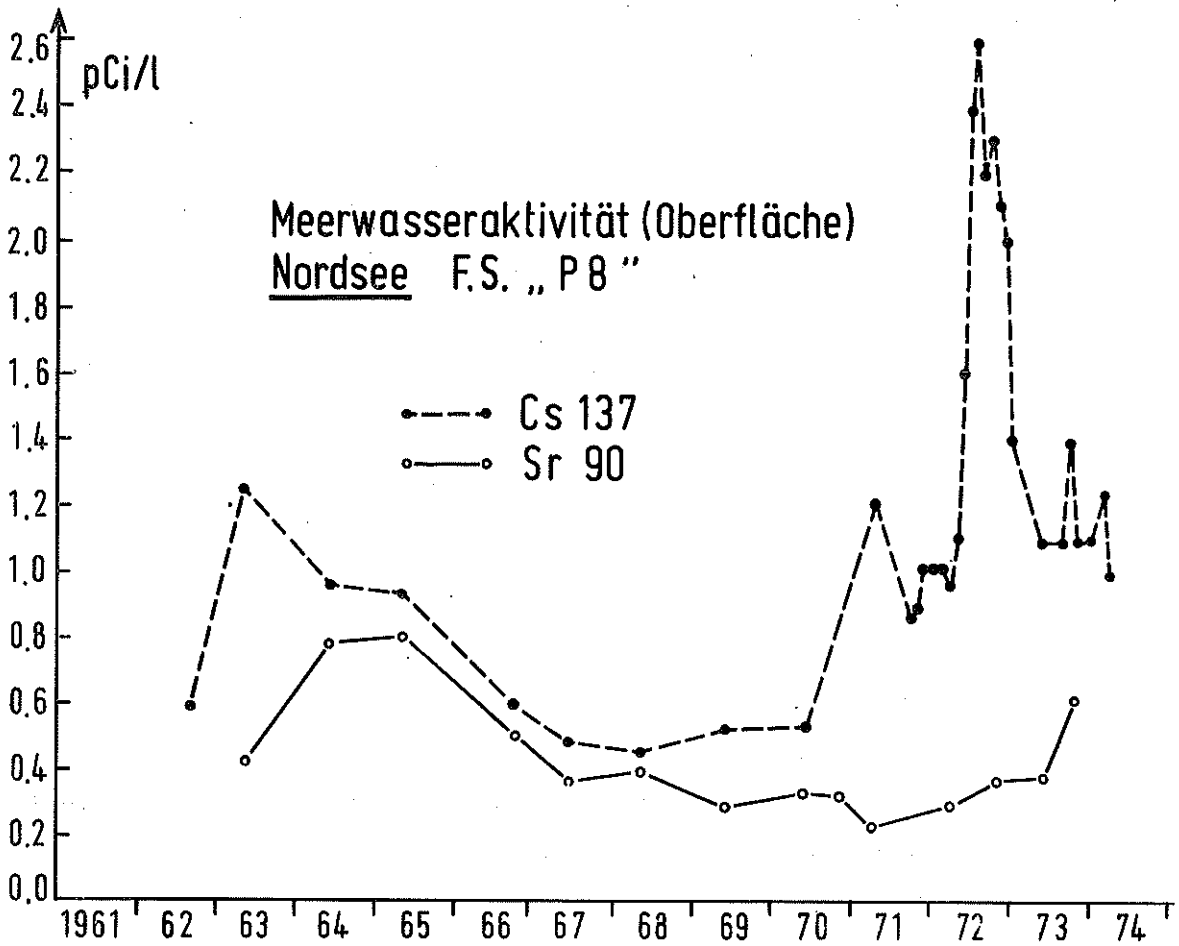

pCi/l
2.6
2.4
2.2
2.0
1.8
1.6
1.4
1.2
1.0
0.8
0.6
0.4
0.2
0.0
Meerwasseraktivität (Oberfläche)
Nordsee F.S. „P 8"
Cs 137
Sr 90
1961
62
63
64
65
66
67
68
69
70
71
72
73
74

Abb. 1

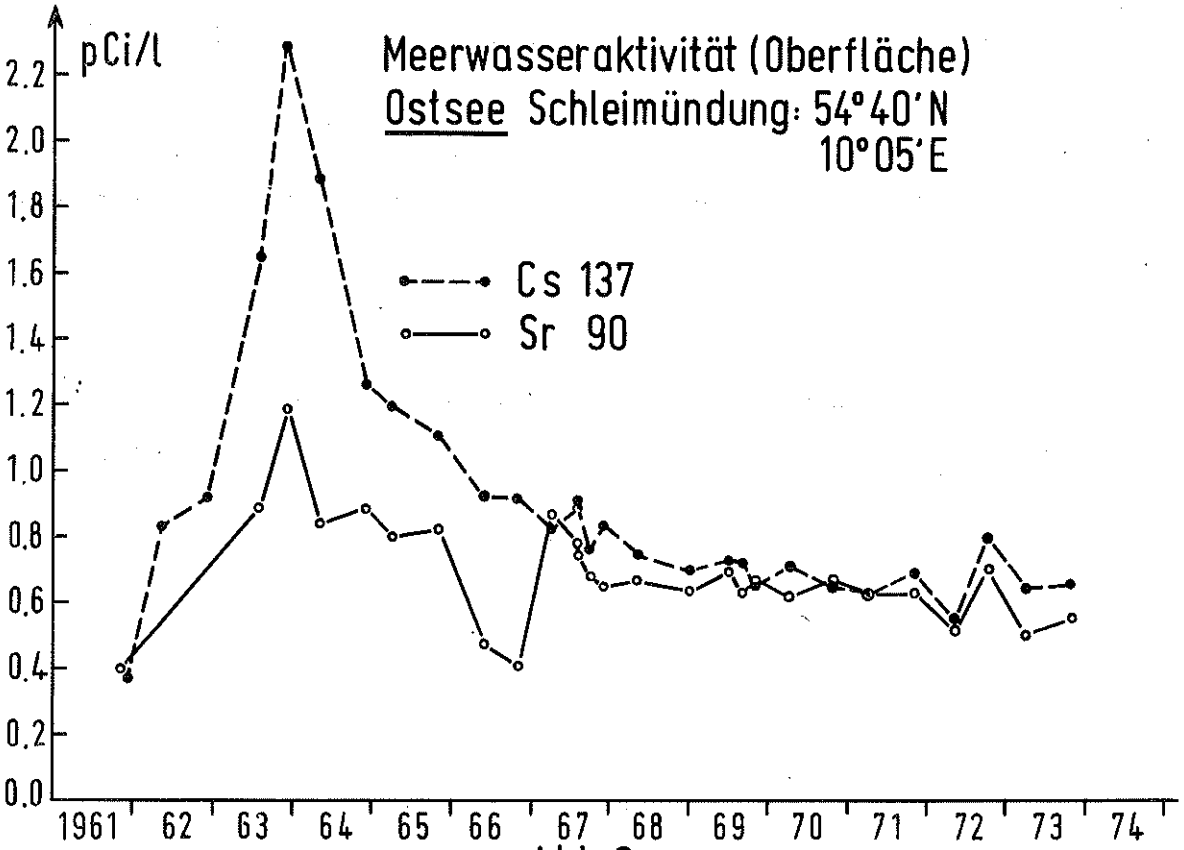
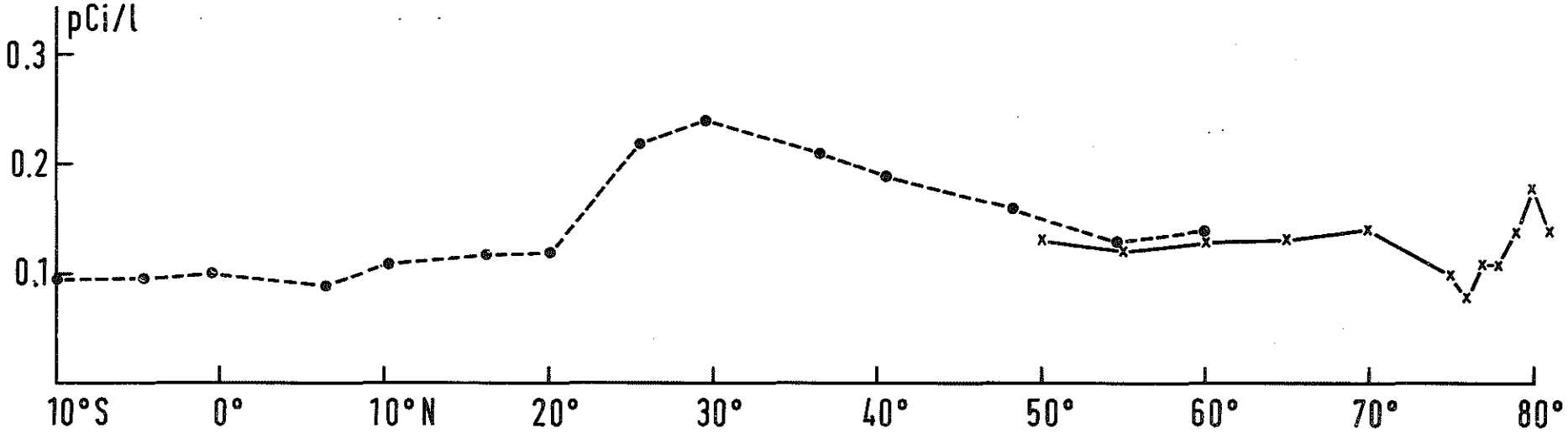

pCi/l
2.2
2.0
1.8
1.6
1.4
1.2
1.0
0.8
0.6
0.4
0.2
0.0
Meerwasseraktivität (Oberfläche)
Ostsee Schleimündung: 54°40'N
10°05'E
Cs 137
Sr 90
1961
62
63
64
65
66
67
68
69
70
71
72
73
74

Abb. 2



Cs 137 im Oberflächenwasser des Atlantik

●------● 1969 x——x 1972

Abhängigkeit der Konzentration von der geogr. Breite

Abb. 3

DHI M6

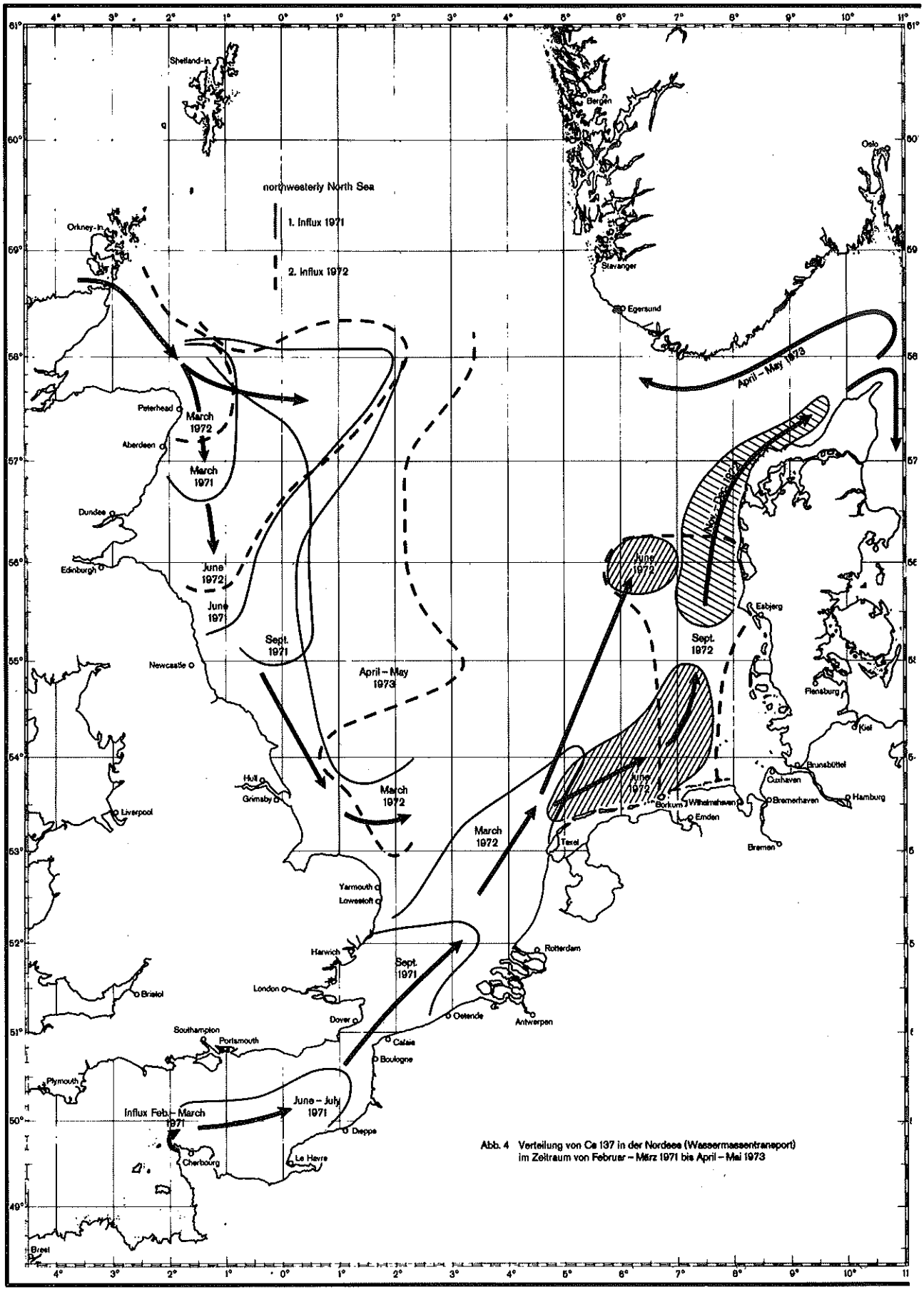


Abb. 4 Verteilung von Cs 137 in der Nordsee (Wassermassentransport) im Zeitraum von Februar – März 1971 bis April – Mai 1973

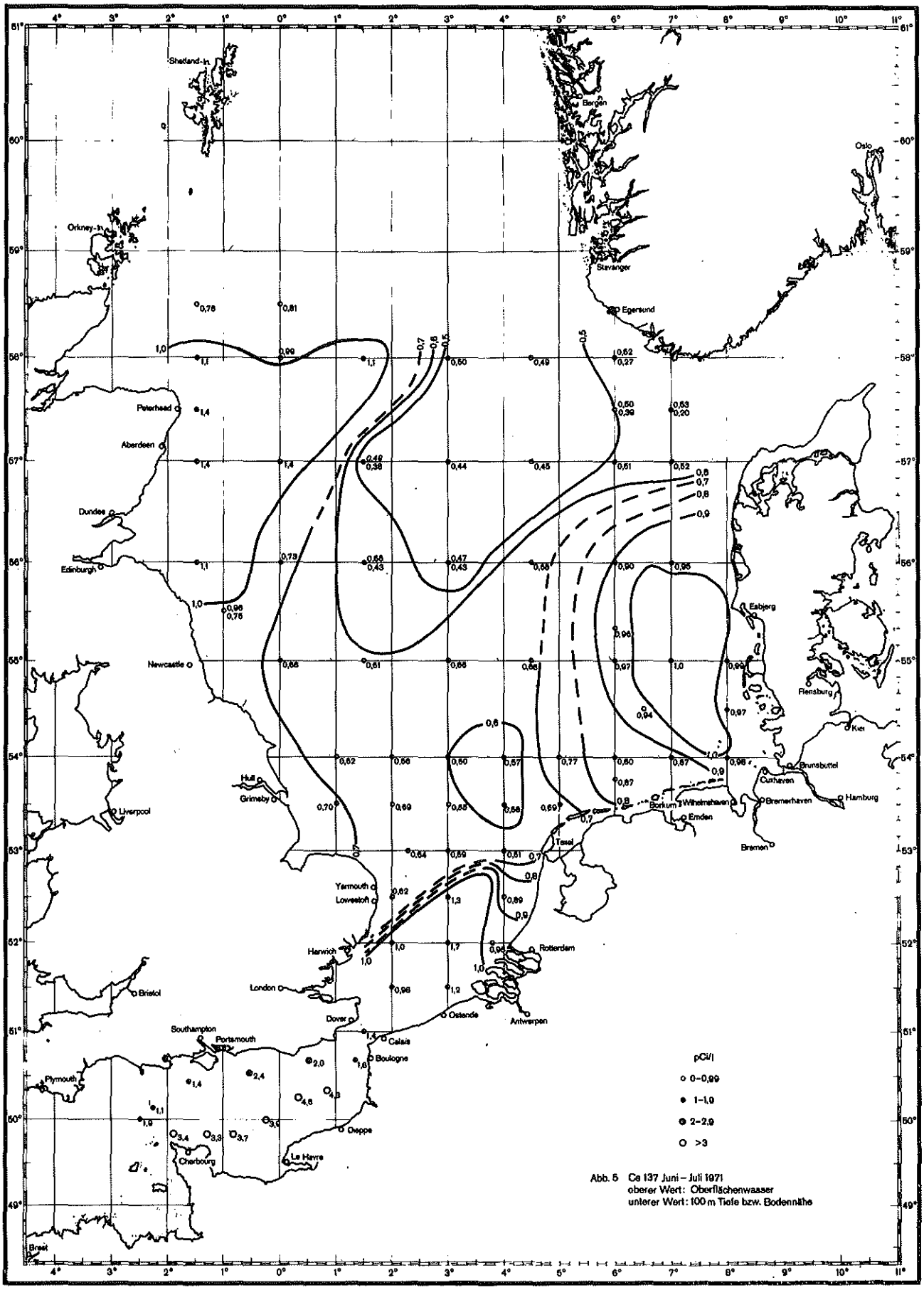


Abb. 5 Cs 137 Juni – Juli 1971
oberer Wert: Oberflächenwasser
unterer Wert: 100 m Tiefe bzw. Bodennähe

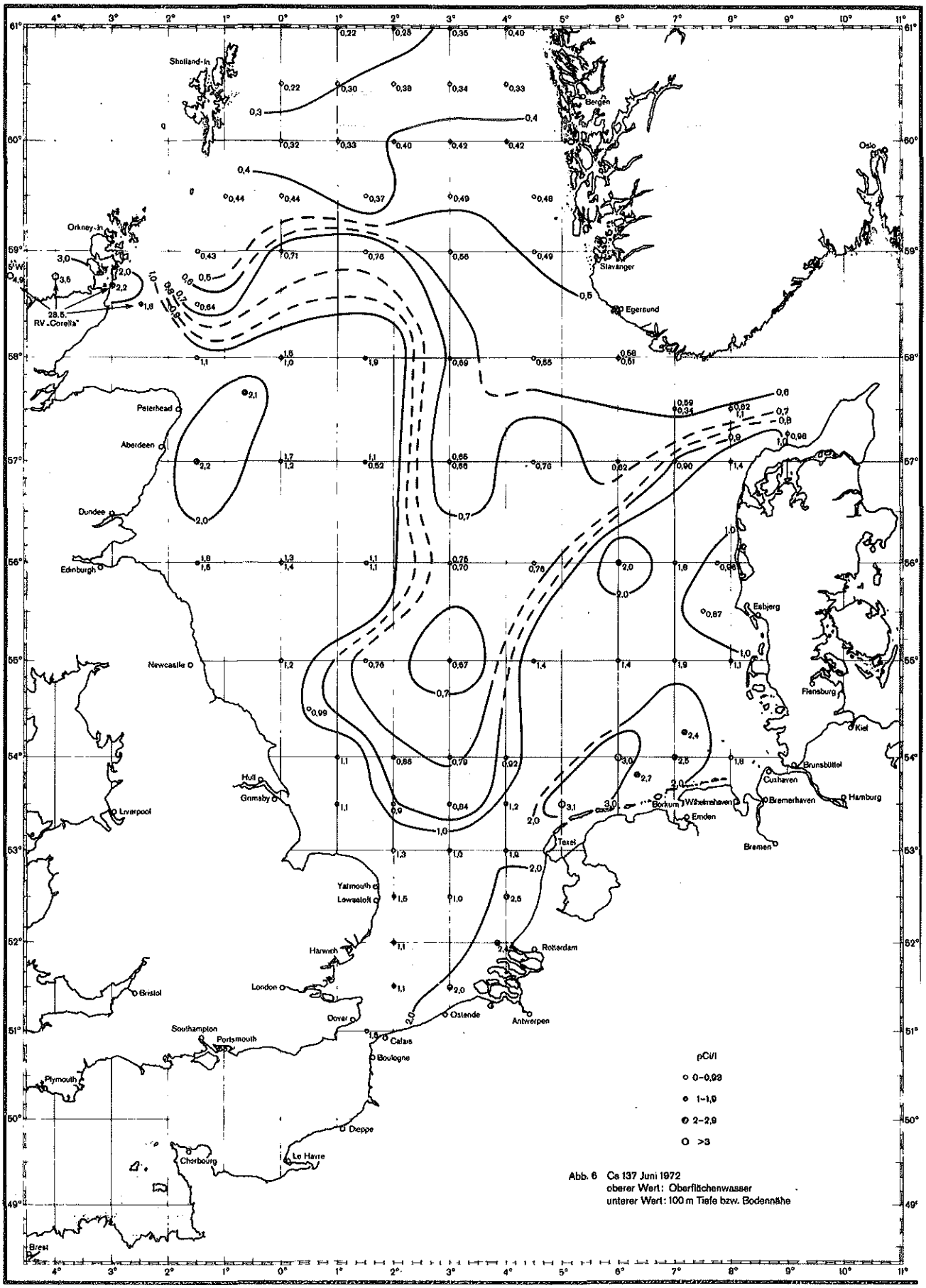


Abb. 6 Cs 137 Juni 1972
oberer Wert: Oberflächenwasser
unterer Wert: 100 m Tiefe bzw. Bodennähe

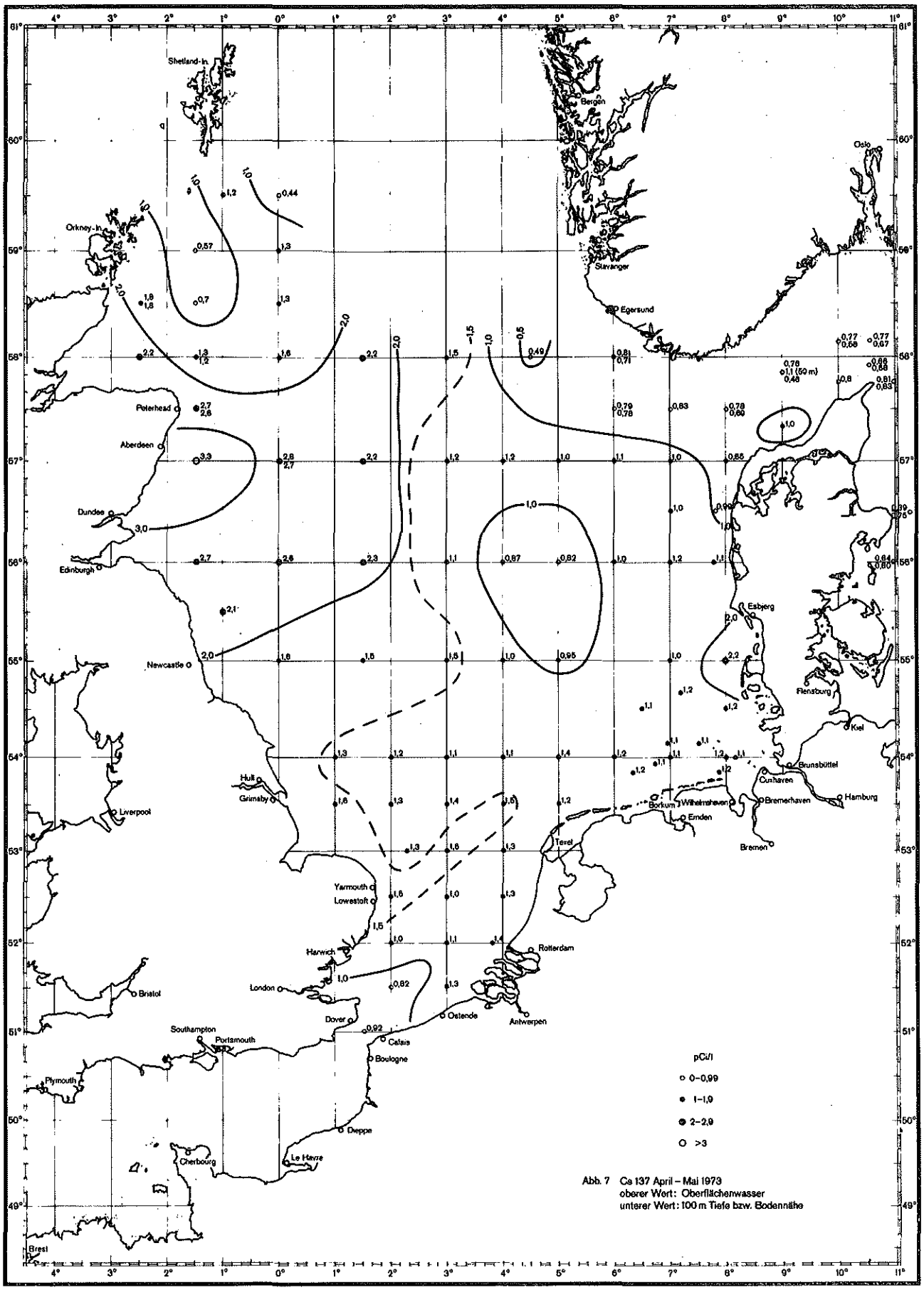


Abb. 7 Cs 137 April – Mai 1973
oberer Wert: Oberflächenwasser
unterer Wert: 100 m Tiefe bzw. Bodennähe

Erfahrungen bei der Erfassung und Bilanzierung der Abgaben radioaktiver Stoffe mit dem Abwasser aus Kernkraftwerken in der Bundesrepublik Deutschland

von

K. Aurand, J. Arndt, I. Gans, H. Rühle und R. Wolter
Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des
Bundesgesundheitsamtes

Vortrag

gehalten auf der Jahrestagung 1974 des Fachverbandes für Strahlenschutz e.V., Helgoland, 23. - 28. September 1974

Erfahrungen bei der Erfassung und Bilanzierung der Abgabe radioaktiver Stoffe mit dem Abwasser aus Kernkraftwerken in der Bundesrepublik Deutschland *)

von

K. Aurand, J. Arndt, I. Gans, H. Rühle und R. Wolter

Beim Umgang mit radioaktiven Stoffen, sei es bei der Gewinnung von Kernenergie, sei es bei der Anwendung radioaktiver Stoffe in Forschung, Medizin und Technik, muß mit Emissionen radioaktiver Stoffe in die Umwelt gerechnet werden. Für die Beurteilung einer daraus resultierenden Strahlenbelastung der Bevölkerung ist die lückenlose Kenntnis nicht nur der Menge, sondern auch der Art der abgegebenen radioaktiven Stoffe unabdingbare Voraussetzung, weil Radiotoxizität und Verhalten bei radioökologisch wichtigen Prozessen für die einzelnen Radionuklide sehr unterschiedlich sind.

Es genügt auch nicht, einen einzelnen Emittenten zu betrachten, weil sich innerhalb einer Region die Emissionen aus verschiedenen Quellen überlagern werden.

Bei einer Dosisabschätzung oder einer radioökologischen Betrachtung müssen also große Mengen von Einzeldaten berücksichtigt werden. Das macht es erforderlich, ein Informationssystem aufzubauen, das die Vielzahl der benötigten Daten speichert und regelmäßig oder in Sonderfällen zur Klärung spezieller Fragen so weit zusammenfaßt und übersichtlich macht, daß die in ihnen enthaltene Information verwendet werden kann.

Als Modell für ein solches Informationssystem kann das von uns aufgebaute System EMIS (EMissions-Informations-System) angesehen werden. Es wird gegenwärtig für die Bilanzierung der Abwässer der Kernkraftwerke außerhalb der Kernforschungszentren angewendet, ist jedoch mit gewissen Modifikationen auch für gasförmige und für flüssige Emissionen aus anderen Quellen geeignet.

---

*) Die Untersuchungen wurden im Rahmen des Forschungsvorhabens St.Sch. 0531 vom Bundesminister des Innern gefördert.

1. Untersuchungsprogramm für Kernkraftwerks-Abwässer

Seit 1970 werden von uns Proben der Abwässer aus den Kernkraftwerken untersucht. Nachdem ein geeignetes Untersuchungsverfahren entwickelt worden war (1), konnten ab Anfang 1972 alle abgegebenen Abwässer der Kernkraftwerke vollständig auf ihren Gehalt an radioaktiven Stoffen untersucht werden.

In den Jahren 1970 und 1971 haben wir ca. 600 Abwasserproben untersucht, die einzelne Abwasserchargen repräsentierten. Dabei wurden, teilweise erst nach vorangegangener Anreicherung, die in Tab. 1 aufgeführten Nuklide wenigstens einmal gefunden. Nuklide mit kurzen Halbwertzeiten (unter etwa 12 Stunden) wurden dabei, weil die Zeit zwischen Probenahme und Messung immer einige Tage betrug, nicht erfaßt. Solche Radionuklide brauchen jedoch z. B. bei Dosisbetrachtungen auch nicht berücksichtigt zu werden, weil sie nur in geringem Maß zu einer Strahlenbelastung der Bevölkerung beitragen können. Sie werden jedoch bei der Entscheidungsmessung (2, 3) mitgemessen; eine hohe Konzentration kurzlebiger Radionuklide würde die Abwasser-Abgabe unzulässig machen.

In den Nuklidkatalog von EMIS haben wir deshalb die in Tab. 1 angeführten Nuklide aufgenommen.

Die Untersuchung der einzelnen Abwasserchargen zeigte auch, daß Aktivität und Zusammensetzung der abgegebenen radioaktiven Stoffe zeitlich zufällig verteilt sind. Das gestattet die Untersuchung von Mischproben, wodurch der Aufwand in vernünftigen Grenzen gehalten werden kann. Denn eigentlich müßten für jede Abwassercharge die gemessenen Aktivitäten der einzelnen Radionuklide für den radioaktiven Zerfall zwischen dem Zeitpunkt der Abgabe und dem der Messung korrigiert werden, während bei Mischproben nur eine mittlere Abklingzeit angenommen werden kann, jedoch heben sich die entstehenden Fehler durch die zufällige Verteilung der Radionuklide auf die einzelnen Abwasserchargen weitgehend auf.

Unter den in Tab. 1 genannten Radionukliden besitzt J-131 mit 8,05 Tagen die kürzeste Halbwertzeit. Ohne Gefahr zu laufen, dieses Nuklid nicht zu erfassen, kann man deshalb alle Abgaben innerhalb einer Woche zu einer Mischprobe zusammenfassen. Zu diesem Zweck wird von jeder einzelnen Abwassercharge eine repräsentative Probe genommen und am Ende der Woche aus diesen Proben proportional zu dem jeweiligen Abwasservolumen eine "Wochenprobe" gemischt. Diese Proben werden γ -spektroskopisch untersucht.

Entsprechend der jeweiligen Wochenverteilung wird aus je 4 bzw. 5 "Wochenproben" für die Bestimmung von Sr-89, Sr-90 und H-3 eine "Monatsprobe" proportional zu den in den einzelnen Wochen abgegebenen Abwasservolumina erstellt. Für die Erfassung von Sr-89, das mit 50,5 Tagen die kürzeste Halbwertzeit dieser Nuklide besitzt, ist dieser Zeitraum ausreichend.

Alle bestimmten Aktivitäten werden auf die Mitte des jeweiligen Probenahmezeitraumes korrigiert.

Die "Monatsproben" werden auch auf Gesamt- α -Aktivität untersucht, bisher konnten jedoch nur in wenigen Fällen Spuren von α -Strahlern nachgewiesen werden. Sie werden deshalb noch nicht in EMIS erfaßt.

Mit der Entwicklung neuer Brennelemente gewinnen jedoch die α -Strahler an Bedeutung. Wir arbeiten deshalb an Methoden zur Bestimmung einzelner α -Strahler; nach Abschluß dieser Arbeiten werden auch α -Strahler in EMIS aufgenommen werden.

2. Das System EMIS

Aus unseren Untersuchungen fallen für jede Wochenprobe folgende Daten an (1):

- Probenummer
- Probenahmezeitraum
- Abgegebenes Abwasservolumen
- Zahl der Abwasserchargen, die die Probe repräsentiert
- Mittlere Zerfallszeit (Wochenmitte - Meßdatum)
- Meßzeit
- Konzentrationen bzw. Nachweisgrenzen der in Tab. 1 genannten Nuklide (außer H-3, Sr-89, Sr-90).

Diese Daten werden bei der automatischen Auswertung (1) auf Lochkarten ausgegeben, die monatlich bestimmten Werte für Sr-89, Sr-90 und H-3 werden hinzugefügt.

Für jedes Kernkraftwerk besteht auf der Magnetplatte unseres Rechners eine Datei. Der Kartensatz für eine Woche wird mittels eines besonderen Ladeprogramms in den Rechner gelesen, die Daten passend umgeformt und dann als neuer Satz an die dem betreffenden Kraftwerk zugeordnete Datei angefügt.

Es bestehen auch Programme, um bereits gespeicherte Datensätze zu korrigieren oder in gespeicherten Datensätzen Daten nachzutragen; besonders wichtig ist das für das Nachtragen von H-3, SR-89- und Sr-90-Werten, die monatlich anfallen.

Routinemäßig werden die Radionuklidabgaben der einzelnen Kernkraftwerke mit dem Abwasser über Vierteljahre und Jahre bilanziert. Eine Vierteljahresbilanz zeigt Abb. 1. Zusammenstellungen dieser Bilanzen wurden veröffentlicht (4, 5).

Für gezielte Auswertungen werden von Fall zu Fall spezielle Programme geschrieben. Das ist leicht möglich, weil die Daten in den Dateien nicht verdichtet sind, so daß jedes einzelne Resultat unserer Untersuchungen jederzeit leicht zugänglich ist. Im folgenden werden einige Resultate solcher speziellen Auswertungen diskutiert, die sich auf die Untersuchung von insgesamt 764 Abwasserproben in den Jahren 1972 bis 1974 beziehen.

3. Zusammensetzung der Abwässer

3.1 Abgaben sämtlicher Kernkraftwerke

Um die Ergebnisse überschaubar zu machen, müssen die Radionuklide, die im Abwasser von Kernkraftwerken gefunden werden, in Gruppen eingeteilt werden. Denkbar wäre eine Zusammenfassung nach der Größe der maximal zulässigen Konzentrationen (MZK), also nach der Radiotoxizität. Wegen der großen Unterschiede in den anfallenden Mengen scheint uns eine Einteilung geeigneter, die eine anschauliche Darstellung sowohl der an-

fallenden Aktivitäten als auch deren Toxizität ermöglicht und Vergleiche zu bekannten Aktivitäten und Konzentrationen, etwa aus der Zeit des Fallouts, zuläßt. Dies sei mit Tabelle 2 anhand der Abgaben von 1973 deutlich gemacht. Hier sind die einzelnen Nuklide, ihre MZK-Werte und die Beiträge der einzelnen Gruppen (in mCi und prozentual) zur 1973 abgegebenen Aktivität (ohne Tritium) und deren Toxizität (einschl. Tritium) angegeben. Die Toxizität wurde als Vielfaches der maximal zulässigen oralen Aufnahmemenge pro Jahr (MZA) ermittelt. (Das ist die Aktivitätsmenge eines Radionuklids, die, wenn sie während eines Jahres mit Nahrung und Trinkwasser aufgenommen wird, im entsprechenden kritischen Organ eine jährliche Strahlenbelastung von 1/10 der für Beschäftigte zulässigen Jahresdosis (je nach Organ 5, 15 oder 30 rem) bewirkt.)

Wir unterscheiden 7 Nuklidgruppen. In den ersten beiden sind aktivierte Korrosionsprodukte zusammengefaßt, die mit etwa 40 % zur Aktivität beitragen. Die Kobalt-Isotope 58 und 60 werden gesondert betrachtet, da sie den größten Teil der Korrosionsprodukte ausmachen und daher in radioökologischen Prozessen wichtig werden können, für die, im Gegensatz zu der Vielzahl der Erfahrungen mit Spaltprodukten aus dem Fallout, nur wenig Untersuchungsmaterial vorhanden ist.

Aktivierungsprodukte sind nur wenig radiotoxisch, wie der prozentuale Anteil an der Toxizität von weniger als 2 % zeigt. Die Gruppen 3 bis 6 enthalten Spaltprodukte. Sr-89 und 90, J-131 und Cs-134 und 137 tragen mehr als 50 % zur Aktivität und über 80 % zur Toxizität bei. Bei den Strontiumisotopen in Gruppe 3 entfallen etwa 10 % der Aktivität, aber entsprechend den Unterschieden in der MZK, mehr als 90 % der Toxizität auf Sr-90. Die restlichen Spaltprodukte in Gruppe 6 spielen nur eine geringe Rolle. Tritium muß besonders erfaßt werden, da es einerseits in Mengen anfällt, die um den Faktor 100 größer sind als die sämtlicher anderer Nuklide, andererseits aber wenig radiotoxisch wirkt und nur etwa 10 % zur Gesamttoxizität beiträgt.

In der Abb. 2 sind die Abgaben radioaktiver Stoffe aus den sechs deutschen Kernkraftwerken mit Leichtwasserreaktoren von 1972 und 1973 zusammengestellt. Die beiden linken Säulen zeigen, daß sich die Aktivitätsabgaben von 7,15 Ci (= 14,2 % des Genehmigungswertes für sämtliche Kernkraftwerke) auf 4,6 Ci (= 9,1 %) vermindert haben. An den beiden mittleren Säulen ist zu erkennen, daß auch die Toxizität der Abgaben, gemessen in MZA, von $2,8 \cdot 10^6$ auf $2 \cdot 10^6$ zurückgegangen ist. Allerdings ist dabei anzumerken, daß die Werte dieser Säulen mit den MZK-Werten der 1. Str.Sch.VO berechnet wurden. In den beiden rechten Säulen sind die MZA-Werte der IAEA (6) benutzt, diefür Sr-90 und J-131 andere MZK-Werte zugrunde legen, und zwar den neueren Wert der ICRP von $4 \cdot 10^{-6}$ Ci/m^3 gegenüber $1 \cdot 10^{-6}$ Ci/m^3 für Sr-90 bzw. $2 \cdot 10^{-5}$ gegenüber $1 \cdot 10^{-5}$ für J-131. Infolgedessen sind hier Beiträge dieser beiden Isotope um den Faktor 4 bzw. 2 geringer.

In der Abb. 3 ist die prozentuale Verteilung der jährlichen Aktivitätsabgaben und deren Toxizität auf die einzelnen Nuklidgruppen dargestellt. Es ergeben sich nur geringe Verschiebungen in den zwei aufeinanderfolgenden Jahren.

Deutlich ist die unterschiedliche Bedeutung der einzelnen Nuklidgruppen für die Aktivitätsabgaben und deren Toxizität erkennbar.

Der leichte Rückgang des Anteils von Strontium an der Toxizität im Gegensatz zum Anstieg bei der Aktivität erklärt sich aus der Verringerung des Sr-90-Anteils an der Radiostrontiumabgabe. In den Säulen rechts sind die Beiträge zu der mit den IAEA-Werten berechneten Toxizität dargestellt. Da der absolute Wert der Toxizität geringer ist, erhöhen sich die Anteile der anderen Nuklide.

3.2 Abgaben einzelner Kernkraftwerke

Nachdem jetzt die Ergebnisse der Einzelnuklidanalysen der Abwässer der sechs deutschen Kernkraftwerke mit Leichtwasserreaktoren vorliegen, ist zu fragen, ob die Zusammen-

setzung der Abgaben, wie sie bis jetzt dargestellt wurde, für jedes Kernkraftwerk repräsentativ ist. Die Frage, deren Beantwortung für Abschätzungen der Belastbarkeit der Gewässer interessiert, ist nur bedingt zu bejahen, und zwar aus Gründen, die anhand von Abb. 4 erläutert werden sollen. Hier ist die Verteilung der Abgaben radioaktiver Stoffe auf die einzelnen Kernkraftwerke dargestellt. Wie ersichtlich ist, haben in den vergangenen zwei Jahren zwei Kernkraftwerke jährlich über 1,5 Ci und bis zu 4,5 Ci abgegeben; der Anteil der beiden zusammen betrug 1972 ca. 90 %, 1973 ca. 80 %. Zwei weitere leiteten in den beiden Jahren Aktivitäten ab, die um die Faktoren 5 bis 10 geringer waren; die Abgaben der beiden übrigen lagen um noch eine Größenordnung unter diesen (4, 5).

Als Begründung für die Differenz in der Abgabenhöhe kommen Unterschiede in der Größe, in der baulichen Konzeption der Reaktor- und Abwasseranlagen, in der Dichtigkeit einzelner Reaktorkomponenten, in den Betriebszuständen und im Alter der Anlagen in Frage. Eine Folge davon ist jedoch, daß die Zusammensetzung der von sämtlichen Kernkraftwerken mit dem Abwasser abgegebenen radioaktiven Stoffe, seien es die Jahresmengen, seien es wie in der Abb. 5 die Vierteljahresmengen, wesentlich von den beiden Kernkraftwerken geprägt wird, die am meisten abgeben. So ist z. B. der hohe Strontium-Anteil nicht für alle Kernkraftwerke charakteristisch, sondern geht zu über 90 % auf Abgaben aus KRB Gundremmingen zurück. Hier wird zur Aufbereitung des Abwassers ein kombiniertes Fällungs-Flockungs-Verfahren eingesetzt, das einen genügenden Dekontaminierungsgrad besitzt, aber gegenüber den Sr-Isotopen eine negative Selektivität aufweist.

Betrachtet man den Verlauf der Vierteljahresabgaben, so ist zunächst festzustellen, daß die Abgaben seit 1972 ständig zurückgegangen sind. Dies ist wahrscheinlich auf die beim planmäßigen Brennelementwechsel 1972 im KWO Obrigheim und KRB Gundremmingen eingebauten neuen Brennelemente zurückzuführen.

Die Spitzen im Jahre 1972 lassen sich nur bedingt aus den Betriebszuständen der Kernkraftwerke erklären. So mag der Brennelementwechsel im KRB im II. Quartal und im KWO im III. Quartal sowie eine Leckage im Dampferzeuger mit anschließenden Reparaturarbeiten im KWO im selben Quartal zu den relativ hohen Abgaben beigetragen haben, jedoch wirkten sich die gleichen Arbeiten im Jahre 1973 nicht in der gleichen Weise aus. Dabei muß aber betont werden, daß die Abgaben weit unter dem Genehmigungswert lagen; selbst die höchste Vierteljahresabgabe lag nur knapp über 20 % dieses Wertes.

Auffallend ist die Zusammensetzung der Abgabe des I. Quartals 1974, die einen hohen Anteil an Aktivierungsprodukten aufeist. Er ist auf Abgaben aus dem KWW Würgassen zurückzuführen, dessen Abwasser zu über 95 % aktivierte Korrosionsprodukte enthält. Dies wird auch in Abb. 6 deutlich, in der die prozentuale Zusammensetzung der aus den sechs deutschen Kernkraftwerken mit Leichtwasserreaktoren 1972 und 1973 abgegebenen Aktivitäten dargestellt wird. Inwieweit der hohe Anteil der Aktivierungsprodukte an den Abgaben des KWW durch die wiederholt notwendigen Reparaturen bedingt ist oder ob es sich um einen im Vergleich zu den bisherigen Erfahrungen neuen "Abwassertyp" handelt, sei dahingestellt. Bei KRB und VAK Kahl sticht der hohe Strontium-Anteil hervor, der für KRB schon diskutiert wurde. VAK stellt ebenfalls einen Sonderfall dar, da es die älteste Anlage ist, sehr geringe Leistung hat und auch nur äußerst geringe Mengen radioaktiver Stoffe abgibt. Da es im Jahre 1972 und einen Großteil des Jahres 1973 stillstand, erklärt sich der hohe Strontiumanteil auch aus dem Alter des Nuklidgemisches im Abwasser. Lassen wir diese Kraftwerke außer Betracht, so besteht zwischen den drei übrigen, KWO Obrigheim, KKS Stade und KWL Lingen, recht gute Übereinstimmung, zumal nachdem KKS 1973 die Jod-Abgaben auf ein Viertel reduzieren konnte. Der Abgabenhöhe nach gehört jedes Kraftwerk einer der drei oben erwähnten Gruppen an; vom Reaktortyp her sind KWO und KKS Druckwasserreaktoren, KWL ist ein Siedewasserreaktor.

Als typische Zusammensetzung des Radionuklidgemisches kann man somit wohl die folgende ansehen:

25 - 40 %	Co-58 und Co-60
1 - 10 %	restl. Aktivierungsprodukte
30 - 40 %	Cs-134 und Cs-137
5 - 10 %	J-131
1 %	Sr-89 und Sr-90
5 - 10 %	restl. Spaltprodukte.

Dabei sind die Sr-Isotope 89 und 90 im Jahresmittel im Verhältnis 1 : 1 bis 10 : 1 vorhanden.

4. Tritiumabgaben

Bei den Tritiumabgaben ist zwischen Siedewasserreaktoren und Druckwasserreaktoren zu unterscheiden, da letztere im allgemeinen größere Tritiummengen abgeben. Die vierteljährlichen Tritiumabgaben aus Kernkraftwerken sind in Abb. 7 zusammengestellt. Man erkennt den hohen Anteil der Druckwasserreaktoren; allerdings gaben seit dem III. Quartal 1973 bei insgesamt niedrigen Abgaben die Siedewasserreaktoren sogar mehr Tritium als die Druckwasserreaktoren ab.

5. Prognose über Höhe zukünftiger Abgaben

Neben der mittleren Zusammensetzung der Abgaben radioaktiver Stoffe aus Kernkraftwerken ist die absolute Höhe der Abgaben für Abschätzungen der zukünftigen Strahlenbelastung wichtig. Hierzu muß man sich auf eine bestimmte Kraftwerksgröße bzw. erzeugte Strommenge beziehen. In der Abb. 8 sind die Vierteljahresabgaben von 1972 und 1973, umgerechnet auf eine vierteljährliche Stromerzeugung von $2 \cdot 10^6$ MWh, dargestellt. Diese Strommenge würde im Quartal von einem Kernkraftwerk mit 1200 MWe Leistung bei 76 % Verfügbarkeit erzeugt. Zum Vergleich ist die vierteljährliche Stromerzeugung der sechs Kernkraftwerke der letzten beiden Jahre als Treppenkurve ebenfalls eingezeichnet. Im Mittel wurden an Spalt- und Aktivierungsprodukten 1972 ca. 1,6 Ci im Quartal, 6,5 Ci im Jahr abgegeben, 1973 0,8 Ci bzw. 3,1 Ci. Die neueren Kernkraft-

werke geben geringere Mengen radioaktiver Stoffe ab, so ist z. B. bei einer Umrechnung der Abgaben von KKS, das mit 660 MWe etwa die halbe Leistung des hypothetischen Kernkraftwerkes von 1200 MWe erbringt, mit 0,75 Ci/a zu rechnen, KWW läßt Abgaben in Höhe von 2 Ci erwarten, was aber wahrscheinlich durch die geringere Verfügbarkeit bedingt ist.

Für Tritium zeigt Abb. 9, daß bei Druckwasserreaktoren mit 500 Ci/a, bei Siedewasserreaktoren um den Faktor 2 geringere Abgaben für ein 1200 MWe-Kernkraftwerk zu erwarten sind, wobei die neueren Anlagen mit Abgaben von 220 - 240 Ci/a (KKS) bzw. 25 - 45 Ci/a (KWW) bedeutend darunter liegen.

Die Auswertung ergibt also, daß eine einfache Extrapolation der Abgaben radioaktiver Stoffe von Kernkraftwerken mit Leistungen zwischen 180 und 350 MWe auf Kernkraftwerke mit hoher Leistung die zu erwartenden Abgaben überschätzt, da bereits die Kernkraftwerke mittlerer Leistung erheblich niedrigere - und günstigere - Abgaberaten erzielen. Diese Werte sollten jedoch nicht als neue Richtwerte für Genehmigungen interpretiert werden. Vielmehr zeugen sie vom Bemühen der Kraftwerksbetreiber, unbeschadet festgesetzter Grenzwerte die Abgaben radioaktiver Stoffe so gering wie möglich zu halten, wie es § 21 der 1. St.Sch.VO fordert. Eine Herabsetzung der Genehmigungswerte, die heute die jährlichen Gesamtaktivitätsabgaben auf 5 - 10 Ci pro Kraftwerk begrenzen, ist von einer direkten Strahlengefahr her nicht zu begründen, da die aus diesen Abgaben resultierende theoretische Strahlenbelastung bereits bei der Genehmigung ausreichend berücksichtigt wird. Eine Einengung des Bereichs zwischen der Höhe der tatsächlichen Abgabe und der des Genehmigungswertes könnte jedoch bei bestimmten Betriebssituationen zu erheblichen innerbetrieblichen Schwierigkeiten und zur Beantragung von Sondergenehmigungen mit allen Folgen wie Beunruhigung der Öffentlichkeit und juristischen Komplikationen führen.

Für einen optimalen Strahlenschutz und Umweltschutz ist nicht der in einem Genehmigungsverfahren festgelegte Abgabegrenzwert die entscheidende Größe, sondern ob der Betreiber den Grundsatz befolgt, dieAbgabe radioaktiver Stoffe an die Umwelt möglichst gering zu halten. Die Entwicklung der Abgabe radioaktiver Stoffe mit dem Abwasser in den letzten Jahren zeigt, daß die Kernkraftwerke der Bundesrepublik Deutschland diesen Grundsatz befolgen. Die Aufgabe der Aufsichtsbehörden ist es, die Abgabemodalitäten zu verfolgen und bei erhöhten Abgaberaten die Ursachen und Gründe zu ermitteln, um so einen Einfluß auf die Einhaltung des § 21 der 1. Str.Sch.VO ausüben zu können.

6. Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

Das von uns entwickelte Emissionssystem EMIS ermöglicht die lückenlose Erfassung und Dokumentation der Art und Menge der mit dem Abwasser aus Kernkraftwerken abgegebenen radioaktiven Stoffe. Es kann so modifiziert werden, daß es auch auf die mit der Abluft abgegebenen radioaktiven Stoffe angewendet werden kann. EMIS ist so aufgebaut, daß jederzeit Bilanzierungen und Auswertungen unter speziellen Gesichtspunkten für alle erfaßten Einzelnuklide und sonstigen Daten vorgenommen werden können.

Solche gezielten Auswertungen für einzelne Regionen oder Flußeinzugsgebiete sind die Voraussetzung, um mögliche Kumulierungen durch mehrere Emittenten frühzeitig zu erkennen und eine Optimierung radioökologischer Untersuchungen vorzunehmen.

Das System kann auf andere Emittenten, wie z. B.Anwender offener Radionuklide in Forschung, Medizin und Technik, erweitert werden, sobald die administrativen Voraussetzungen hierzu gegeben sind. Somit wird es möglich sein, alle Belastungen der Umwelt durch die Emission radioaktiver Stoffe zu erfassen und zusammenfassend zu bewerten.

Literatur

(1) R. Wolter, J. Arndt:
Ein Verfahren zur Untersuchung der Emissionen von Kernkraftwerken auf ihren Gehalt an einzelnen Radionukliden
WaBoLu-Bericht 16/74, Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Berlin 1974

(2) Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA);
Richtlinien für das Einleiten radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen Anlagen in die Gewässer, ausgearbeitet von der LAWA-Arbeitsgruppe-Radioaktivitätsbelastung der Gewässer - Stand Dezember 1973

(3) K. Aurand, J. Arndt, H. Rühle, R. Wolter:
Kontrolle des Abwassers aus Kernkraftwerken mit Leichtwasserreaktoren. Regeln für Messung und Kontrolle für Ableitungen radioaktiver Wässer aus Kernkraftwerken mit Leichtwasserreaktoren
Bundesgesundheitsbl. 16 (1973), S. 230 - 232
und
IRS-Kurzinformation 1973, Reihe C, Nr. 9

(4) K. Aurand, J. Arndt, H. Rühle, R. Wolter:
Abgabe radioaktiver Abwässer aus Kernkraftwerken
atw 18 (1973), S. 529 - 531

(5) K. Aurand:
Erfassung radioaktiver Abwässer aus Kernkraftwerken
atw 19 (1974), S. 296 - 299

(6) Basic Safety Standards for Radiation Protection, 1967 Edition, Safety Series No. 9, STI/PUB/147, IAEA Wien 1967

Nuklide	HWZ	Zerfalls-art	Nachweis-grenze Ci/m³	MZK_W Ci/m³
H-3	12,26 a	β-	$1 \cdot 10^{-6}$	$3 \cdot 10^{-2}$
Cr-51	27,8 d	K, γ	$5 \cdot 10^{-6}$	$2 \cdot 10^{-2}$
Mn-54	314 d	K, γ	$1 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-3}$
Fe-59	45,6 d	β^-, γ	$2 \cdot 10^{-6}$	$5 \cdot 10^{-4}$
Co-57	270 d	K, γ	$3 \cdot 10^{-7}$	$4 \cdot 10^{-3}$
Co-58	71,3 d	K, β^+, γ	$8 \cdot 10^{-7}$	$9 \cdot 10^{-4}$
Co-60	5,27 a	β^-, γ	$1 \cdot 10^{-6}$	$3 \cdot 10^{-4}$
Zn-65	245 d	K, β^+, γ	$2 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-3}$
Sr-89	50,5 d	β	$2 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-4}$
Sr-90	28 a	β	$2 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-6}$
Zr-95	65,5 d	β, γ	$2 \cdot 10^{-6}$	$6 \cdot 10^{-4}$
Nb-95	35 d	β^-, γ	$8 \cdot 10^{-7}$	$1 \cdot 10^{-3}$
Ru-103	40 d	β^-, γ	$7 \cdot 10^{-7}$	$8 \cdot 10^{-4}$
Ag-110m	255 d	β^-, γ	$1 \cdot 10^{-6}$	$3 \cdot 10^{-4}$
Sb-124	60,4 d	β^-, γ	$2 \cdot 10^{-6}$	$2 \cdot 10^{-4}$
Sb-125	2,71 a	β^-, γ	$2 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-3}$
J-131	8,05 d	β, γ	$7 \cdot 10^{-7}$	$1 \cdot 10^{-5}$
Cs-134	2,05 a	β^-, γ	$8 \cdot 10^{-7}$	$9 \cdot 10^{-5}$
Cs-137	30 a	β, γ	$8 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-4}$
Ba-140	12,8 d	β^-, γ	$3 \cdot 10^{-6}$	$2 \cdot 10^{-4}$
La-140	40,2 h	β^-, γ	$7 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-4}$
Ce-141	32,5 d	β^-, γ	$7 \cdot 10^{-7}$	$9 \cdot 10^{-4}$
Ce-144	284 d	β^-, γ	$3 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-4}$

Tabelle 1: Physikalische Daten und Nachweisgrenzen der in Abwässern aus Kernkraftwerken nachgewiesenen Radionuklide

Tabelle 2: Aktivitätsabgaben deutscher KKW 1973 nach Nuklidgruppen

	Nuklide	MZK_W (Ci/m^3)	Abgabe 1973			
			Aktivität		Toxizität	
			mCi	% (ohne H-3)	10^3-faches der MZA	% (mit H-3)
1	Co-58	$9 \cdot 10^{-4}$				
	Co-60	$3 \cdot 10^{-4}$	1601	34,6	33	1,6
2	Cr-51	$2 \cdot 10^{-2}$				
	Mn-54	$1 \cdot 10^{-3}$				
	Fe-59	$5 \cdot 10^{-4}$				
	Co-57	$4 \cdot 10^{-3}$				
	Zn-65	$1 \cdot 10^{-3}$				
	Ag-110m	$3 \cdot 10^{-4}$	186	4,0	3	0,1
3	Sr-89	$1 \cdot 10^{-4}$				
	Sr-90	$1 \cdot 10^{-6}$	1043	22,5	1202	59,3
4	J-131	$1 \cdot 10^{-5}$	337	7,7	421	20,7
5	Cs-134	$9 \cdot 10^{-5}$				
	Cs-137	$2 \cdot 10^{-4}$	1169	25,4	124	6,1
6	Zr-95	$6 \cdot 10^{-4}$				
	Nb-95	$1 \cdot 10^{-3}$				
	Ru-103	$8 \cdot 10^{-4}$				
	Sb-124	$2 \cdot 10^{-4}$				
	Sb-125	$1 \cdot 10^{-3}$				
	Ba-140	$2 \cdot 10^{-4}$				
	La-140	$2 \cdot 10^{-4}$				
	Ce-141	$9 \cdot 10^{-4}$				
	Ce-144	$1 \cdot 10^{-4}$	264	5,8	13	0,6
7	H-3	$3 \cdot 10^{-2}$	607000		233	11,5

BILANZ FUER KRAFTWERK

1. BIS 13. WOCHE 1974

ABGEGEBENES VOLUMEN 12740.0 CBM
ZAHL DER UEBERGABEN 131

NUKLID	PROZENT-ANTEIL	ABGEGEBENE AKTIVITAET (CI) GEMESSENER WERT	MAXIMALER WERT
CR-51		NN	7.41E-02
MN-54	1.95	3.63E-03	6.13E-03
FE-59		NN	1.88E-02
CO-57	0.01	2.45E-05	3.19E-03
CO-58	22.15	4.13E-02	4.18E-02
CO-60	27.08	5.05E-02	5.05E-02
ZN-65		NN	1.83E-02
ZR-95		NN	1.41E-02
NB-95		NN	7.03E-03
RU-103		NN	8.98E-03
AG-110M		NN	1.10E-02
SB-124	1.79	3.34E-03	7.12E-03
SB-125	0.02	4.61E-05	2.20E-02
J-131	9.24	1.72E-02	2.85E-02
CS-134	12.16	2.27E-02	2.27E-02
CS-137	25.28	4.71E-02	4.71E-02
BA-140		NN	5.10E-02
LA-140		NN	5.31E-03
CE-141		NN	8.05E-03
CE-144		NN	2.77E-02
SR-89	0.20	3.75E-04	3.75E-04
SR-90	0.11	2.05E-04	2.05E-04
SUMME		1.86E-01	4.74E-01
H-3		3.50E+01	3.50E+01

Abb. 1: Vierteljahresbilanz für ein Kraftwerk.
Der maximale Wert für die abgegebene Aktivität ist unter Berücksichtigung der Nachweisgrenze ermittelt.

Abb. 2: Jahresabgaben radioaktiver Stoffe aus KKW mit LWR; links mCi (ohne H-3), Mitte in MZA nach 1. Str Sch Vo (mit H-3), rechts in MZA nach IAEA.

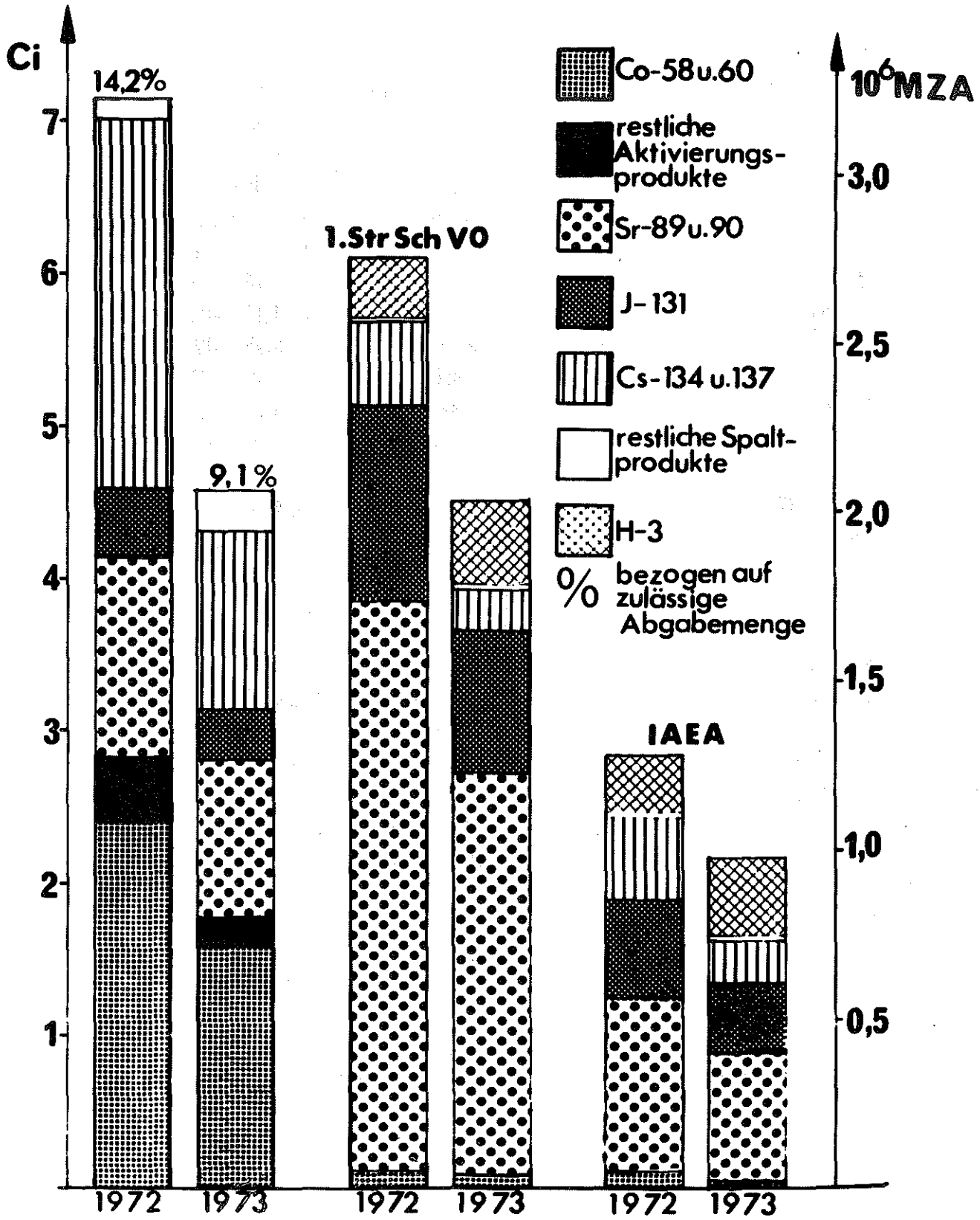
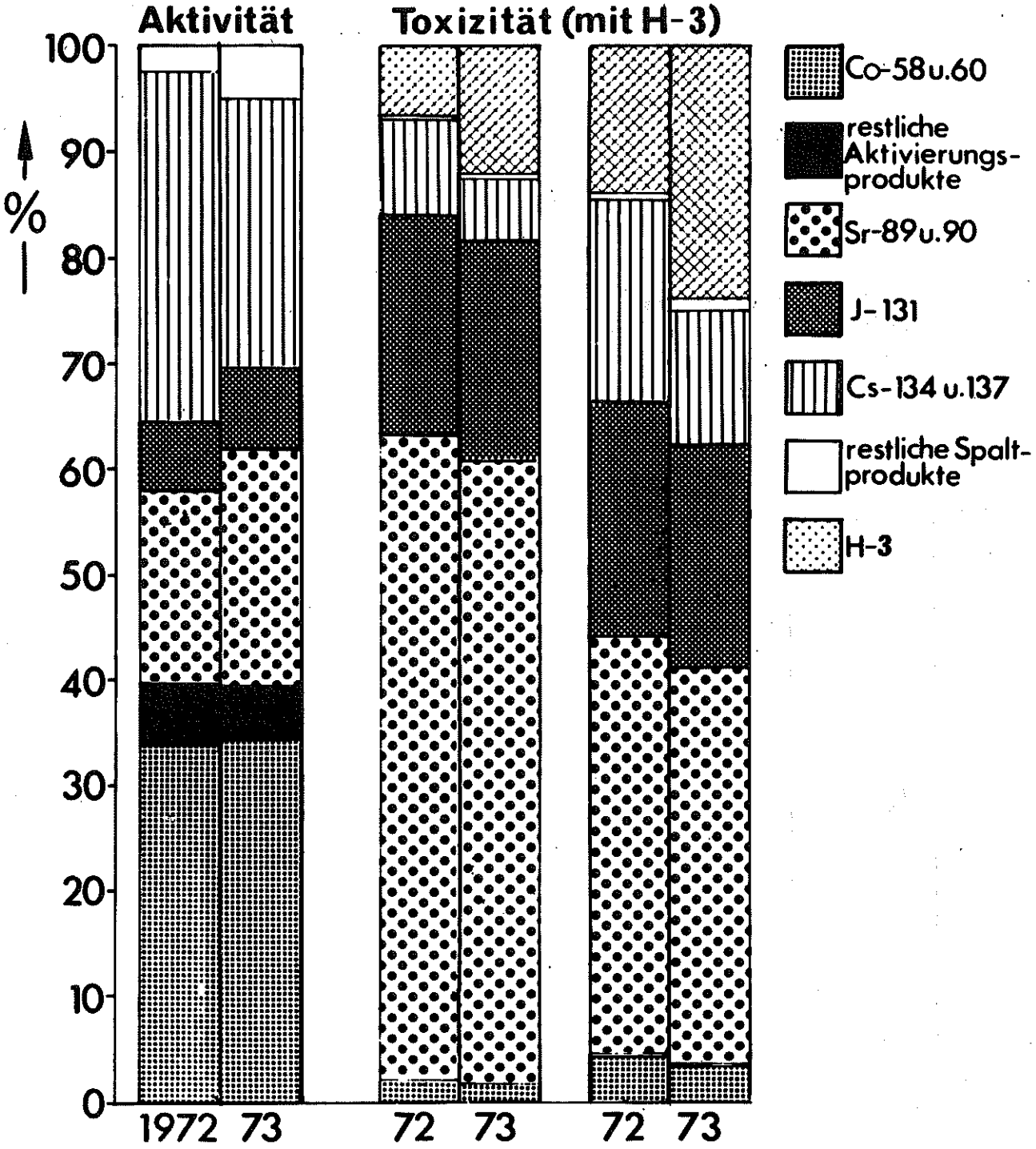


Abb.3: Anteile verschiedener Nuklidgruppen an den von KKW mit LWR jährlich abgebenen Aktivitäten (links) und deren Toxizität (Mitte nach 1. Str SchVO, rechts nach IAEA)



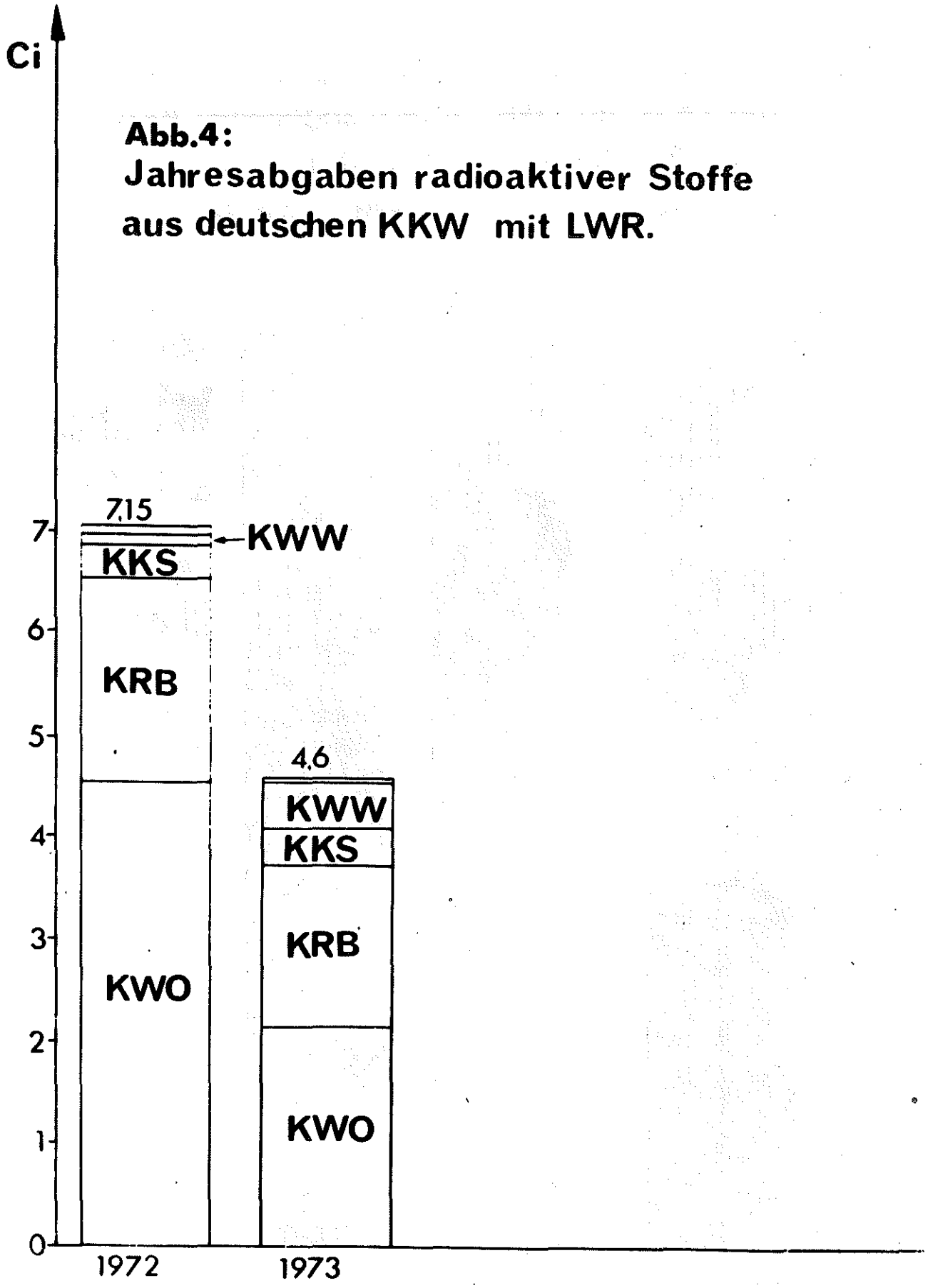


Abb.4:
Jahresabgaben radioaktiver Stoffe aus deutschen KKW mit LWR.

Abb. 5: Vierteljahresabgaben radioaktiver Stoffe aus Kernkraftwerken mit Leichtwasserreaktoren in der Bundesrepublik Deutschland

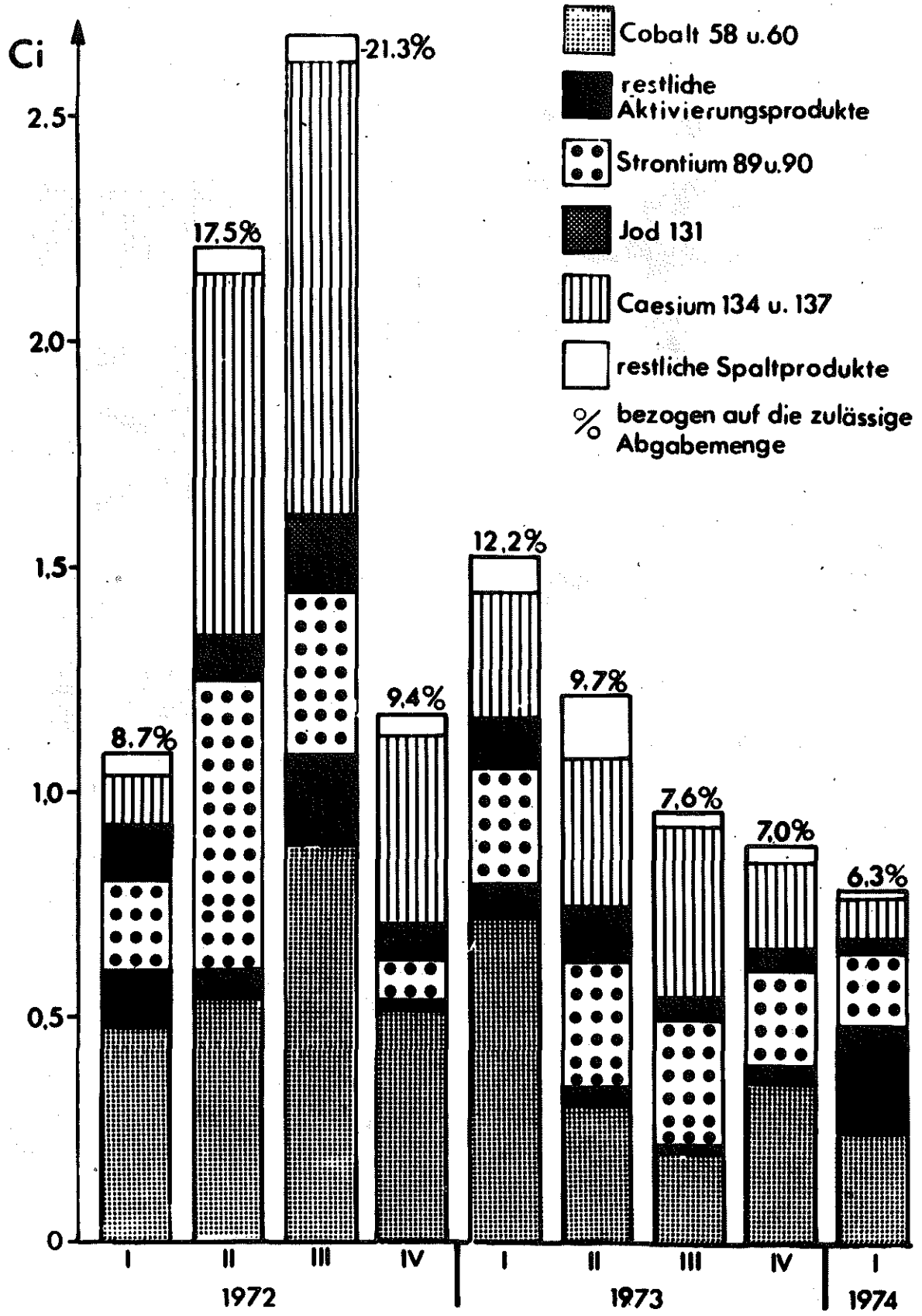


Abb.6: Anteile verschiedener Nuklidgruppen an Jahres-abgaben der KKW mit LWR

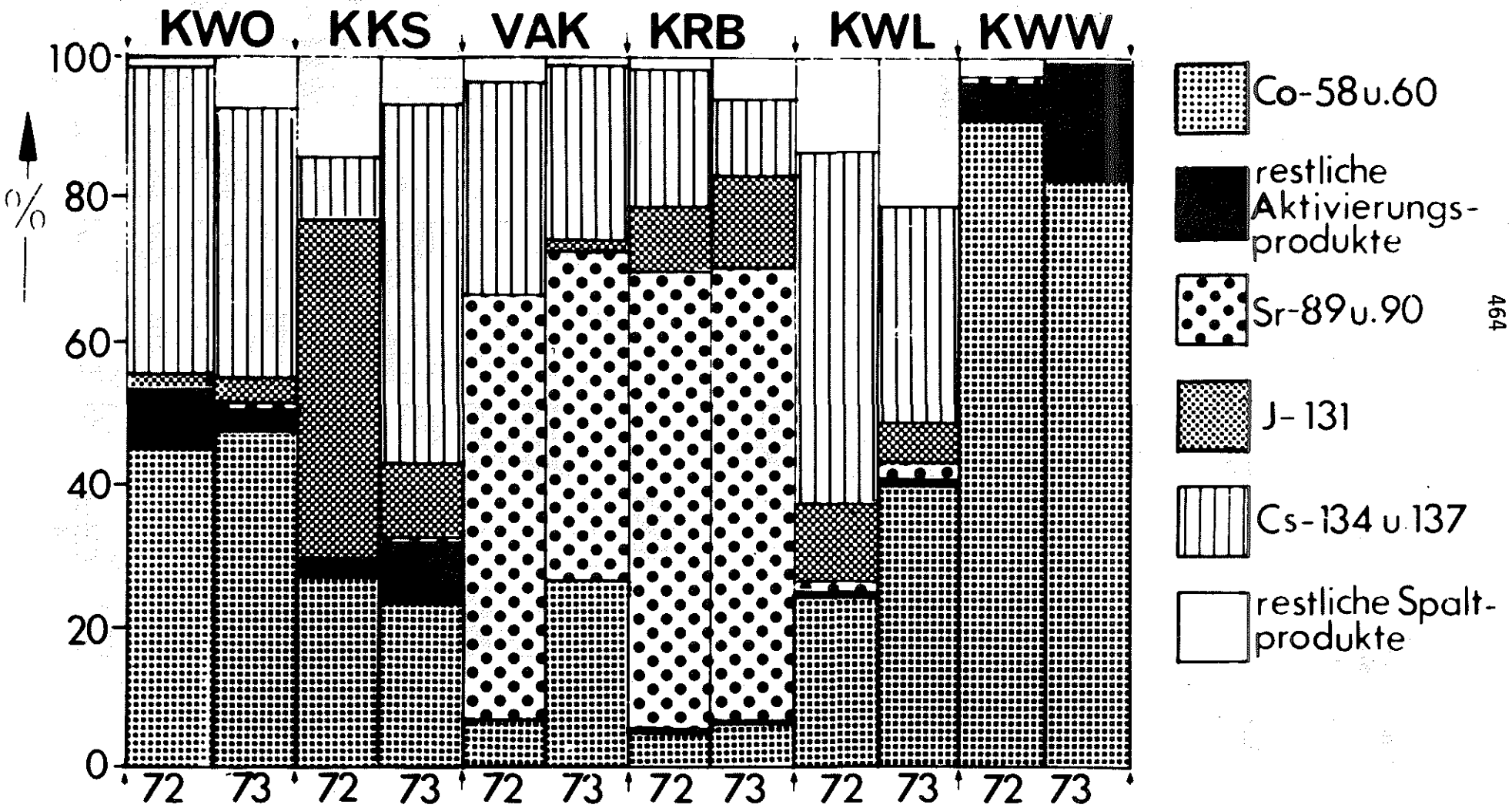


Abb.7: Vierteljährliche Tritiumabgaben aus deutschen SWR- und DWR-KKW (in Ci)

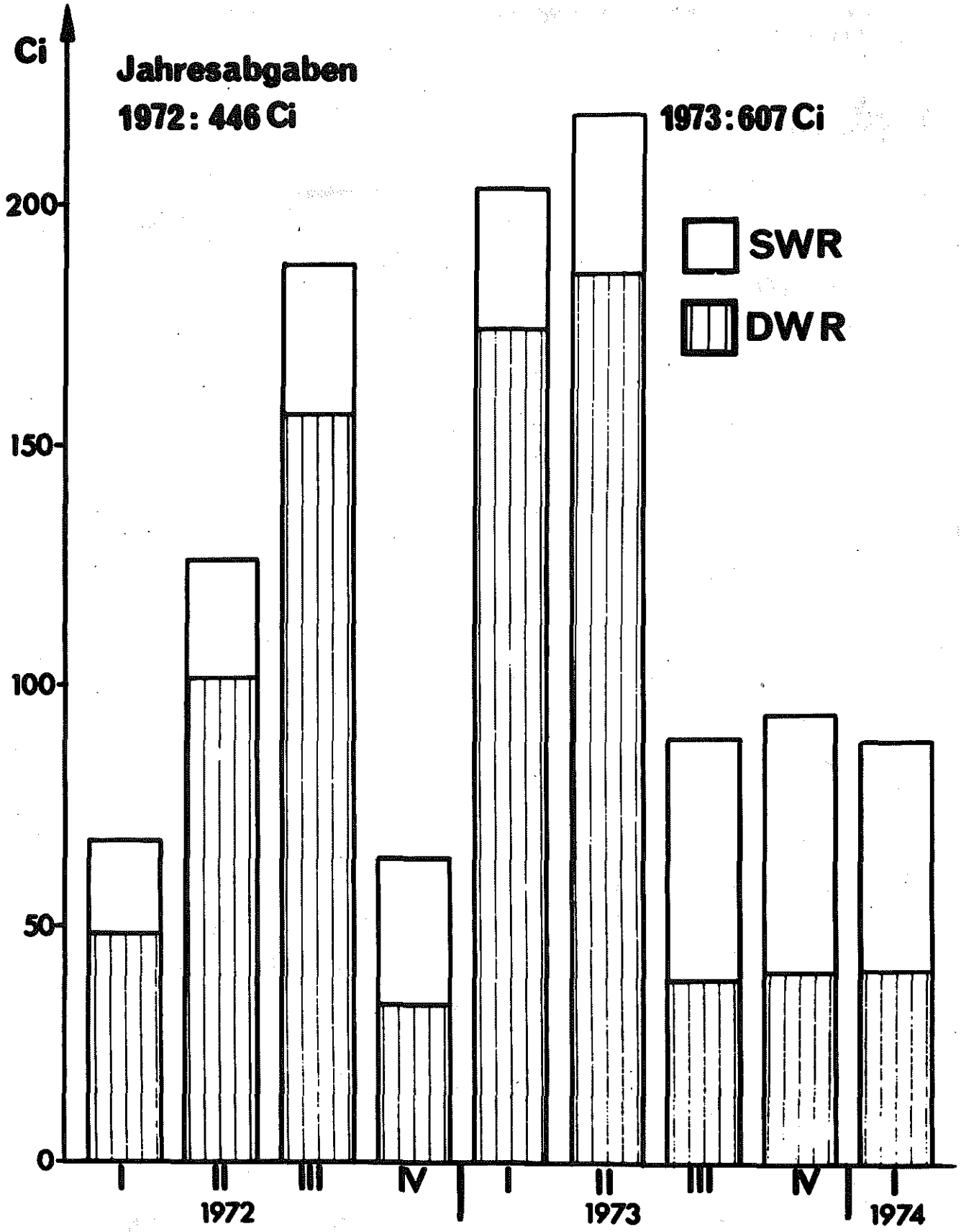
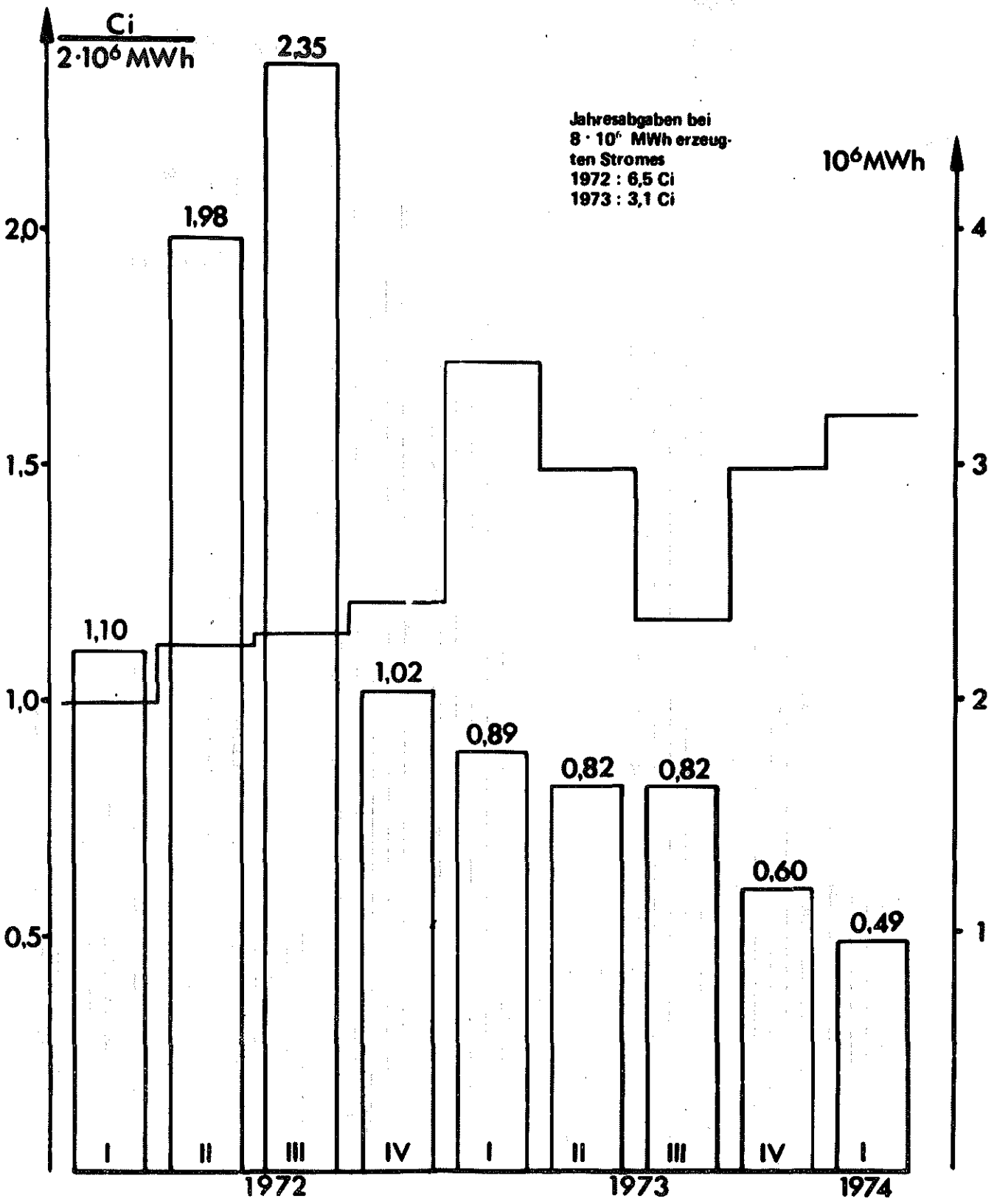


Abb. 8:

Vierteljahresabgaben deutscher KKW mit LWR bezogen auf eine Stromerzeugung von 2 · 10⁶ MWh (Stromerzeugung eines 1200 MWe - KKW mit 76 % Verfügbarkeit im Vierteljahr (91 d)) und vierteljährliche Stromerzeugung der KKW mit LWR



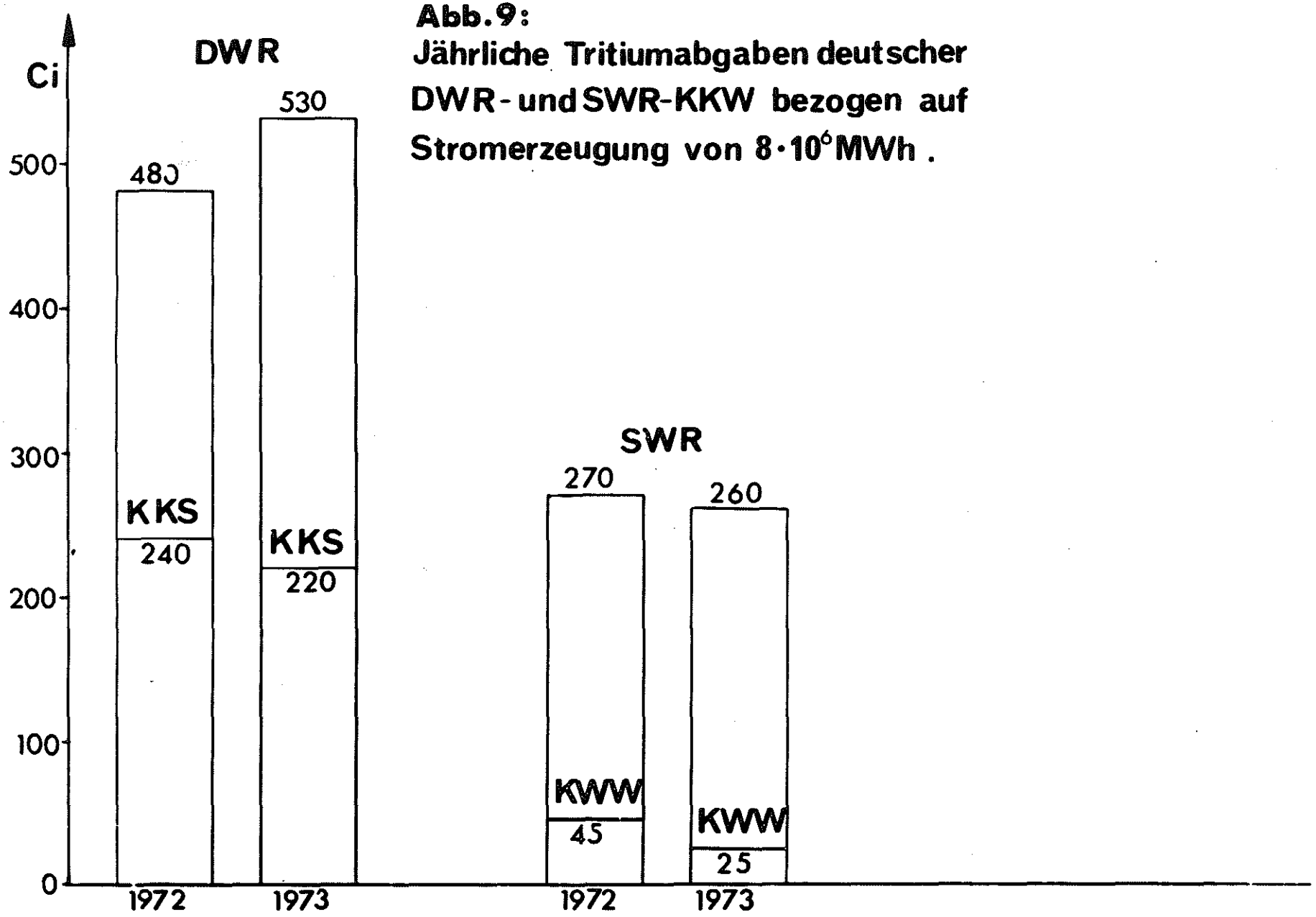


Abb. 9:
Jährliche Tritiumabgaben deutscher DWR- und SWR-KKW bezogen auf Stromerzeugung von $8 \cdot 10^6$ MWh.

UMGEBUNGSUEBERWACHUNG IM RAHMEN DES BEWEISSICHERUNGSVERFAHRENS

DARGESTELLT AM BEISPIEL DES KERNKRAFTWERKES PHILIPPSBURG (KKP)

SEPTEMBER 1974

W. BLASER

KERNKRAFTWERK PHILIPPSBURG GMBH

Zusammenfassung

Die Ausführungen zeigen, daß Umgebungsüberwachung in der Nähe kerntechnischer Anlagen im Interesse von Betreiber, Überwachungsorganen und der Öffentlichkeit vor Inbetriebnahme, während des Normalbetriebes und bei Störfällen zur Erfassung der Auswirkung auf die Umgebung und zur Beweissicherung durchgeführt werden.

Während vor Inbetriebnahme jedoch das Schwergewicht auf Messungen in der Umgebung liegt, ist bei Normalbetrieb und bei Störfällen mit erhöhten Freisetzungen eine einwandfreie Emissionsmessung in Verbindung mit der ständigen Bestimmung auch der Kurzzeitausbreitungsverhältnisse unumgänglich. Hierzu ist eine ausreichende und zuverlässige Messung aller Einzelparameter auch der Meteorologie notwendig, um mittels EDV-Anlagen ausreichend genaue Daten ggf. schnell zur Verfügung zu haben.

1. Einleitung

Mit Beginn des Baus von kerntechnischen Anlagen in der Bundesrepublik Deutschland begannen die Betreiber, insbesondere diejenigen von Kernforschungszentren und Leistungsreaktoren, mit der Messung der Radioaktivität in der Umgebung ihrer Anlagen. Das Ziel dieser Messungen war es, die Strahlenbelastung der im Umkreis von einigen Kilometern wohnenden Bevölkerung sicher zu erfassen und um damit später bei Betrieb der Anlagen den Nachweis zu erbringen, daß die von der ICRP empfohlenen Strahlenbelastungen nicht überschritten werden. Es galt dabei alle möglichen Wege der Radioaktivität, die zur inneren und äußeren Strahlenbelastung von Einzelpersonen und von Bevölkerungsgruppen beitragen, zu verfolgen. Dazu waren umfangreiche Meßverfahren notwendig. Wichtige Grundkenntnisse über die Verteilung der Radioaktivität in Luft, Wasser und Nahrungsmitteln, über Akkumulationseffekte in Pflanzen und Tieren sowie über die kritischen Wege zum Menschen wurden während dieser Periode gewonnen.

Die Umgebungsüberwachung der neueren kommerziellen Kernkraftwerke kann sich aufgrund dieser Kenntnisse beschränken auf die kontinuierliche Beobachtung der Verteilung der abzu-

leitenden radioaktiven Stoffe in den Transportmedien Luft und Wasser an wenigen, aber repräsentativen Stellen, ergänzt durch periodische Untersuchungen von Flora und Fauna, vor allem an solchen Stellen, wo sich langfristig bevorzugt radioaktive Stoffe ansammeln können.

Zur Sicherstellung der Energieversorgung werden in den nächsten Jahren eine Vielzahl von Kernkraftwerken in der BRD in Betrieb gehen (Bild 1). Auch in der Umgebung des Standortes Philippsburg werden eine Reihe von Anlagen gebaut werden, so daß auf längere Sicht gesehen eine klare Abgrenzung der Umgebungsbelastung durch einen Emittenten nicht mehr realistisch ist, d.h., der Frage der Beweissicherung wird, um ggf. dem Verursacherprinzip gerecht zu werden, vor der Inbetriebnahme und auch während des Reaktorbetriebes vermehrte Bedeutung zukommen.

2. Gründe für die Umgebungsüberwachung

Die Gründe für die Umgebungsüberwachung in der Nähe von Kernkraftwerken sind im wesentlichen in den berechtigten Interessen von 3 Personengruppen zu suchen:

a) Genehmigungs- und Aufsichtbehörden haben aufgrund von Atomgesetz und Strahlenschutzverordnung darüber zu wachen, daß nur solche Anlagen gebaut und betrieben werden, die in der Umgebung zu einem vertretbaren Minimum an Strahlenbelastung führen. Neben den Anforderungen für die sichere Auslegung von Kernkraftwerken wird deshalb die Forderung erhoben, daß ausreichende Zeit (2 - 3 Jahre) vor der Inbetriebnahme die vorhandene Strahlenbelastung erfaßt wird. Bei KKP wurde diese Forderung bereits im Anfangsstadium des Genehmigungsverfahrens gestellt. Nur wenn diese Messungen gründlich durchgeführt werden, kann die Aufsichtsbehörde ihrer Verpflichtung nachkommen, möglicherweise erhöhte Strahlenbelastungen festzustellen und per Auflage für Abhilfe sorgen.

b) Im Interesse des Betreibers von Kernkraftwerken liegt es auch nachzuweisen, daß die von seiner Anlage ausgehende Strahlenbelastung ein vertretbares Minimum darstellt. Gegebenenfalls hat er nachzuweisen, daß eine Erhöhung der Strahlenbelastung nicht aus dem Betrieb seiner Anlage resultiert. Die KKP hat Mitte 1972 ein umfangreiches Meßprogramm begonnen, um die meteorologischen Verhältnisse am Standort zu erfassen, sowie die vorhandene radiologische Belastung festzustellen.

c) Nicht zuletzt hat auch die allgemeine Öffentlichkeit ein Recht darauf Fakten auf den Tisch gelegt zu bekommen, die es ihr erlauben, sich ein Bild über die tatsächlichen Auswirkungen von Kernkraftwerken auf die Umgebung zu machen. Die diversen Müllaffären und ihr Echo in der Bevölkerung zeigen wie wichtig es ist, daß Betreiber von kerntechnischen Anlagen durch eine saubere Beweisführung glaubwürdig bleiben.

3. Zweck der Überwachung

Entsprechend den Berührungspunkten eines Kernkraftwerkes mit der Umwelt (Bild 2) läßt sich die Umgebungsüberwachung in drei Gebiete unterteilen

- Meteorologie
- Radiologie
- Hydrologie

Die Messung von meteorologischen Parametern an einem Kraftwerksstandort liefert zunächst die notwendige Grundlage für die Berechnung der Ausbreitung radioaktiver Stoffe in der Umgebung, und zwar für Langzeit- und Kurzzeitemissionen. Die Kenntnis der Langzeitausbreitungsverhältnisse reicht vor Inbetriebnahme zunächst aus, um eine ausreichend ge-

sicherte Abschätzung über die Verteilung der mit der Abluft abzugebenden radioaktiven Stoffe zu machen. Für den Kraftwerksbetreiber ist es jedoch erforderlich mehr Kenntnisse über die kurzzeitige Ausbreitung, insbesondere bei möglicherweise erhöhten Abgaberaten zu gewinnen. Weiterhin ist auch die Kenntnis des Kleinklimas am Standort unerläßlich um die Beeinflussung durch notwendige Kühltürme zu erfassen.

Die radiologischen Untersuchungen stellen vor Inbetriebnahme den Status der in der Umgebung vorhandenen Strahlenbelastung fest.
Während des Kraftwerksnormalbetriebes verliert sie an Bedeutung, da die zu erwartende Erhöhung der Strahlenbelastung innerhalb der Schwankungsbreite der vorhandenen natürlichen Belastung liegt. Hier scheint eine einwandfreie Emissionsmessung, verbunden mit meteorologischen Messungen, exaktere Aussagen zu liefern. Mehr Bedeutung kommt den radiologischen Messungen bei störfallbedingten erhöhten Emissionen zu. So muß denn auch die radiologische Überwachung während des Kraftwerksbetriebes in diesem Zusammenhang mehr als Übung für den Störfall angesehen werden.

Die hydrologischen Untersuchungen bilden zunächst die Grundlagen für die möglichen Auswirkungen der Einleitung von Kühl- und Abwasser in den Vorfluter. Bei Kraftwerksbetrieb werden hiervon die erforderlichen Kühlstrategien (Frischwasserkühlung mit und ohne Kühlturmeinsatz, Kühlturmkreislaufbetrieb) abgeleitet. Die möglichen Auswirkungen des Kühlturmbetriebes

auf die Ausbreitung radioaktiver Stoffe in der Luft ist zu berücksichtigen (wash-out). Natürlich dienen die hydrologischen Messungen auch der Gewinnung von Daten, die für die Auslegung und den Betrieb von Kühlwassersystemen und Wasserbehandlungsanlagen erforderlich sind.

4. Bisherige Durchführung der Umgebungsüberwachung

Mit den Null-Pegelmessungen konnte bei KKP nach Abstimmung mit den zuständigen Behörden und Institutionen Mitte 1972 begonnen werden.

Die Messungen im Rahmen der Meteorologie sind in Bild 4 dargestellt und werden an einem 115 m hohen Gittermast (Bild 5) kontinuierlich durchgeführt. Die für Meßwertverarbeitung und Aufzeichnung erforderlichen Geräte sind in einem danebenstehenden Betonfertighaus untergebracht. Um die mühsame und personalintensive manuelle Auswertung der Schreiberaufzeichnungen zu umgehen, wird die gesamte Meßtechnik in Kürze an eine Datenverarbeitungsanlage angeschlossen.

Die Auswertung der bisherigen Meßwerte bestätigen langfristig gesehen die meteorologischen Verhältnisse im Oberrheintal. Die daraus resultierenden Langzeitausbreitungsverhältnisse gestatten eine grobe Abschätzung der Umgebungsbelastung unter der unrealistischen Annahme einer gleichbleibenden Abgaberate. Das Beispiel der Windrichtungsverteilung zeigt, daß bei jährlicher Betrachtung die Hauptwindrichtung weitgehend dem Rheintal folgt mit Maxima bei SW (10 - 20%) und ONO (5 - 10%).
Interessant für kurzfristige Ausbreitungen ist, daß schon bei monatlicher Betrachtung Hauptwindrichtungen mit Häufigkeiten zwischen 30 und 50% aus normalerweise nicht bevorzugten Richtungen (O, NNW) auftreten. Ein ähnliches Verhalten kann man bei der Windgeschwindigkeitsverteilung und der Häufigkeitsverteilung der Diffusionskategorien feststellen.

Den Umfang der radiologischen Messungen zeigt Bild 6, wobei die Verteilung der Meßorte in Bild 3 dargestellt ist. Die Einrichtungen der festen Meßstationen, wie $\beta + \gamma$-Impulsratenmeßgeräte, Aerosol- und Niederschlagssammler, sind wiederum in Betonfertighäusern untergebracht (Bild 7). Mit der Aufbereitung und Ausmessung der geholten Proben wurde bis zur Inbetriebnahme eigener radiochemischer und strahlenmeßtechnischer Labors die Gesellschaft für Kernforschung, Karlsruhe, Abt. Strahlenschutz und Sicherheit, beauftragt.

Bei den Auswertungen zeigte sich als interessantes Ergebnis, daß zwischen den Meßwerten der Glasdosimeter und denen der LiF-Dosimeter ein Unterschied von 20 - 50% (bezogen auf Glasdosimeter mit ca. 100 mrem/a) besteht. Dieser Unterschied läßt sich nur schwer mit der größeren Ansprechwahrscheinlichkeit der Phosphatglasdosimeter im unteren Energiebereich (50 - 200 KeV) erklären.

Bei der Impulsratenmessung ($\beta + \gamma$-Impulsrate) wurden im Mittel 4 - 5 s^{-1} gemessen. Kurzzeitige Erhöhung bis zum 6-fachen des Mittelwertes konnten teilweise auf eine erhöhte Konzentration kurzlebiger Radonfolgeprodukte bei Niederschlägen nach langen Schönwetterperioden zurückgeführt werden. Die Untersuchung der Aerosolaktivität ergab bei 3 von 4 festen Meßstationen ab März 1974 einen signifikanten Anstieg der β-Aktivität bis zum 20-fachen des Vorjahrwertes. Zwar ließ sich anhand von anderen Messungen in der BRD allgemein ein Anstieg der β-Aktivität im 1. Halbjahr 1974 feststellen (Faktor 4), jedoch lagen die Meßwerte bei KKP deutlich darüber. Mit zahlreichen Sondermessungen wurde ein Nuklidgemisch gefunden, das eindeutig auf fallout aus Kernwaffenexplossionen hinweist. Nach abnehmender Gesamtaktivität geordnet wurden nachstehende Nuklide indentifiziert

^{95}Nb, $^{106}Ru/Rh$, ^{95}Zr, ^{144}Ce, ^{137}Cs, ^{103}Ru

Trotz weiteren intensiven Untersuchungen an Böden und Düngemitteln (die zu dieser Zeit ausgestreut wurden) konnte bisher noch keine schlüssige Ursache für die erhöhte Aktivität gefunden werden.

Das Programm der hydrologischen Untersuchungen zeigt Bild 8. Beginnend mit der Bestimmung der chemischen Zusammensetzung von Grund- und Rheinwasser als Auslegungsgrundlage für die Kühlwassersysteme und Wasseraufbereitungsanlagen, wurde die Qualität des Rheinwassers und damit das spätere Hauptkühlwasser intensiv beobachtet. Neben dem Gehalt an chemischen Bestandteilen wurden Schwebstoff- und Sauerstoffgehalt sowie Wassertemperatur in Abhängigkeit von Jahreszeit und Wassermenge verfolgt. Für die kontinuierliche Überwachung am Kühlwassereinlauf und am Auslauf werden (Einlauf) oder wurden feste Meßstationen gebaut (Bild 9 und 10). Die gemessenen Daten werden mit Schreibern registriert.

Die Messungen im Rheinwasser zeigten, daß die Sauerstoffkonzentration überwiegend >50% der maximal möglichen Sauerstoffsättigung betrug.

Bemerkenswert war der erhebliche Einfluß der Sonneneinstrahlung auf den Sauerstoffgehalt im Rheinwasser. So wurden bei starker Sonneneinstrahlung und ruhigem Gewässer Sauer-

stoffgehalte bis zum 1,3-fach der max. Sättigung gemessen. Verursacht wird diese Beeinflussung durch die O_2-Produktion von Wasserpflanzen.

Bei den filterbaren Schwebstoffen (>0,45 µm) ließ sich eindeutig eine Parallelität zur Abflußmenge im Rhein nachweisen.

Die Auswertung der kontinuierlich geschriebenen Meßergebnisse wurden bisher manuell vorgenommen und zusammen mit den Meßergebnissen der Probenahmen in halbjährlichen Berichten den interessierten Behörden und Instutitionen zugestellt. Stichprobenweise Kontrollmessungen durch unabhängige amtliche Stellen (Gewerbeaufsichtsämter) und die Messungen von Betreibern anderer kerntechnischer Anlagen (z.B. Gesellschaft für Kernforschung Karlsruhe) bestätigen die Richtigkeit der durchgeführten Messungen.

5. Umgebungsüberwachung bei Kraftwerksbetrieb- und Störfällen

Die bisherige Durchführung der Umgebungsüberwachung, insbesondere die manuelle Auswertung der kontinuierlich geschriebenen Meßwerte zeigte, daß sie aus Gründen des notwendigen intensiven Personaleinsatzes für den Kraftwerksbetrieb in gleicher Weise nicht verifizierbar ist.

In Zukunft werden die Meßwerte digitalisiert und mit einer EDV-Anlage weiterverarbeitet.

Die kontinuierlich gewonnenen Meßwerte im Rahmen der Radiologie werden dazu in der festen Meßstation auf Lochstreifen gespeichert. Die Lochstreifen werden in regelmäßigen Zeitabständen abgeholt und mittels EDV ausgewertet.

Die meteorologischen Meßwerte sowie die Daten der kontinuierlichen Kühlwasserüberwachung werden zur Rechneranlage fernübertragen.

Wie schon eingangs ausgeführt, ist eine Erhöhung der Strahlenbelastung durch Messungen in der Umgebung aufgrund der natürlichen Schwankungen nicht praktikabel. Die realistische Bestimmung der tatsächlichen Belastung ist daher nur durch eine lückenlose kontinuierliche Emissionsüberwachung in Verbindung mit den meteorologischen Messungen möglich. Bild 11 zeigt ein Schema zur Verarbeitung von Meßwerten, um die Umgebungsbelastung zu errechnen.

Mit einer derartigen Datenverarbeitung ist es möglich die nuklidspezifische Umgebungsbelastung bei Kraftwerkbetrieb ausreichend genau zu berechnen. Vorausgesetzt wird, daß die Nuklidzusammensetzung der Emission routinemäßig im Labor untersucht und dem Rechner eingegeben wird.

Eine kontinuierliche Messung der Nuklidzusammensetzung muß aufgrund der zu erwartenden Ungenauigkeit und der damit verbundenen technischen Schwierigkeiten ausscheiden.

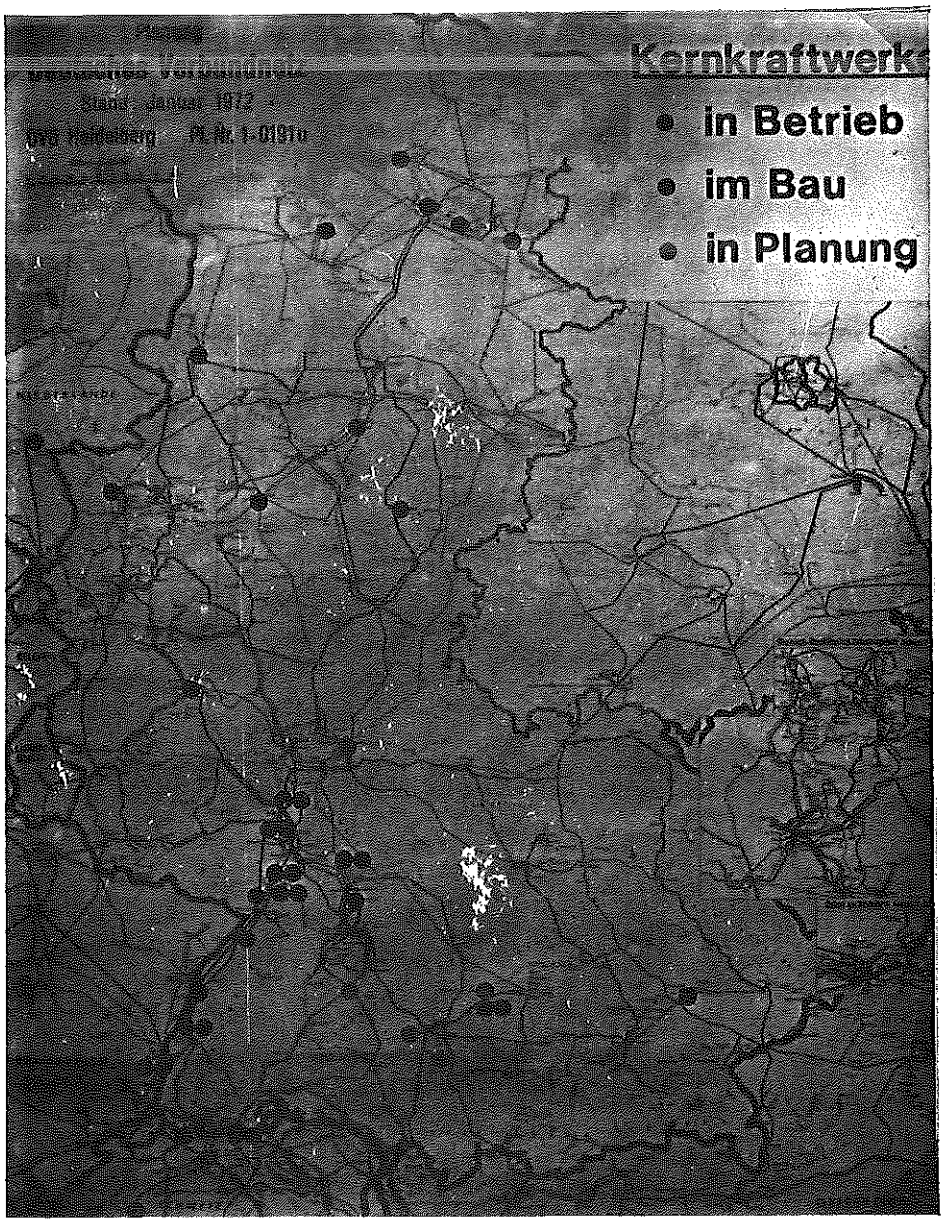


Bild 1

Kernkraftwerke in der Bundesrepublik Deutschland

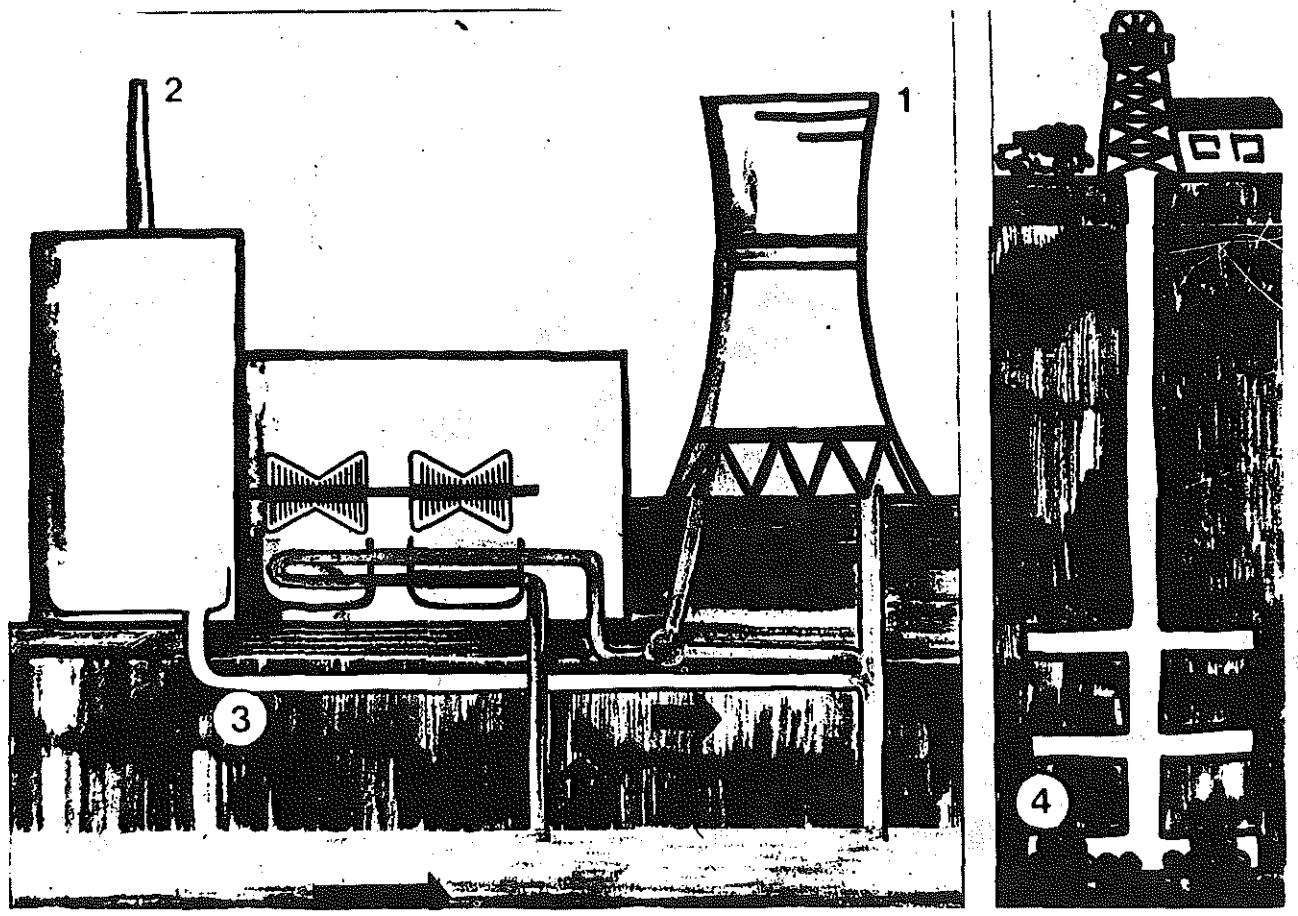


Bild 2

Berührungspunkte eines Kernkraftwerkes mit der Umwelt

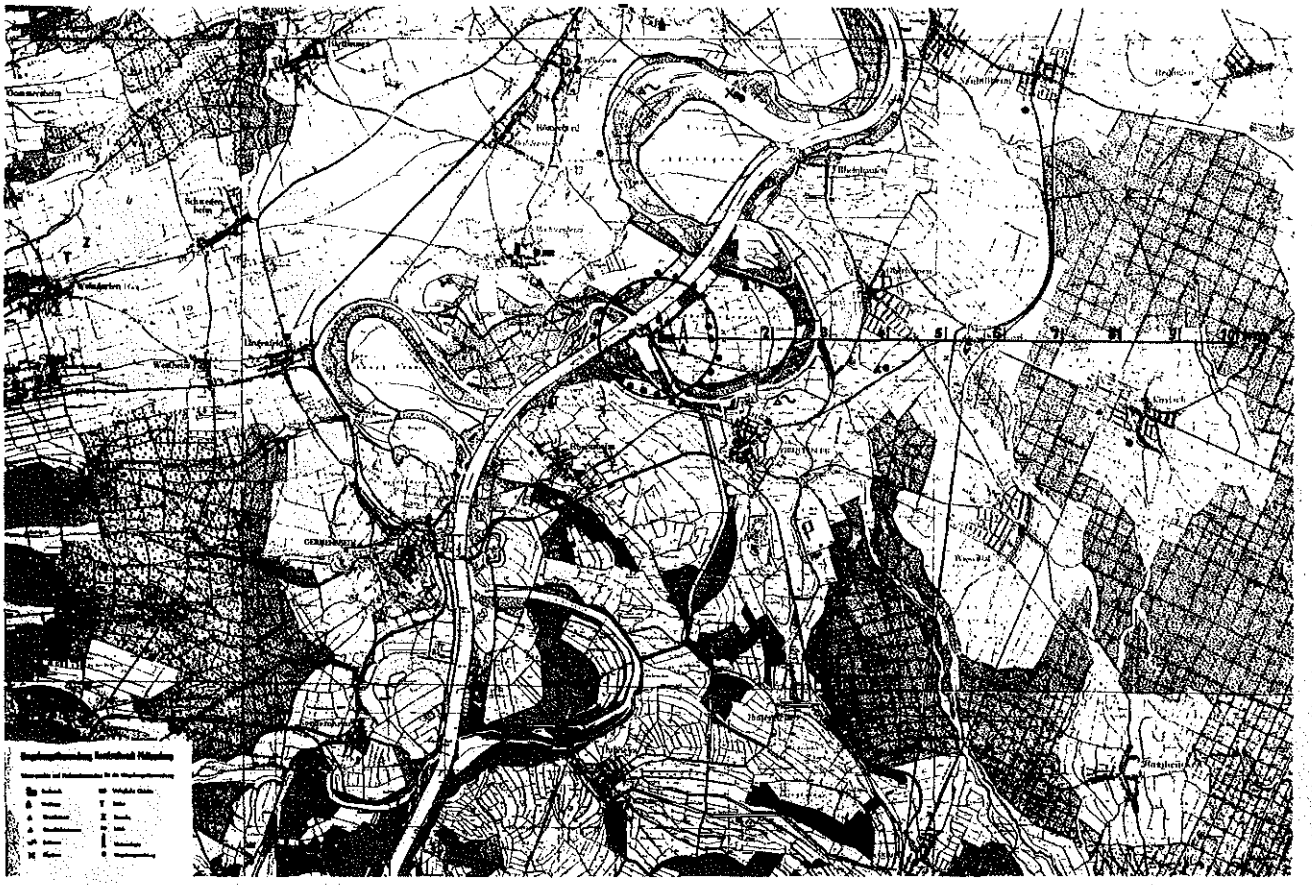


Bild 3

Meßstellenverteilung in der Umgebungs-
überwachung

Meßgröße	Meßort
Lufttemperatur	Meßmast 2m und 15m
Lufttemperaturdifferenz	Meßmast 115/15m 115/40m
Windrichtung	Meßmast 2, 15, 40, 115m
Windgeschwindigkeit	Meßmast 2, 15, 40, 115m
rel. Luftfeuchte	Meßmast 2, 15, 40, 115m
Globalstrahlung	Meßfloss Kühlwassereinlauf
Strahlungsbilanz	Meßfloss Kühlwassereinlauf
Luftdruck	Kraftwerksgelände

KKP	Meßprogramm Meteorologie	Bild 4

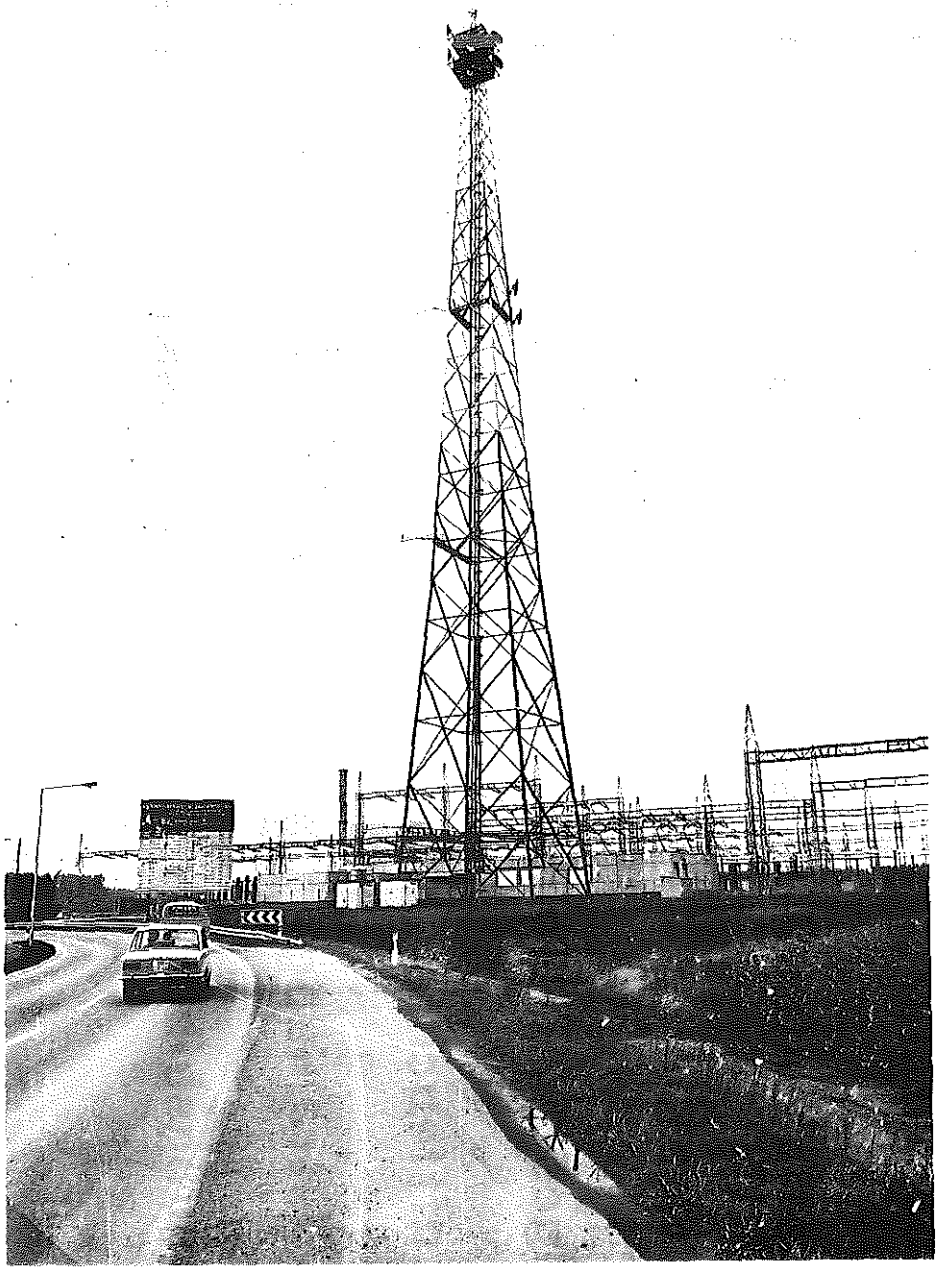


Bild 5

115 m - Mast für meteorologische Messungen

Meßobjekt	Häufigkeit der Messung
Dosis gemessen mit LiF-u. Glasdosimetern	1/2-jährliche Ausmessung
$\beta + \gamma$ Impulsrate	Kontinuierlich
$\alpha + \beta$ Aktivtät in:	
Aerosolen	Wöchentl. Ausmessen
Niederschlag	14-täg. Ausmessen
Oberflächenwasser	Monatlich
Grund-u. Trinkwasser	1/4-jährlich
Schlamm	1/4-jährlich
Plankton	1/4-jährlich
Fisch	1/4-jährlich
Böden	1/4-jährlich
Pflanzen	1/4-jährlich
Einzelnuklide wie ^{131}J, ^{40}K, ^{90}Sr, ^{137}Cs in obigen Proben	Jährlich
^{90}Sr-, ^{137}Cs Aktivität in der Milch	1/4-jährlich

KKP	Messprogramm Radiologie	Bild 6

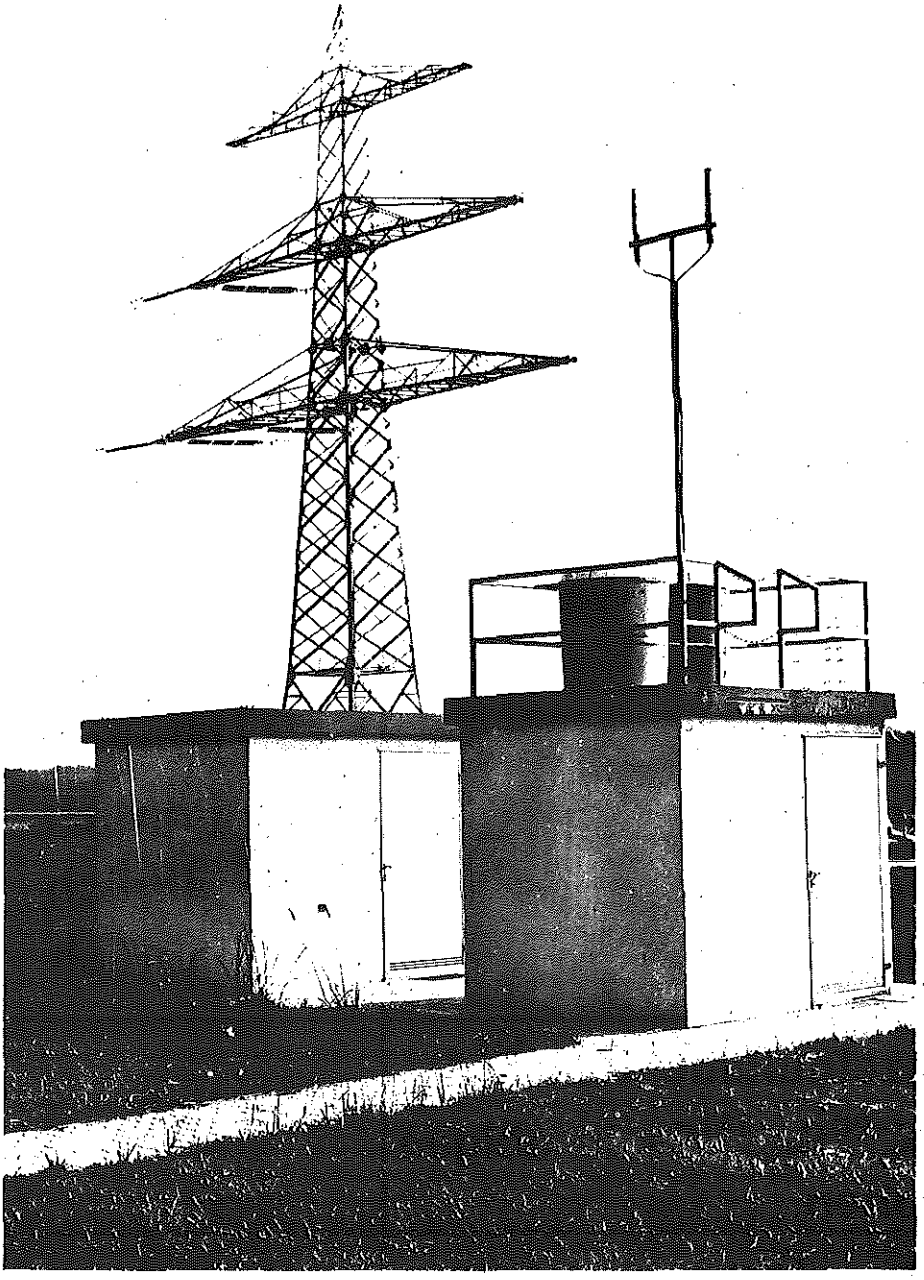


Bild 7

Feste Meßhäuser für Umgebungsstrahlungsmessung

Meßobjekt		Meßintervalle
Temperatur, O_2-Gehalt, chem. Bestandteile im Rheinwasser Grundwasser		Tägliche Proben Wöchentl. Proben
Temperatur- u. O_2-Verteilung im Rheinprofil vor Kühl-wasserentnahme u. nach Wiedereinleitung		1/2-jährliche Proben
Im Kühlwasser bei Entnahme und Wiederein-leitung	Temperatur O_2-Gehalt	Kontinuierlich
	Integrale u. nuklid-spezifische Aktivitäts-konzentrat.	Monatliche Mischprobe
Aktivitätskonzentration im einzuleitenden Kühlwasser		Kontinuierlich

KKP	Meßprogramm Hydrologie	Bild 8

Bild 9

Meßhaus am Kühlwasserauslauf

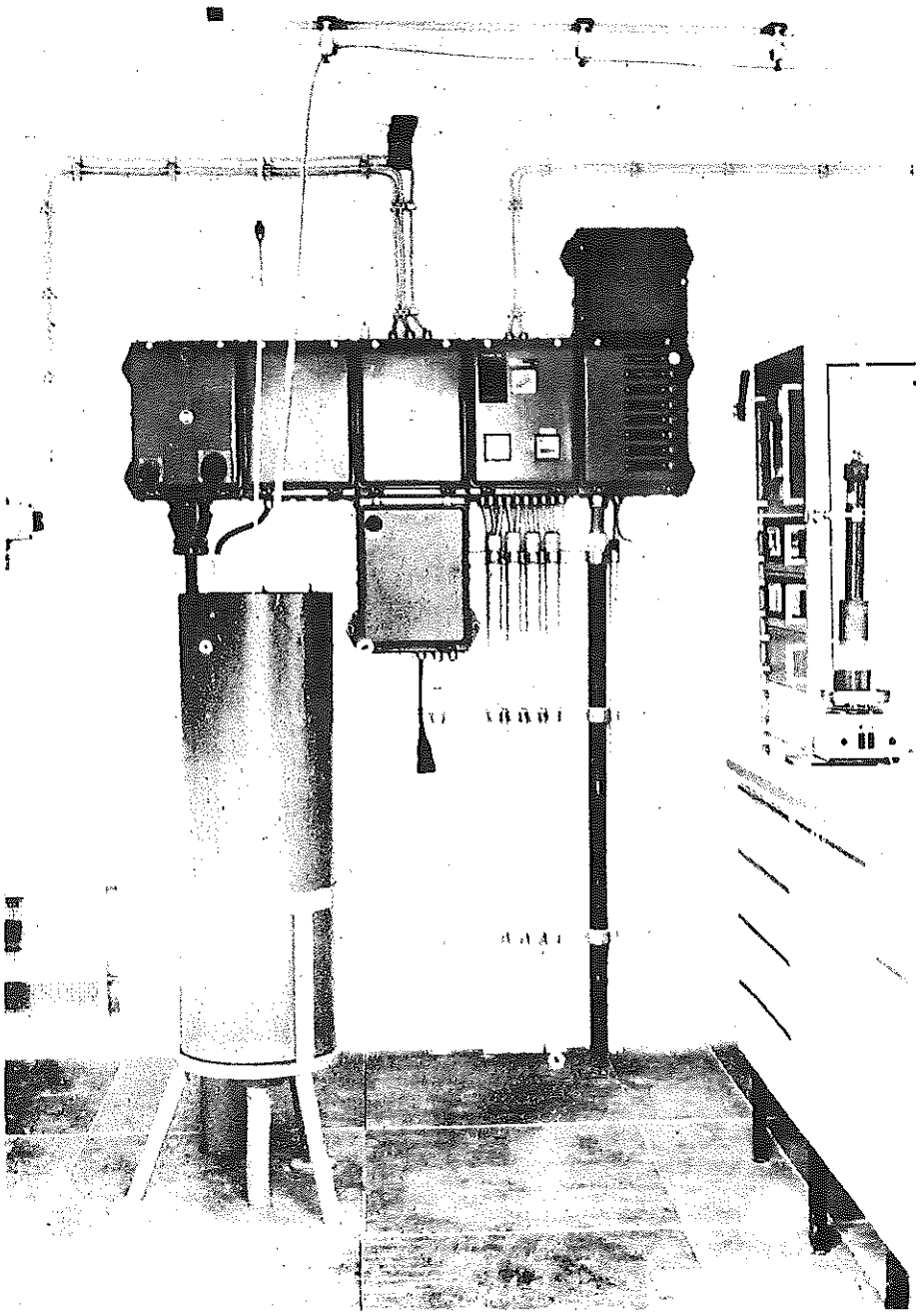
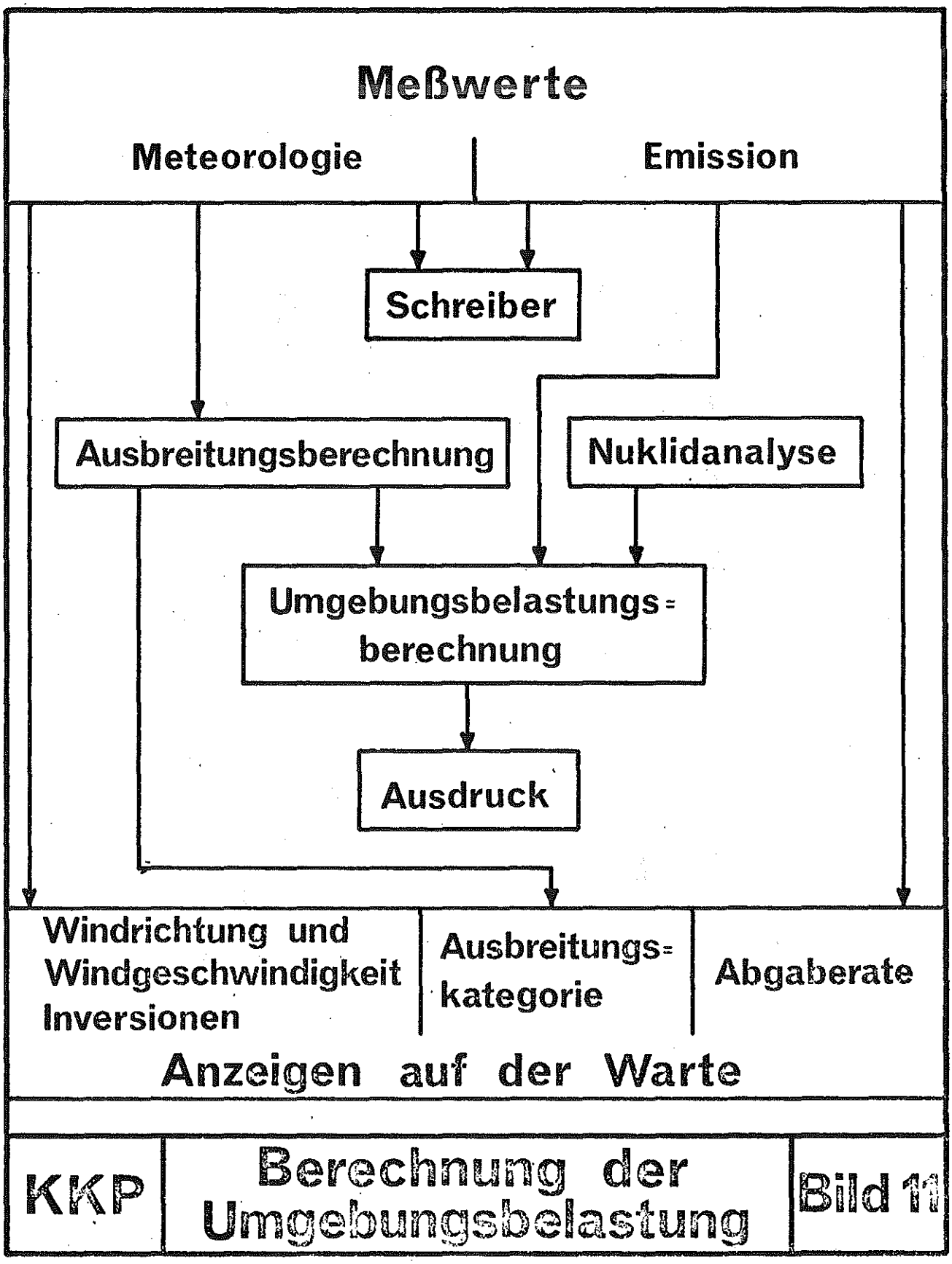


Bild 10

Blick in das Meßhaus am Kühlwasserauslauf


Meßwerte
Meteorologie
Emission
Schreiber
Ausbreitungsberechnung
Nuklidanalyse
Umgebungsbelastungs= berechnung
Ausdruck
Windrichtung und Windgeschwindigkeit Inversionen
Ausbreitungs= kategorie
Abgaberate
Anzeigen auf der Warte
KKP
Berechnung der Umgebungsbelastung
Bild 11

Gefährdung durch natürlich radioaktive Stoffe?

In dem Jahresbericht 1972 des Bundesministers des Innern über Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung befindet sich die folgende Tabelle über genetische Strahlenexposition:

Mittlere genetische Strahlenexposition des Menschen in der Bundesrepublik Deutschland 1972 (Stand Mai 1973)
zusammengestellt von der Abteilung für Strahlenhygiene des Bundesgesundheitsamtes Berlin

1. Natürliche Strahlenexposition		ca. 110 mrem/a
1.1 durch kosmische Strahlung in Meereshöhe		ca. 30 mrem/a
1.2 durch terrestrische Strahlung von außen		ca. 60 mrem/a
1.3 durch inkorporierte radioaktive Stoffe		ca. 20 mrem/a
2. Künstliche Strahlenexposition		ca. 60 mrem/a
2.1 durch Anwendung von Röntgenstrahlen und radioaktiven Stoffen in der Medizin 1958 (ca. 20 mrem/a) 1971		ca. 50 mrem/a
2.1.1 Röntgendiagnostik (geschätzt aufgrund der Zunahme der Zahl der Untersuchungen pro Kopf der Bevölkerung)	ca. 50 mrem/a	
2.1.2 Nuklearmedizin (Berlin-West)	ca. 0,5 mrem/a	
2.1.3 Strahlentherapie (München)	ca. 0,5 mrem/a	
2.2 durch beruflich Strahlenbeschäftigte		1 mrem/a
2.3 durch Kleinquellen (radioaktive Leuchtfarben, Fernsehen)		2 mrem/a
2.4 durch "Fallout" von Atombombenversuchen (1970)		8 mrem/a
2.4.1 von außen, unabgeschirmt im Freien	ca. 8 mrem/a	
2.4.2 durch inkorporierte radioaktive Stoffe	ca. 0,5 mrem/a	
2.5 durch friedliche Nutzung der Kernenergie		1 mrem/a

In ihr wird, wie allgemein üblich, zwischen natürlicher und künstlicher Strahlenexposition unterschieden. Alle Bemühungen des Strahlenschutzes in den vergangenen Jahrzehnten waren nun fast ausschließlich darauf gerichtet, die künstliche Strahlenbelastung so gering wie möglich zu halten. Dies gilt insbesondere für die friedliche Nutzung der Kernenergie. Hier liegt die mittlere genetische Strahlenbelastung unter 1 mrem/Jahr, ist also eigentlich gegenüber den in der Tabelle angegebenen insgesamt 170 mrem/Jahr zu vernachlässigen. Nicht ganz so günstig liegen die Zahlenwerte für die Strahlenbelastung durch die medizinische Anwendung von Röntgenstrahlen und künstlich radioaktiven Stoffen. Dabei darf man jedoch nicht vergessen, daß durch das Anwachsen der Untersuchungen diese Zahlen noch wesentlich höher wären, wenn nicht gleichzeitig technische Maßnahmen dafür gesorgt hätten, daß die Strahlenbelastung bei der Einzeluntersuchung wesentlich gesenkt werden konnten.
Weiterhin ist zu beachten, daß dieser Teil der Strahlenbelastung notwendig ist, um den jetzigen Stand der medizinischen Diagnostik und Therapie aufrecht zu erhalten. Hier können also zwei Risiken miteinander verglichen werden. Geringere Strahlenbelastung könnte bedeuten, daß Erkrankungen nicht oder wesentlich später erkannt würden. Zwar dürfte es schwer sein, hier die Optimierung zwischen der Erkennung von Krankheiten und der dafür notwendigen Strahlenbelastung in Abhängigkeit vom jeweiligen technischen Stand zu finden; an der Existenz einer derartigen Größe dürfte jedoch kein Zweifel bestehen. Es kann also auch nicht damit gerechnet werden, daß dieser Anteil der Strahlenbelastung in absehbarer Zeit wesentlich reduziert werden wird. Es ist im Gegenteil bis jetzt eine steigende Tendenz zu erkennen.
Um so wichtiger wird es, daß wir uns einmal kritisch mit der Größe der sog. natürlichen Strahlenexposition befassen. Bisher gingen die meisten Diskussionen davon aus, daß die-

ser Teil der Strahlenexposition durch die natürlichen Lebensumstände des Menschen gegeben und nicht veränderungsfähig sei. Dies ist richtig für die kosmische Strahlung und für die Strahlung durch inkorporierte radioaktive Stoffe. Es trifft aber keineswegs zu für den Sammelbegriff "terrestrische Strahlung" in dieser Tabelle. Hierunter verstehen wir hauptsächlich die Gammastrahlung, die von den natürlich radioaktiven Stoffen der Gesteine ausgeht und natürlich auch von den Baumaterialien unserer Häuser. Da der Mensch sich zu mehr als 2/3 der Gesamtzeit innerhalb von Gebäuden aufhält, wird diese Komponente der Strahlenexposition vorwiegend durch den Strahlenpegel innerhalb der Gebäude bestimmt. Dies umso mehr, als durch das Gebäude selbst eine Abschirmung der terrestrischen Strahlung aus der Erdrinde bewirkt wird. Betrachtet man den Sachverhalt sehr vereinfacht, so kann man folgern, daß durch entsprechende Auswahl der Baumaterialien unserer Häuser die Strahlenexposition durch die terrestrische Komponente in sehr weiten Grenzen variiert werden kann. Baumaterialien mit hoher Abschirmwirkung und ohne Gehalt an radioaktiven Stoffen würden diese Komponente gegen Null gehen lassen, während durch eine hohe Aktivitätskonzentration diese Komponente auch weit über die in der Tabelle angegebenen 60 mrem/a gesteigert würde. Damit tauchen gleichzeitig eine ganze Reihe von Fragen auf, die man zunächst folgendermaßen formulieren kann:

1. Wie sicher ist der bisher angenommene mittlere Wert von 60 mrem/a?
2. Mit welcher Streubreite muß in Abhängigkeit von den Baumaterialien der Häuser und den geografischen Gegebenheiten gerechnet werden?
3. Wie groß ist der Gehalt an natürlich radioaktiven Substanzen in unseren Baustoffen? Gibt es Baustoffe mit besonders hohem oder besonders tiefem Gehalt an radioaktiven Substanzen?

4. Gibt es Tendenzen auf dem Bausektor, die durch Verwendung anderer Materialien oder durch Änderung der Bauweise in Zukunft eine höhere Strahlenbelastung herbeiführen könnten?

Was zunächst bekannt wurde, war eine Antwort auf die Frage nach der Verwendung anderer Baumaterialien. Diese Tendenzen sind vorhanden und ergeben sich vor allem aus dem Bestreben, industrielle Abfallprodukte als Baustoffe zu verwenden. Demnach also ein typischer Fall, bei dem der Umwelt- und Landschaftsschutz sich selbst ins Gehege kommt. So sehr es zu begrüßen ist, daß Abfallhalden verschwinden, so zweifelhaft wird dieses Unternehmen, wenn dadurch eine höhere Strahlenexposition der Bevölkerung verursacht wird.
Es war daher notwendig festzustellen, welchen Gehalt an natürlich radioaktiven Stoffen unsere verschiedenen Baumaterialien haben. An diesen Untersuchungen, die im Auftrag des Bundesministers des Innern durchgeführt wurden, waren die folgenden Institutionen beteiligt:

Bundesgesundheitsamt, Berlin,

Gesellschaft für Kernforschung mbH, Karlsruhe,

Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung mbH, München, Neuherberg,

Institut für Biophysik der Universität Gießen,

Institut für Biophysik der Universität des Saarlandes,

Physikalisch-Technische Bundesanstalt, Braunschweig

Über die Ergebnisse wird in einem der anschließenden Beiträge Herr Prof. Schmier (2) berichten.
Zur Beantwortung der übrigen Fragen mußte jedoch gleichzeitig die äußere Strahlenbelastung in Wohn- und Aufenthaltsräumen gemessen werden. Hieran waren außer den bereits genannten Institutionen noch das

Staatliche Materialprüfungsamt Nordrhein-Westfalen, Dortmund-Aplerbeck

und die

Landesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin, Immissionsschutz und Strahlenschutz, Karlsruhe

beteiligt.
Unter Betreuung durch das BMI wurden nach einem gemeinsam ausgearbeiteten Plan in mehr als 25 000 Wohnungen und in deren Umgebung im gesamten Bundesgebiet der Strahlenpegel gemessen. Über diese Ergebnisse wird Herr Dr. Kolb (3) in dem anschließenden Beitrag berichten. Ohne diesen Ergebnissen im einzelnen vorzugreifen, können wir für die jetzige Diskussion folgendes feststellen:
Die Strahlenexposition unserer Bevölkerung wird zu einem beträchtlichen Teil durch den Strahlenpegel in Wohn- und Aufenthaltsräumen bestimmt.
Dieser Strahlenpegel resultiert aus dem Gehalt an natürlich radioaktiven Substanzen in den Baustoffen. Es sind vorwiegend die Gammastrahlen der Radium- und Thoriumreihe, sowie des Kalium-40, die den Pegel bestimmen. Die Emanationsabgabe des Baumaterials hat dagegen nur einen geringen Einfluß und soll hier zunächst nicht betrachtet werden.

Es galt nun, einen möglichst einfachen Zusammenhang zwischen dem Gehalt an radioaktiven Stoffen in den Baumaterialien und dem Strahlenpegel herauszufinden. Hier konnten wir auf ein sehr einfaches Modell zurückgreifen, das vom Leningrader Institut für Strahlenhygiene (4) für derartige Betrachtungen verwendet wurde. Das Modell geht von der Annahme eines einheitlichen Wandmaterials aus, wobei die Wandstärke größer als die Sättigungsschicht sein soll. Unter diesen vereinfachenden Bedingungen ist der Strahlenpegel innerhalb eines Raumes direkt proportional der Aktivitätskonzentration des Wandmaterials und wird unabhängig von der Größe des Raumes und der Wandstärke. Läßt man bei diesem Modell eine Strahlenexposition durch das Baumaterial

von 150 mrad/a zu, so ergeben sich die folgenden Konzentrationen für die natürlich radioaktiven Stoffe:

Radionuklid	maximale Konzentration in pCi/g
^{226}Ra	10
^{232}Th	7
^{40}K	130

Hier sind zunächst die Zahlen für den Fall angegeben, daß nur Ra, Th oder Kalium vorhanden ist. Sind alle drei natürlich radioaktiven Stoffe im Baumaterial, so gilt die folgende Summenformel:

$$\frac{C_{Ra}}{(MZK)_{Ra}} + \frac{C_{Th}}{(MZK)_{Th}} + \frac{C_K}{(MZK)_K} \leq 1$$

In den Zahlen ist eine Aufenthaltsdauer von 18 h/Tag und ein Abschirmfaktor für die Gonaden von 0.6 berücksichtigt. Es handelt sich also um die echte, genetisch signifikante Strahlenexposition von 150 mrad/Jahr unter den vereinfachenden Bedingungen dieses Raummodells.
Realistische Näherungsrechnungen, bei denen die endliche Wandstärke und die Öffnungen für Türen und Fenster berücksichtigt wurden, zeigen, daß bei den angegebenen Maximalkonzentrationen etwa Strahlenpegel von 100 mrad erreicht werden.
Damit ist zumindest ein Weg aufgezeigt, wie durch Festlegung von Maximalkonzentrationen eine Gefährdung durch natürlich radioaktive Stoffe in Baumaterialien verhindert werden kann. Damit würde gleichzeitig die wesentliche Komponente der Strahleneinwirkung nicht mehr dem Zufall überlassen. Dies erscheint mir deshalb besonders wichtig, da im Gegensatz zur Kernenergie und zur medizinischen Strahlenanwendung aus dieser Strahlenexposition der Bevölkerung kein unmittelbarer Nutzen erwächst. Daher kann diese Komponente eigentlich am ehesten eingeengt werden.

L i t e r a t u r

1. Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung
Jahresbericht 1972 des Bundesministers des Innern

2. KOLB W.
Die Konzentration von Spaltprodukten und anderen Radionukliden in der bodennahen Luft im Zeitraum 1971 bis 1973
Jahrestagung 1974 des Fachverbandes Strahlenschutz e.V.
23. - 28. Sept. 1974 in Helgoland

3. SCHMIER H.
Die Konzentration natürlich radioaktiver Stoffe in Baumaterialien
Jahrestagung 1974 des Fachverbandes Strahlenschutz e.V.
23. - 28. Sept. 1974 in Helgoland

4. KRISIUK E.M., TARASOV S.J., SHAMOV V.P., SHALIK N.J., LISACHENKO E.P. and GOMELSKY L.G.
A study of Radioactivity of building Materials
aus dem Forschungsinstitut für Strahlenhygiene in Leningrad
herausgegeben vom Gesundheitsministerium der UDSSR

Die Strahlenbelastung der Bevölkerung in Wohnhäusern - Zwischenbericht über ein BMI-Vorhaben

von

W. Kolb

Die vom Bundesminister des Innern veranlaßten Erhebungsmessungen (1) begannen mit Voruntersuchungen der Physikalisch-Technischen Bundesanstalt vor etwa 2 Jahren. Hierbei wurden in mehreren hundert Wohnungen ausführliche Messungen in sämtlichen Räumen, in Raummitte und an allen Innen- und Außenwänden vorgenommen (Abb. 1a). Die Auswertung ergab, daß man mit einigen wenigen Messungen an den Hauptaufenthaltsorten einen für die Wohnung repräsentativen Mittelwert erhalten kann. Für die Meßtrupps wurde ein einheitliches Protokollblatt entworfen, das in Abb. 1b abgebildet ist. Es enthält neben der Adresse und den Meßergebnissen Angaben über die Größe des Ortsteils, das Gebäude, die Wohnung, den Haustyp und - soweit bekannt - über das Baumaterial. Zu den Meßwerten gehört auch die im Freien (möglichst auf einer Wiese oder im Garten) gemessene Dosisleistung.

Alle Messungen wurden mit dem in der PTB entwickelten Szintillationsdosimeter H7201 durchgeführt (2). Es hat 5 lineare Meßbereiche mit Vollausschlag zwischen 3 µR/h und 300 µR/h. Seine Vorteile sind leichte Handhabung, hohe Empfindlichkeit, geringe Energieabhängigkeit und kleine Zeitkonstante. So konnten von einem eingearbeiteten Team bis zu 50 Wohnungen an einem Tag gemessen werden.

Da die Messungen in einigen Ländern noch nicht abgeschlossen sind, können sich die vorgelegten Ergebnisse noch ändern. Die Auswertung von Meßergebnissen für mehr als 20000 Wohnungen dürften jedoch schon einen recht guten Überblick über den Einfluß der Baustoffe auf die Strahlenbelastung der Bevölkerung in der BRD geben.

Allein für Niedersachsen liegen etwa 5000 Wohnungsmittelwerte aus 170 Ortschaften und eine fast gleich große Anzahl von zugehörigen Meßwerten für die terrestrische Strahlung vor. Trägt man die für die einzelnen Ortschaften gefundenen Mittelwerte in eine Landkarte ein und zeichnet die Linien gleicher Dosisleistung, so ergibt sich das in Abb. 2 gezeigte Bild.

501

Ort: Altenlingen | Straße: Sonnenhügel 10 | Nr.: | Etage: Erdgeschoß | Uhrzeit: 11.10 | Name: Waak

Baujahr: 1968/69 | Bauweise: Neckmann Fertighaus

Zimmer	m²	h m	Mitte 90cm uR/h	Mitte 5cm uR/h	Mitte 170cm uR/h	Außenw. 90cm uR/h	Innenw. 90cm uR/h	Fließen 90cm uR/h	Bem.:
Wohnz.I	35	2,5	3,5	4	3,5	4,0	3,5		
EB Wohnz.II	12	2,5	4	4	4	4,5	4		
Schlafz.	28	"	3,5	3,5	3,5	4	4,5		
Arbeitsz.	10	2,5	4,5	4,5	4	4	4		
KinderzI	15	"	3,5	3,5	3,5	3,5	3,5		
KinderzII	10	"	4	4	4	4	4		
Gästez.									
Küche	10	2,5	3,5	4	4	4	4,5	4,5	
Bad	8	"	4	4	4	4	4,5		nicht gefließt
Flur	10	2,6	4	4	4		4		
Abstellr.									
sonst.Z.									

max.Wert	4,5	
min.Wert	3,5	
Mittelw.	3,8	1.8

Messg. außerhalb d. Wohnung	90 cm uR/h	Bem. (allgemein)
Keller	5	
Erdgeschoß		
I.Etage	4	
II.Etage		
III.Etage		
IV. Etage		
Boden		
Im Freien		
auf d.Rasen	4,5	2.5

Datum: 6.12. Name: R.

Abb. 1a

Meßort

Gemeinde: (2807) Mehrn Land: Baden

Ortsteil: ____ H. ü. M.: 21

Straße: Parkweg 26 Etage: Part

Wohnungsinhaber: Brönitz Datum: 23.7.80 Uhrzeit:

Größe des Ortsteils:

unter 2 000	☐	2 - 5 000	☐	5 - 10 000	☐
10 - 20 000	☒	20 - 50 000	☐	50 - 100 000	☐
100 -200 000	☐	200 - 500 000	☐	über 500 000	☐

Gebäude

Alter: bis 1900 ☐ 1901 - 1948 ☒ nach 1948 ☐

Art: Einfam.-Haus ☐ Zweifam.-Haus ☒ Drei- u.Mehrfam.-Haus ☐ Bauernh. ☐

Zahl der Stockwerke 2

3 **Wohnung**

Bewohnerzahl: bis 2 Pers. ☒ 3 + 4 Pers. ☐ mehr als 4 Pers. ☐ mehr als

Raumzahl: 1 Raum ☐ 2 Räume ☐ 3 + 4 Räume ☐ 4 Räume ☒

4 **Messungen**

Wohnzimmer	Aufenthaltsplatz 3,8 µR/h	Korreg.Meßwert	Bemerkungen
Schlafzimmer	3,6 "		
Kinderzimmer	"		
Küche	4,0 "		
Flur	3,4 "		
Mittelwert	3,8 "	1.8	
Im Freien	5,0 "	3.0	

5 **Haustyp**

Massiv ☐ Fachwerk ☐ Fertighaus (Leichtbauweise) ☐ Holzhaus ☒

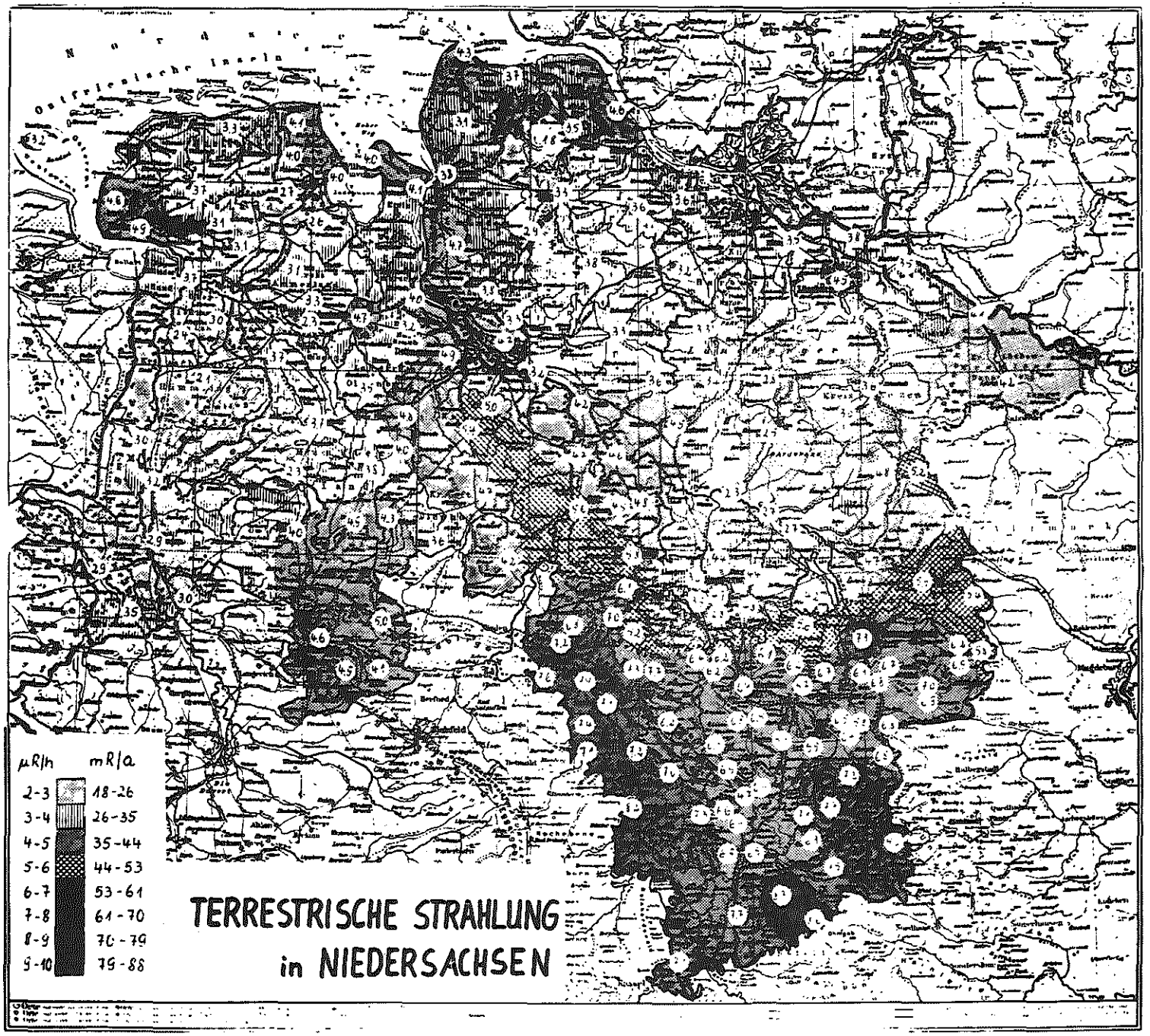
6 **Baumaterial** (falls bekannt)

	A	I		D
Klinker			Stahlbeton	
Ziegel			Holzbalken	☒
Kalksandsteine			Ziegel	
Schlackensteine			Gasbeton, Schaumbeton	
Bimssteine			Leichtbeton	
Beton			+)	
Blähbeton				
Holz	☒	☒		
Gips				
Lehm				
+)				

A = Außenwände
I = Innenwände
D = Decke
+) sonstige Baustoffe, z.B. Natursteine, Art angeben

Unterschrift: fe

Abb. 1b

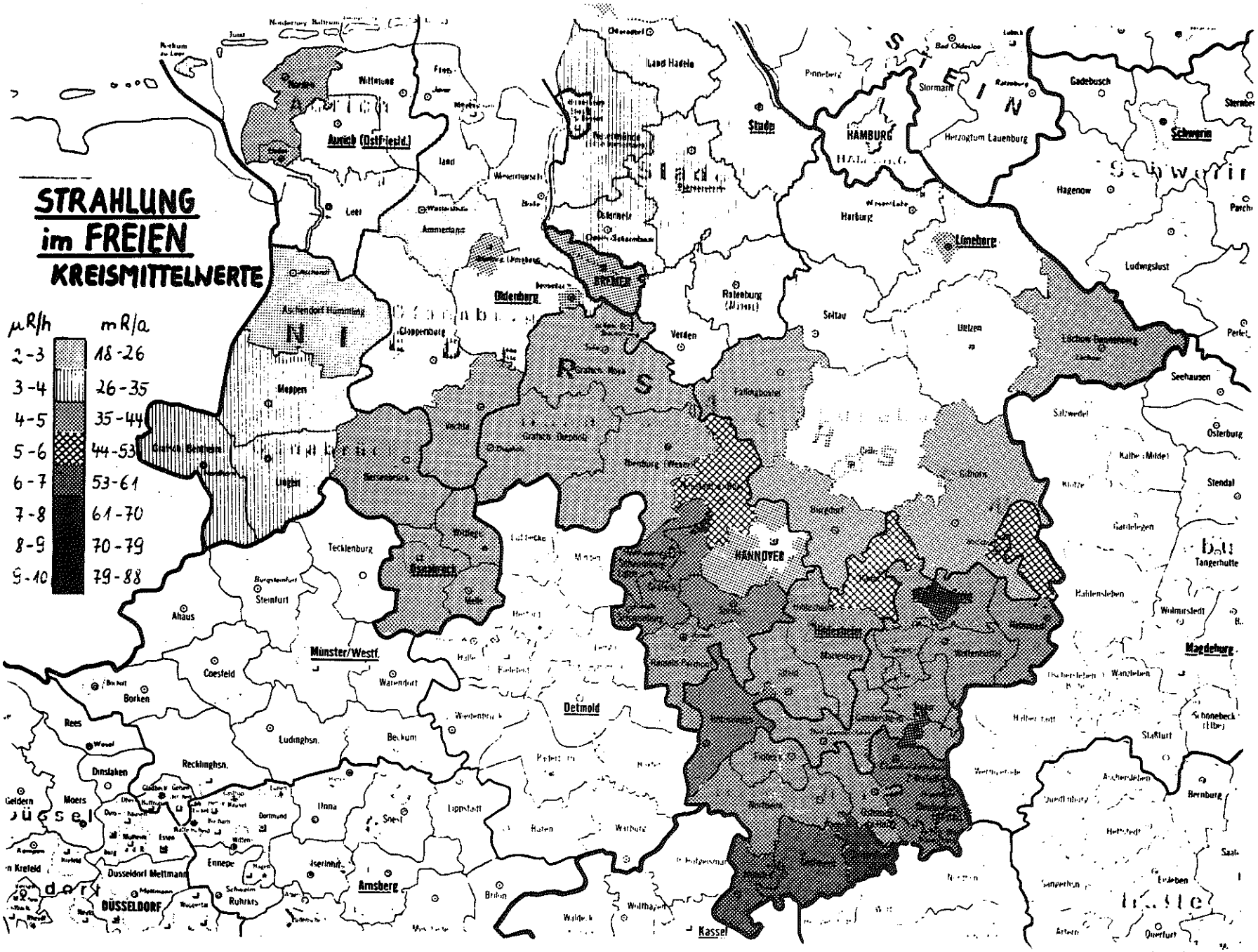

TERRESTRISCHE STRAHLUNG
in NIEDERSACHSEN
µR/h
mR/a
2-3 18-26
3-4 26-35
4-5 35-44
5-6 44-53
6-7 53-61
7-8 61-70
8-9 70-79
9-10 79-88

Die niedrigste mittlere Dosisleistung wurde mit nur 1,8 µR/h in Moorausmoor, einem Dorf im Regierungsbezirk Stade festgestellt. Die niedrigsten Einzelwerte liegen bei 0,4 µR/h und lassen sich an vielen Stellen in den Norddeutschen Mooren finden. Große Gebiete mit einer Dosisleistung zwischen 2 und 3 µR/h sind die zentrale Lüneburger Heide, die Geest, das Ammerland, der Hümmling und das westliche Emsland. Der Südosten des Landes weist die höchsten Dosisleistungen auf. Südlich der Linie Minden-Helmstedt gibt es kaum noch Mittelwerte unter 6 µR/h. Harz und Weserbergland heben sich deutlich mit Mittelwerten von mehr als 7 µR/h heraus. Die höchste mittlere Dosisleistung hat Braunlage mit 9,0 µR/h aufzuweisen, der höchste Einzelwert in Niedersachsen wurde am Katzenstein bei Bad Sachsa festgestellt und betrug 29 µR/h.

Die in Abb. 2 dargestellte Karte gilt für terrestrische Strahlung, die vorwiegend auf Wiesen, Rasenflächen und in Gärten gemessen wurde. Zum Vergleich wurden auch Messungen auf Straßen und Autobahnen während einer Fahrt von Braunschweig nach Cuxhaven durchgeführt. Der Vergleich dieser Meßergebnisse mit den aus der Karte entnommenen weist große Unterschiede auf, die nur zum Teil mit der Abschirmwirkung der Straße erklärt werden können. Viel entscheidender ist die Eigenstrahlung des Straßenbaumaterials. Auf den Straßen in und nordöstlich von Bremerhaven war die Dosisleistung z.B. doppelt so hoch wie in der Umgebung.

Bei Fahrten mit der Eisenbahn spielt demgegenüber die Abschirmwirkung des Wagens und des Schottermaterials die entscheidende Rolle. Auf einer Rundfahrt von Braunschweig über Hameln - Löhne - Detmold - Altenbeken - Ottbergen nach Braunschweig wurden Gebiete berührt, deren terrestrische Strahlung in Niedersachsen zwischen 6 und 8 µR/h lag. Auf der ganzen Strecke lag der terrestrische Beitrag der in einem D-Zug-Wagen älterer Bauart gemessenen Dosisleistung nur zwischen 1,2 und 1,6 µR/h! In Vlotho betrug die Dosisleistung 2 m neben dem Gleisbett 6,5 µR/h, 1,50 m über dem Gleisbett 4 µR/h und an der gleichen Stelle im Wagen 1.3 µR/h.

Abb. 3 zeigt eine Verwaltungskarte, in die die Stadt- und Landkreismittelwerte der terrestrischen Strahlung eingetragen sind.


STRAHLUNG
im FREIEN
KREISMITTELWERTE
µR/h
mR/a
2-3 18-26
3-4 26-35
4-5 35-44
5-6 44-53
6-7 53-61
7-8 61-70
8-9 70-79
9-10 79-88
Aurich (Ostfriesld.)
Leer
Wittmund
Land Hadeln
Stade
HAMBURG
Stormarn
Herzogtum Lauenburg
Gadebusch
Schwerin
Hagenow
Ludwigslust
Harburg
Lüneburg
Osterholz
Ammerland
Oldenburg
BREMEN
Rotenburg (Wümme)
Verden
Soltau
Uelzen
Lüchow-Dannenberg
Seehausen
Aschendorf-Hümmling
Cloppenburg
Meppen
Grafschaft Bentheim
Lingen
Nienburg
Hoya
Fallingbostel
Celle
Gifhorn
Salzwedel
Osterburg
Stendal
Gardelegen
Tangerhütte
Tecklenburg
Rheine
Steinfurt
Ahaus
Burgsteinfurt
Münster/Westf.
Coesfeld
Borken
Rees
Wesel
Dinslaken
Recklinghsn.
Ludinghsn.
Beckum
Warendorf
Detmold
Lippstadt
Soest
Unna
Dortmund
Hamm
Iserlohn
Arnsberg
Ennepe
Ruhrkrs
Essen
Dusseldorf Mettmann
DÜSSELDORF
Moers
Geldern
Krefeld
Kassel
HANNOVER
Hildesheim
Wolfenbüttel
Braunschweig
Magdeburg
Staßfurt
Bernburg
Querfurt
Erfurt
Seehausen
Osterburg
Stendal
Tangerhütte
Wolmirstedt
Kalbe (Milde)
Salzwedel
Gifhorn
Celle
Burgdorf
Hameln
Holzminden
Northeim
Göttingen
Eichsfeld
Nordhausen
Sangerhausen
Eisleben
Aschersleben
Quedlinburg
Halberstadt
Wernigerode
Goslar
Osterode
Duderstadt
Bad Oldesloe
Pinneberg
Ostfriesland
Emden
Wilhelmshaven
Cuxhaven
Bremerhaven
Delmenhorst
Vechta
Osnabrück
Bielefeld
Paderborn
Höxter
Marburg
Fulda
Eschwege
Bad Hersfeld
Meiningen
Suhl
Gotha
Weimar
Jena
Saalfeld
Hildburghausen
Coburg
Bad Kissingen
Schweinfurt
Würzburg
Fulda
Gelnhausen
Hanau
Darmstadt
Mainz
Wiesbaden
Koblenz
Trier
Bitburg
Daun
Mayen
Ahrweiler
Bad Kreuznach
Simmern
Kaiserslautern
Pirmasens
Landau
Speyer
Ludwigshafen
Mannheim
Heidelberg
Karlsruhe
Pforzheim
Bruchsal
Mosbach
Tauberbischofsheim
Heilbronn
Ellwangen
Aalen
Schwäbisch Hall
Crailsheim
Ansbach
Bad Mergentheim
Tübingen
Reutlingen
Rottweil
Villingen
Freiburg
Lörrach
Waldshut
Konstanz
Ravensburg
Biberach
Bad Waldsee
Sigmaringen
Tuttlingen
Ludwigsburg
Stuttgart
Esslingen
Göppingen
Aalen
Ansbach
Bamberg
Bayreuth
Hof
Kronach
Coburg
Kulmbach
Forchheim
Erlangen
Nürnberg
Fürth
Ansbach
Weiden
Amberg
Regensburg
Straubing
Deggendorf
Passau
Landshut
Ingolstadt
Eichstätt
Neuburg
Augsburg
Kaufbeuren
Memmingen
Kempten
Lindau
Füssen
Garmisch-Partenkirchen
Weilheim
Bad Tölz
Miesbach
Rosenheim
Traunstein
Berchtesgaden
Altötting
Mühldorf
Pfaffenhofen
Freising
Dachau
Fürstenfeldbruck
Starnberg
Landsberg
Weilheim
Garmisch-Partenkirchen
Bad Tölz
Wolfratshausen

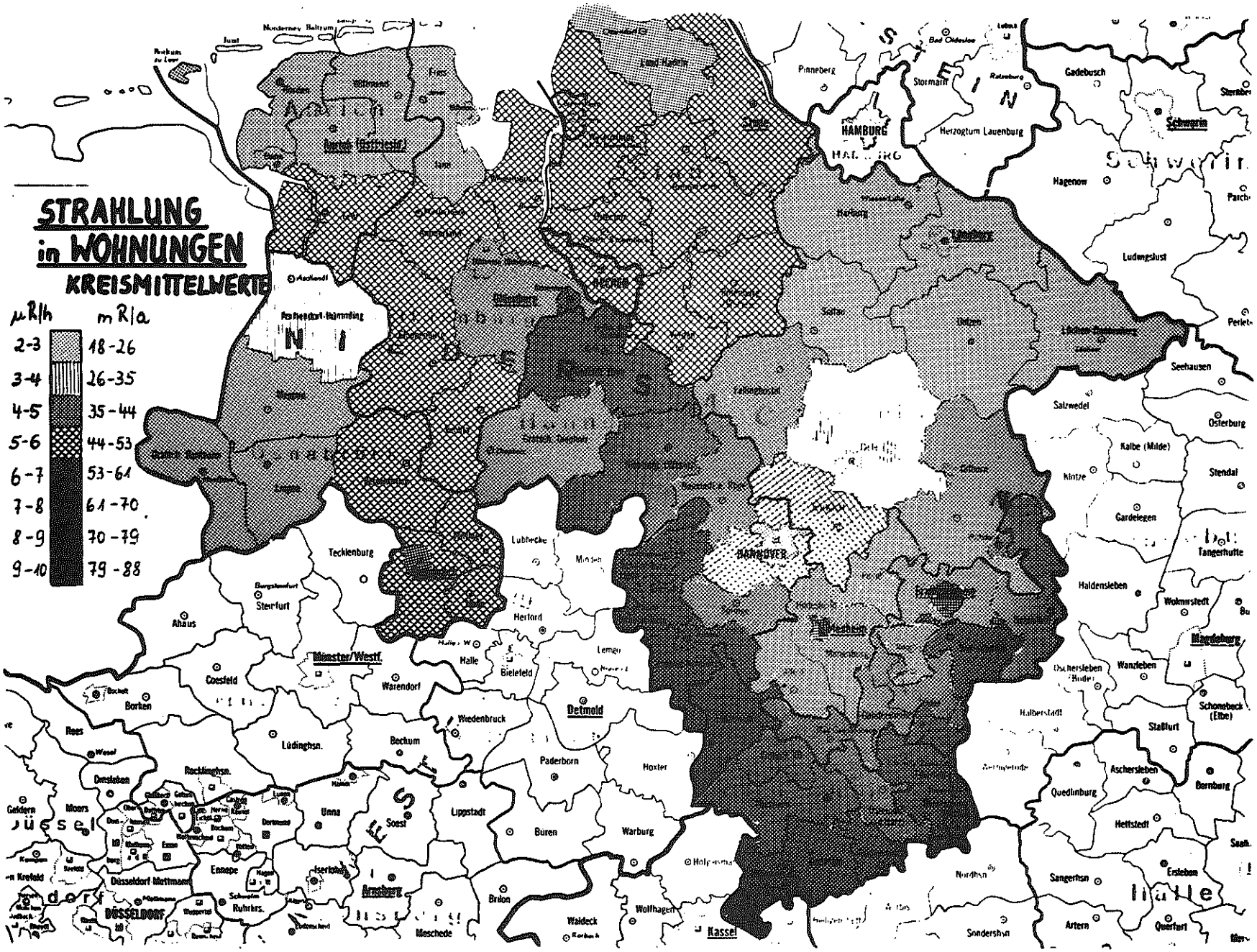
In den meisten Großstädten wurde eine etwas höhere terrestrische Strahlung als in der ländlichen Umgebung festgestellt. Eine Ausnahme bildet erstaunlicherweise die Landeshauptstadt. Man könnte sie mit 3,9 µR/h fast als Heidestadt bezeichnen, während die Bergstadt Goslar mit etwa dem doppelten Wert ihren Beinamen zu Recht trägt. Die Landkreise mit der niedrigsten und höchsten terrestrischen Strahlung sind Aschendorf-Hümmling mit 2,3 und Göttingen mit 8,0 µR/h. Dies entspricht einer Jahresdosis von 20 bzw. 70 mR.

In Abb. 4 sind in ähnlicherweise die Kreismittelwerte der Dosisleistung in Wohnungen kartiert. Auch hier sind die Werte in den Kreisen Aschendorf-Hümmling und Celle am niedrigsten und in Südostniedersachsen am höchsten. Unter den Großstädten zeichnet sich wieder Hannover durch besonders niedrige Dosisleistung aus.

Der größte Unterschied zwischen den Mittelwerten der Dosisleistung innerhalb und außerhalb der Wohnhäuser wird in der Stadt Delmenhorst, der Grafschaft Hoya und dem Landkreis Ammerland beobachtet und beträgt nahezu 30 mR/a. In der Ortschaft Edewecht liegt der Mittelwert aus 29 Wohnungsmessungen um 135 % höher als der Mittelwert im Freien, während sich in Emden und Cuxhaven die beiden Mittelwerte überhaupt nicht unterscheiden.

Bei einer so großen Anzahl von Messungen muß man auch mit einigen Überraschungen rechnen. So konnte in mehreren Fällen eine außergewöhnlich hohe Dosisleistung auf die Anwesenheit eines Hausbewohners zurückgeführt werden, der mit Selen-75 untersucht worden war. In einem anderen Fall führten die Meßergebnisse zur Aufdeckung eines schlecht abgeschirmten Lagers für radioaktive Abfälle auf einem Grundstück an der gegenüberliegenden Straßenseite. Das zuständige Gewerbeaufsichtsamt wurde informiert. Schließlich wurde im Keller eines Hauses im Harz eine umfangreiche Uranerz-Sammlung entdeckt, die ein früherer Student ursprünglich in seinem Zimmer aufbewahrt hatte.

Klammert man solche anomalen Fälle aus, so ergeben sich nach den bisher vorliegenden Meßergebnissen für die mittlere Dosisleistung in einzelnen Wohnungen der Bundesrepublik die Extremwerte 1,7 und 71 µR/h zuzüglich 3,6 µR/h für die kosmische Strahlung. Läßt man die wenigen sehr hohen Werte weg, so läßt sich mit Berücksichtigung der kosmischen Strahlung ein etwas realistischer Schwankungsbereich von etwa 50 bis 250 mR für die


STRAHLUNG
in WOHNUNGEN
KREISMITTELWERTE
µR/h
mR/a
2-3 18-26
3-4 26-35
4-5 35-44
5-6 44-53
6-7 53-61
7-8 61-70
8-9 70-79
9-10 79-88
Norderney
Baltrum
Juist
Borkum
Wilhelmshaven
Emden
Leer
Aurich
Norden (Ostfriesl.)
Wittmund
Friesoythe
Cloppenburg
Vechta
Diepholz
Nienburg
Verden
Rotenburg
Bremervörde
Land Hadeln
Cuxhaven
Stade
Buxtehude
Harburg
HAMBURG
Pinneberg
Stormarn
Bad Oldesloe
Ratzeburg
Herzogtum Lauenburg
Gadebusch
Schwerin
Hagenow
Parchim
Ludwigslust
Lüchow
Dannenberg
Salzwedel
Seehausen
Osterburg
Kalbe (Milde)
Stendal
Gardelegen
Tangerhütte
Haldensleben
Wolmirstedt
Magdeburg
Wanzleben
Oschersleben (Bode)
Schönebeck (Elbe)
Staßfurt
Halberstadt
Aschersleben
Bernburg
Quedlinburg
Hettstedt
Eisleben
Sangerhsn.
Nordhsn.
Sondershsn.
Artern
Querfurt
Halle
Saalk.
Kassel
Wolfhagen
Waldeck
Brilon
Meschede
Arnsberg
Iserlohn
Ennepe
Ruhrkrs.
Düsseldorf-Mettmann
DÜSSELDORF
Krefeld
Geldern
Moers
Rees
Wesel
Dinslaken
Borken
Bocholt
Coesfeld
Ahaus
Steinfurt
Tecklenburg
Münster/Westf.
Warendorf
Lüdinghsn.
Recklinghsn.
Beckum
Wiedenbrück
Detmold
Paderborn
Hoxter
Warburg
Lippstadt
Buren
Soest
Unna
Dortmund
Essen
Bielefeld
Halle
Herford
Minden
Lübbecke
Lemgo
Hameln
Hannover
Celle
Uelzen
Lüneburg
Soltau
Verden
Nienburg
Diepholz
Vechta
Cloppenburg
Meppen
Lingen
Bentheim
Grafschaft Bentheim
Steinfurt
Borken
Recklinghsn.
Ludinghsn.
Coesfeld
Warendorf
Gütersloh
Bielefeld
Detmold
Paderborn
Höxter
Warburg
Holzminden
Northeim
Göttingen
Osterode
Goslar
Wolfenbüttel
Braunschweig
Helmstedt
Gifhorn
Peine
Hildesheim
Alfeld
Springe
Hameln
Lippe
Minden
Herford
Bielefeld
Halle
Lemgo

Jahresdosis in Wohnhäusern der Bundesrepublik angeben.

Wie sieht es nun in den einzelnen Bundesländern aus? In Abb. 5 ist links die Skala der Dosisleistung und rechts zum Vergleich die entsprechende Jahresdosis für die terrestrische Strahlung angegeben. Konkurrenzlos an der Spitze liegt das Saarland mit einer mittleren Jahresdosis von fast 70 mR. Nur halb so groß ist die Jahresdosis in Bremen. Das Mittelfeld mit rund 50 mR bilden die Länder Hessen, Nordrhein-Westfalen, Schleswig-Holstein, Hamburg und Berlin. Bayern und Baden-Württemberg sind sich mit 56 mR einig, Rheinland-Pfalz liegt bei 60 mR und Niedersachsen begnügt sich mit 43 mR.

Eine ähnliche Übersicht für die Strahlung in Wohnungen wird in Abb. 6 gegeben. Auch hier ist ebenso wie in den folgenden Diagrammen die kosmische Strahlung nicht berücksicht. Auf Platz 1 hat das Saarland die 100 mR-Marke überschritten. Schlußlicht ist nach wie vor Bremen mit 46 mR. Veränderungen gibt es im Mittelfeld, wo sich Hessen mit rund 80 mR auf den 3. Platz nach Rheinland-Pfalz mit 88 mR vorgearbeitet hat. Die Länder Bayern und Baden-Württemberg sind sich immer noch einig und liegen mit Nordrhein-Westfalen bei 70 mR. Es folgen Berlin und Niedersachsen mit rund 60 mR und schließlich Schleswig-Holstein und Hamburg mit rund 50 mR.

Die Differenz der Mittelwerte aus den beiden letzten Diagrammen, also den Zusatzbeitrag, den die Wohngebäude zur Umgebungsstrahlung liefern, gibt Abb. 7 wieder. Die saarländischen Wohngebäude liefern einen Zusatzbeitrag von 37 mR zur ohnehin schon höchsten Umgebungsstrahlung in der BRD. Es folgen Rheinland-Pfalz und Hessen mit knapp 30 mR und auf dem 4. Platz jetzt Nordrhein-Westfalen mit 20 mR. Niedersachsen hat sich Bayern und Baden-Württemberg zugesellt (15 mR) und Bremen und Berlin liegen bei 10 mR. Am Nullpunkt der Skala liegen Schleswig-Holstein und Hamburg, dessen Häuser im Mittel keinen Zusatzbeitrag zur Umgebungsstrahlung liefern. Der Zusatzbeitrag der Wohngebäude liegt im Bundesdurchschnitt bei 17 mR/a.

In Abb. 8 sind die Häuser nach Altersgruppen unterteilt. Auf zwei Dinge ist hier besonders hinzuweisen: Im allgemeinen ist die mittlere Dosisleistung in Neubauten etwas geringer als die in den älteren Häusern. Nur im Saarland ist die Dosisleistung in den nach 1900 gebauten Häusern im Mittel um 25 % höher als in den Altbauten. Dies dürfte auf die dort weit

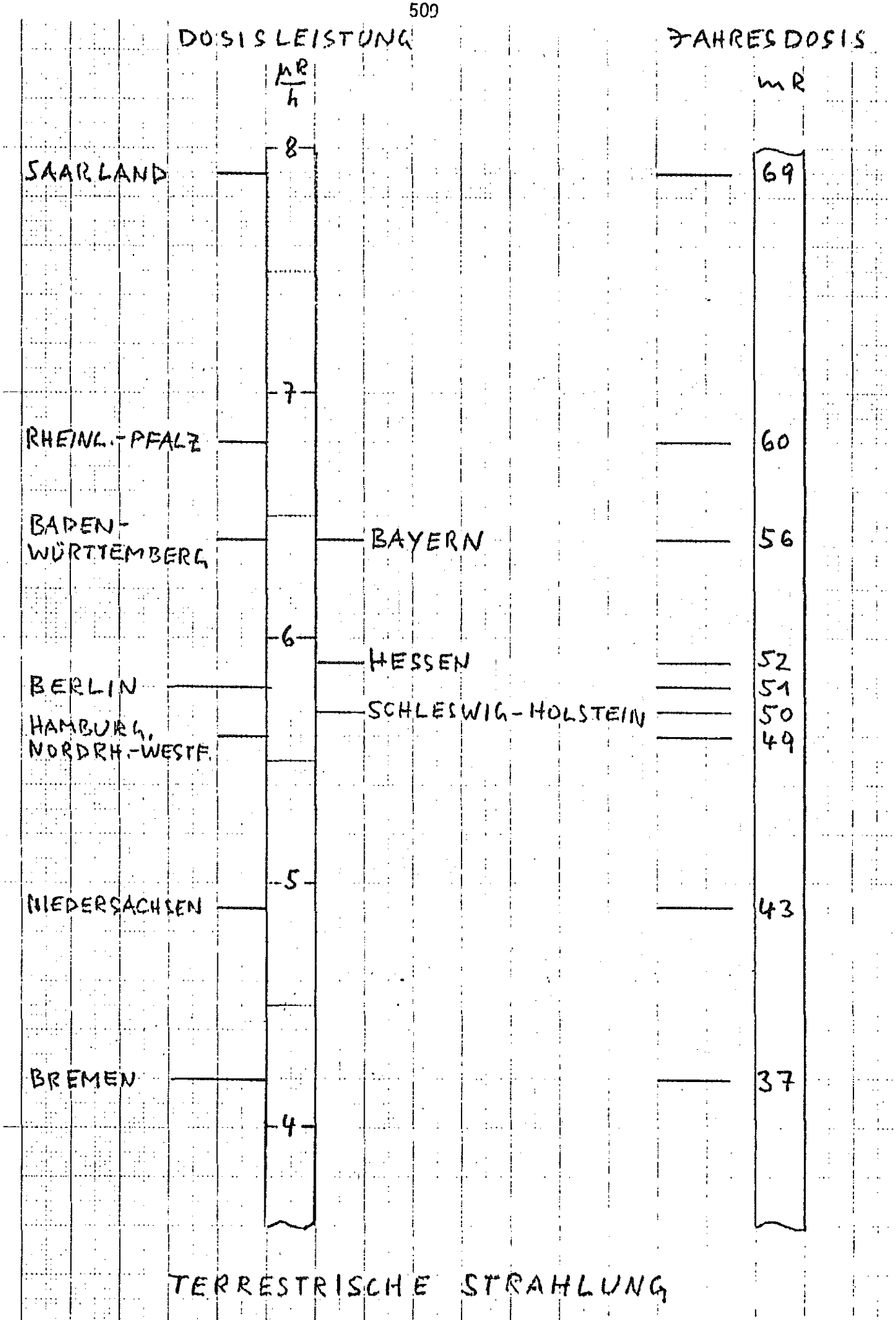

DOSISLEISTUNG
μR/h
JAHRESDOSIS
mR
8
7
6
5
4
SAARLAND
RHEINL.-PFALZ
BADEN-WÜRTTEMBERG
BERLIN
HAMBURG, NORDRH.-WESTF.
NIEDERSACHSEN
BREMEN
BAYERN
HESSEN
SCHLESWIG-HOLSTEIN
69
60
56
52
51
50
49
43
37
TERRESTRISCHE STRAHLUNG

Abb. 5

STRAHLUNG IN WOHNUNGEN

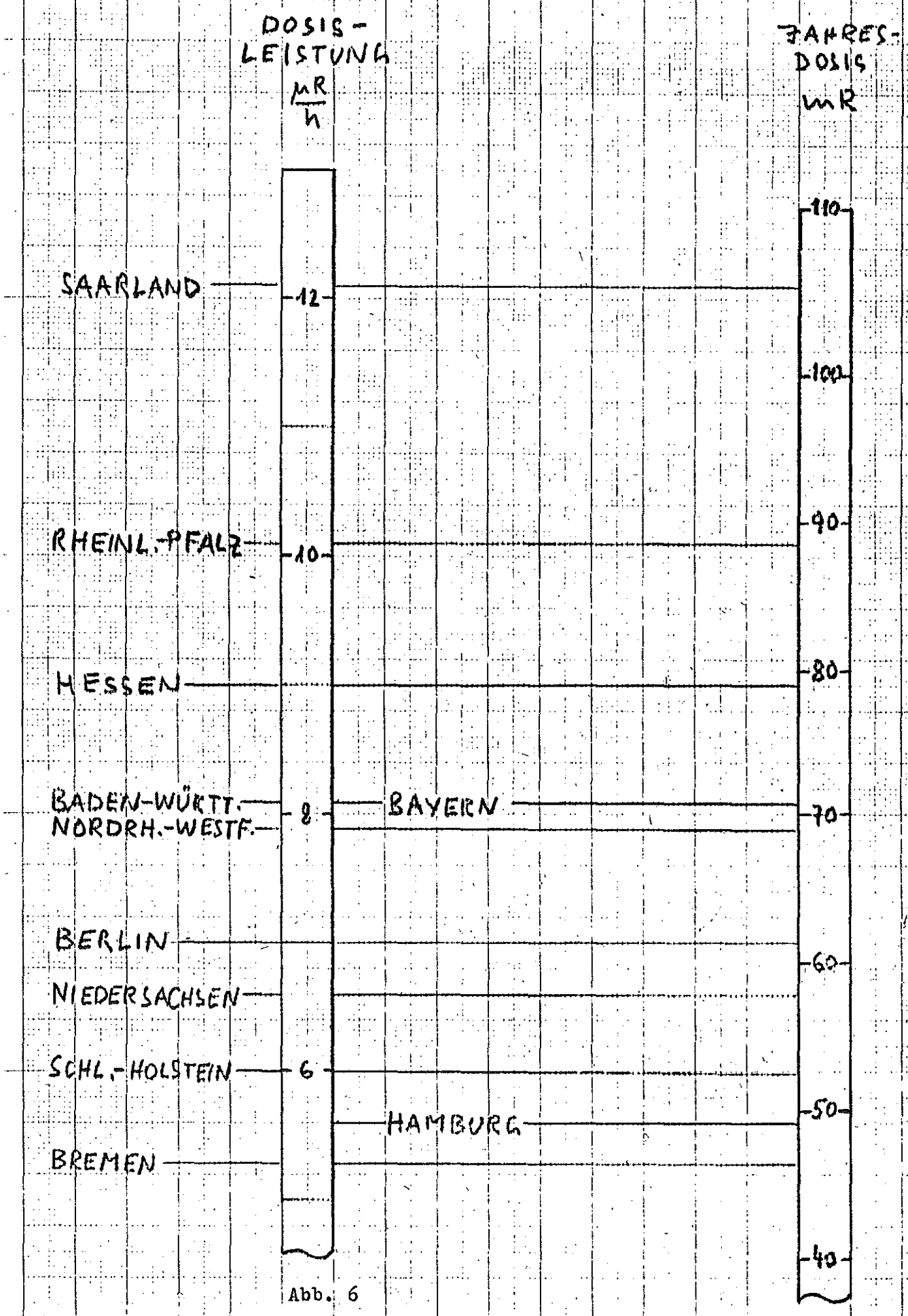
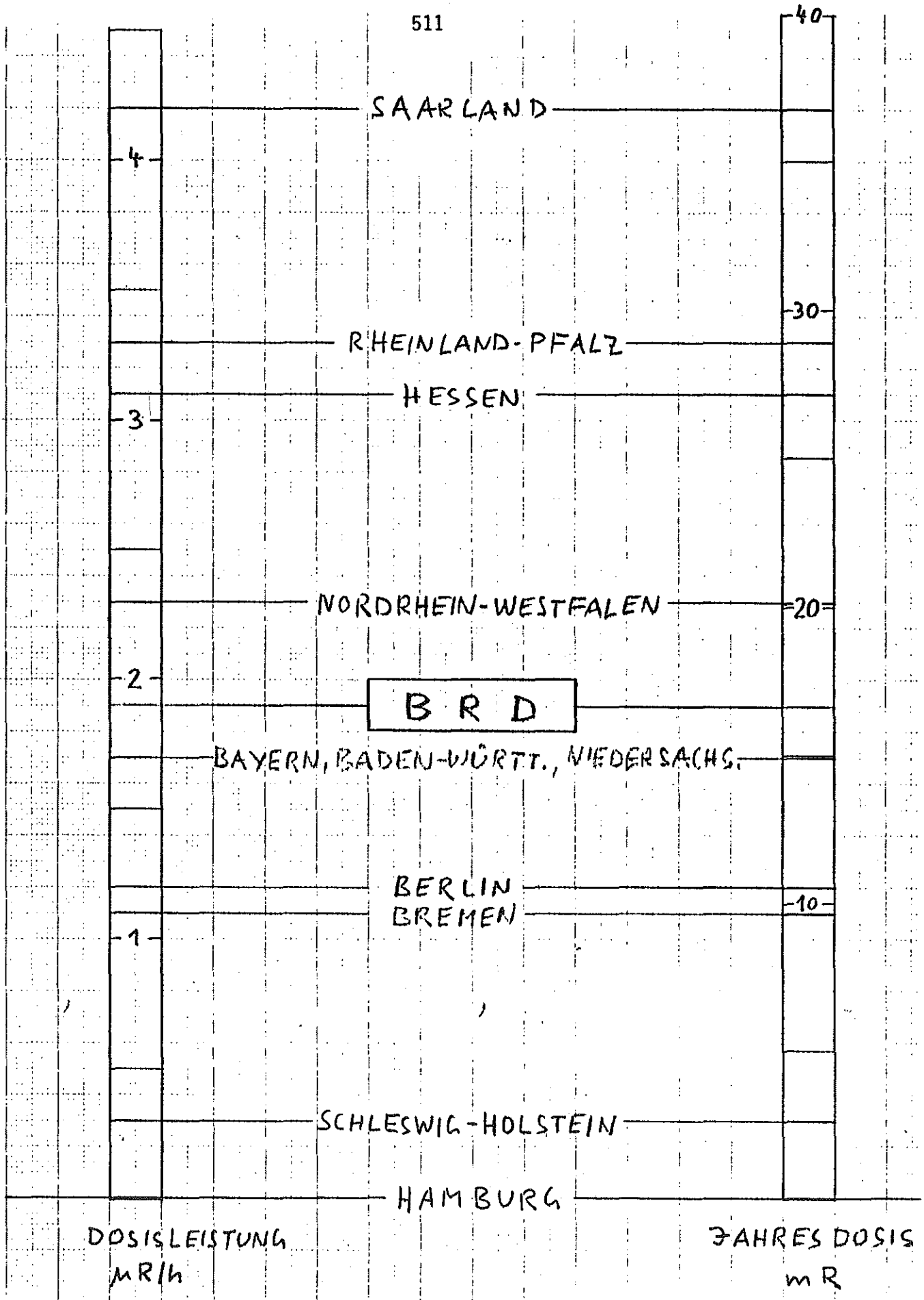


Abb. 6



ZUSATZBEITRAG DER WOHNGEBÄUDE
ZUR UMGEBUNGSSTRAHLUNG

Abb. 7

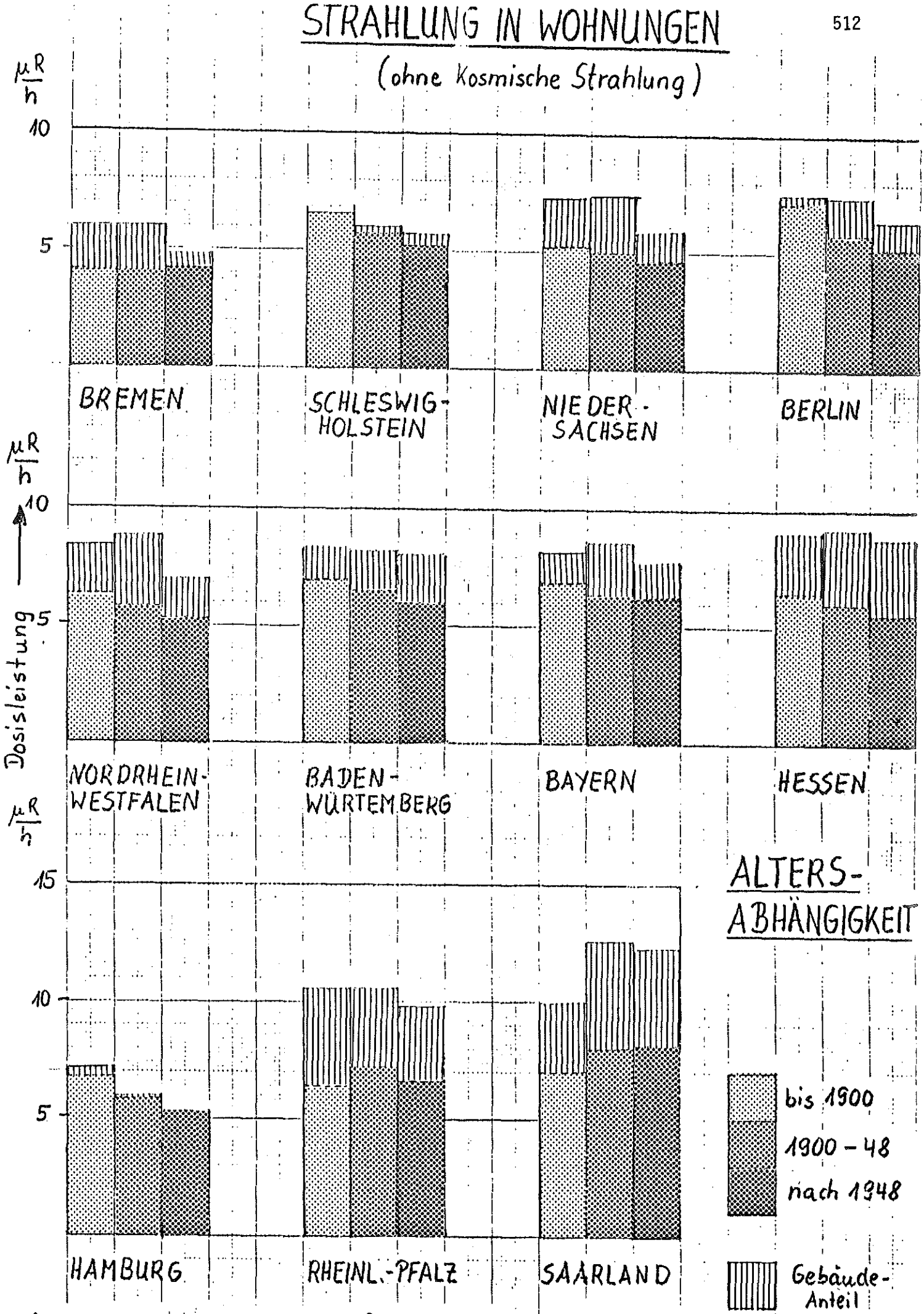

STRAHLUNG IN WOHNUNGEN
(ohne Kosmische Strahlung)
µR/h
10
5
BREMEN
SCHLESWIG-HOLSTEIN
NIEDER-SACHSEN
BERLIN
µR/h
10
5
Dosisleistung
NORDRHEIN-WESTFALEN
BADEN-WÜRTEMBERG
BAYERN
HESSEN
µR/h
15
10
5
HAMBURG
RHEINL.-PFALZ
SAARLAND
ALTERS-ABHÄNGIGKEIT
bis 1900
1900 – 48
nach 1948
Gebäude-Anteil

Abb. 8

verbreiteten Schlackensteine zurückzuführen sein, deren Produktion zu Beginn dieses Jahrhunderts einsetzte. Bereits bei den Voruntersuchungen war die hohe Eigenstrahlung dieses Baumaterials aufgefallen.

In Abb. 9 sind die Meßergebnisse nach der Bauart der Häuser unterteilt. Es fällt zunächst auf, daß die Dosisleistung in Fertighäusern bis auf eine Ausnahme stets unter den im Freien gemessenen Werten liegt. Einen zusätzlichen Beitrag zur terrestrischen Strahlung scheinen also nur die in Bayern verbreiteten Fertighäuser zu liefern. Daß die gestrichelt eingezeichnete Dosisleistung im Freien in der Gruppe der Fertighäuser jeweils niedriger als in den anderen Gruppen eines Landes liegt, ist mit statistischen Schwankungen allein nicht zu erklären. Besonders in dicht besiedelten Gebieten muß damit gerechnet werden, daß auch die im Freien gemessene Dosisleistung von den Gebäuden mit beeinflußt wird.

In Abb. 10 sind für die drei Haustypen noch die prozentualen Abweichungen gegenüber der Dosisleistung im Freien aufgetragen. An der negativen Abweichung erkennt man deutlich die abschirmende Wirkung der Fertighäuser, die in Niedersachsen, Berlin, Baden-Württemberg und Hessen 10 bis 17 % beträgt. Die hohe positive Abweichung zwischen 40 und 60 % bei den Massivhäusern in Nordrhein-Westfalen, Hessen und Rheinland-Pfalz dürfte auf die dort häufige Verwendung der zurecht beliebten Bimssteine zurückzuführen sein. Im Saargebiet beträgt der Zusatzbeitrag bei den Massivhäusern 53 %. Rechts unten sind die mittleren prozentualen Abweichungen für die Bundesrepublik angegeben. Sie betragen + 32 % bei den Massivhäusern, + 22 % bei den Fachwerkhäusern und - 7 % bei den Fertighäusern.

Abb. 11 bringt schließlich eine Zusammenstellung der Mittelwerte für die Bundesrepublik. Auch hier zeigt sich die etwas geringere Dosisleistung in den Neubauten. Der Zusatzbeitrag der Gebäude ist bei den zwischen 1901 und 1948 gebauten Häusern mit 38 % am größten.

Bildet man die Mittelwerte unter Berücksichtigung der Einwohnerzahlen der einzelnen Bundesländer, so erhält man für die Strahlenbelastung der Bevölkerung in Wohnhäusern die folgenden vorläufigen Werte für

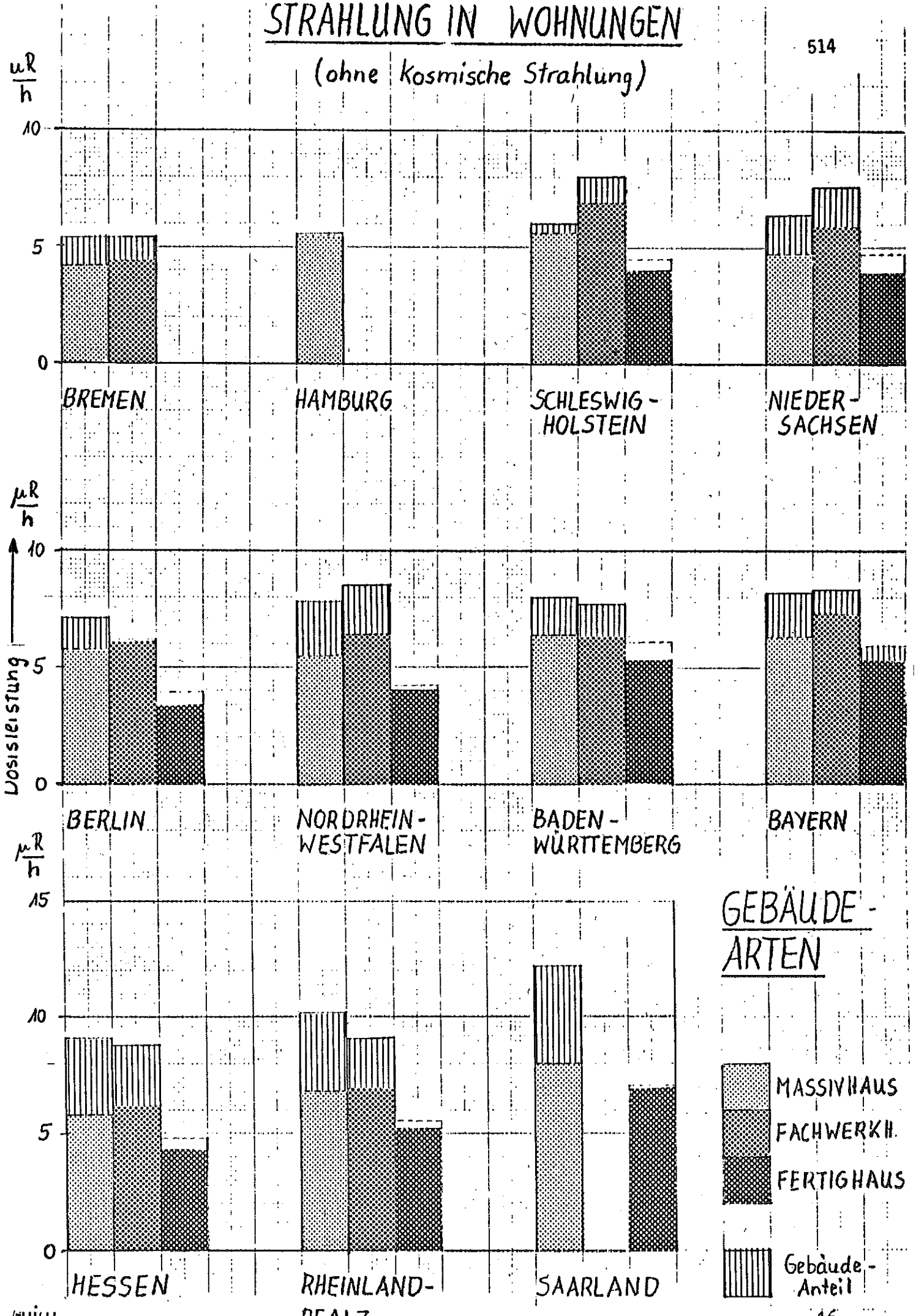

STRAHLUNG IN WOHNUNGEN
(ohne kosmische Strahlung)
µR/h
10
5
0
BREMEN
HAMBURG
SCHLESWIG-HOLSTEIN
NIEDER-SACHSEN
µR/h
10
5
0
Dosisleistung
BERLIN
NORDRHEIN-WESTFALEN
BADEN-WÜRTTEMBERG
BAYERN
µR/h
15
10
5
0
HESSEN
RHEINLAND-PFALZ
SAARLAND
GEBÄUDE-ARTEN
MASSIVHAUS
FACHWERKH.
FERTIGHAUS
Gebäude-Anteil

Abb. 9

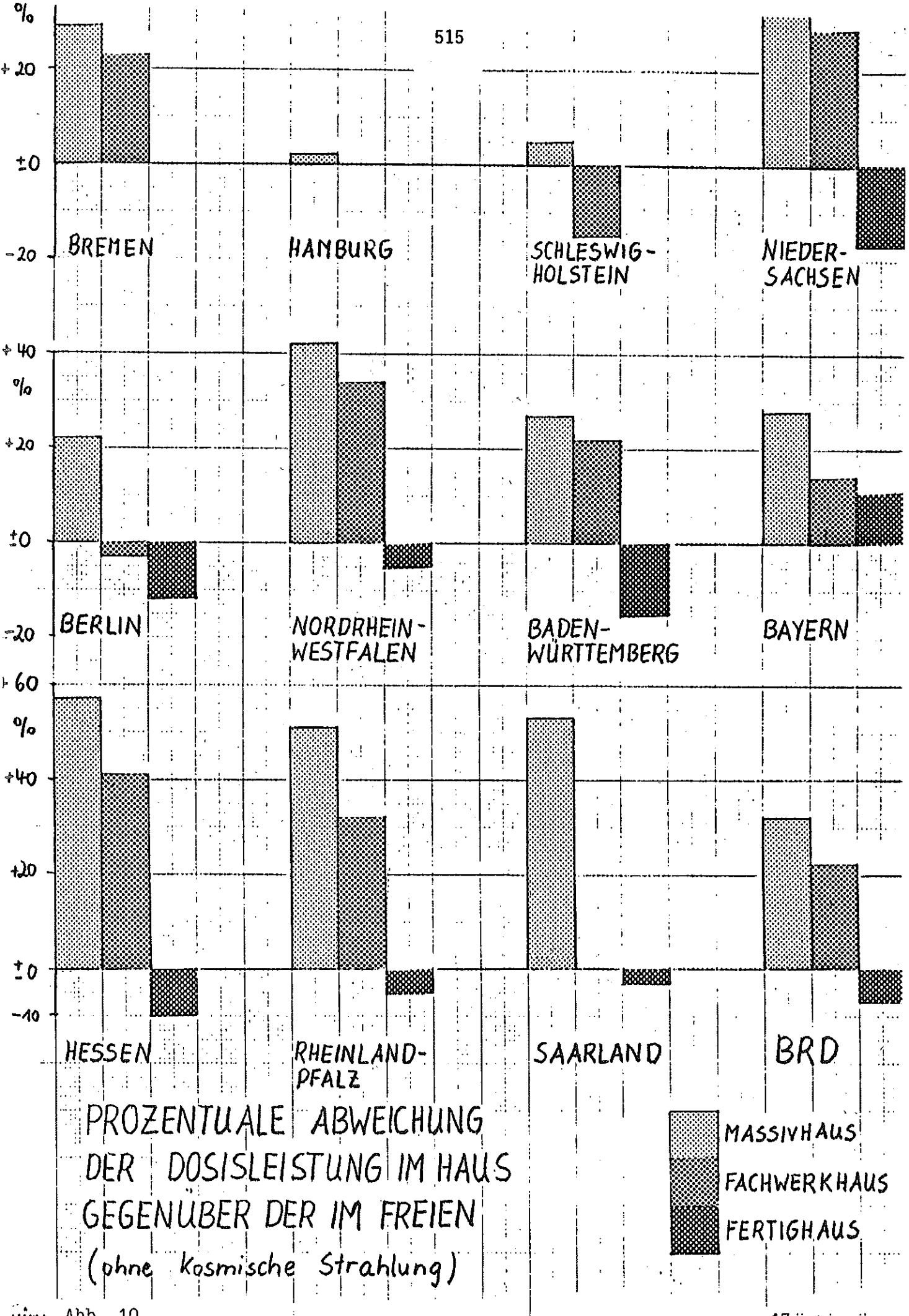
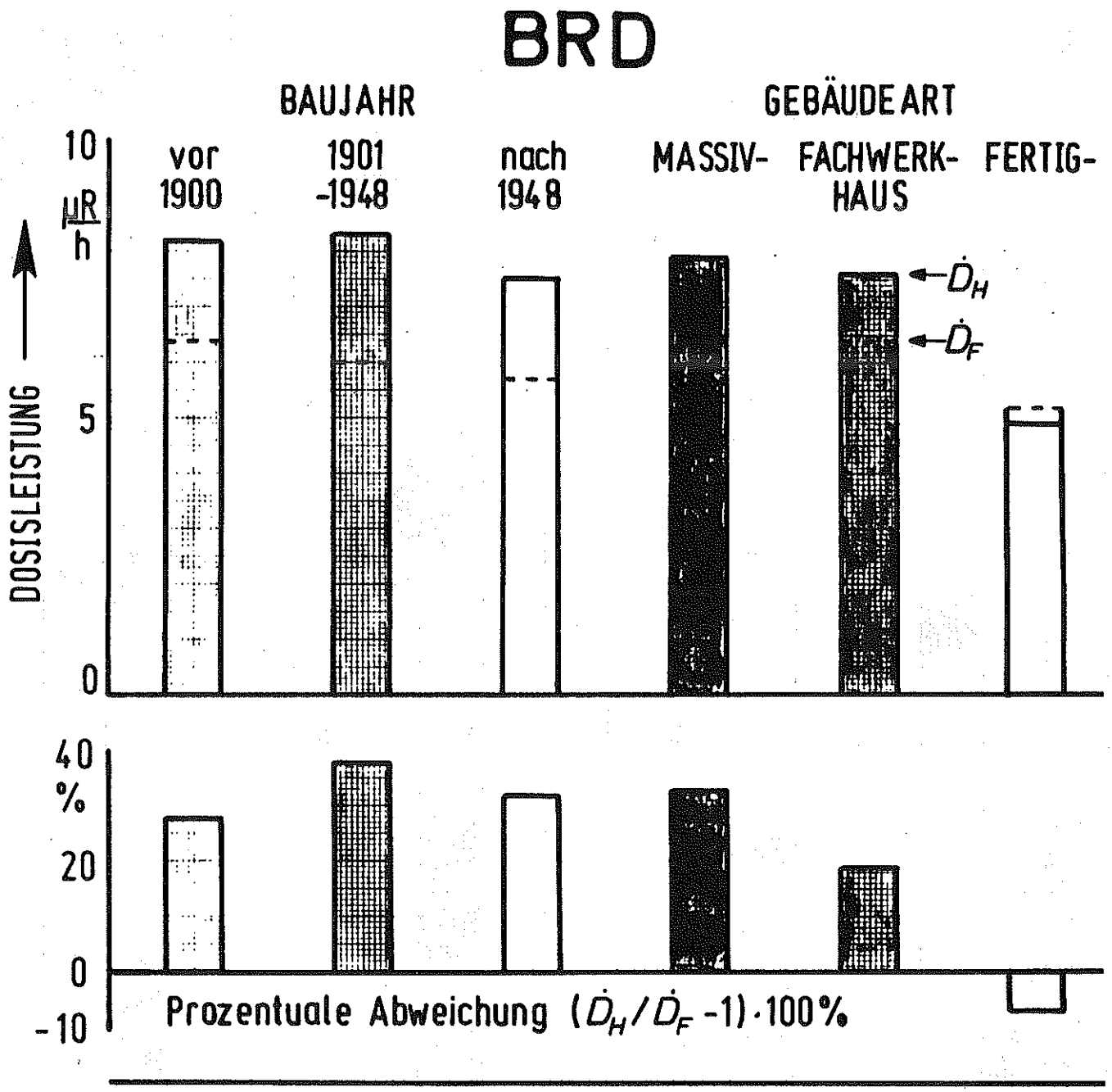

%
+20
±0
-20
BREMEN
HAMBURG
SCHLESWIG-HOLSTEIN
NIEDER-SACHSEN
+40
%
+20
±0
-20
BERLIN
NORDRHEIN-WESTFALEN
BADEN-WÜRTTEMBERG
BAYERN
+60
%
+40
+20
±0
-10
HESSEN
RHEINLAND-PFALZ
SAARLAND
BRD
PROZENTUALE ABWEICHUNG DER DOSISLEISTUNG IM HAUS GEGENÜBER DER IM FREIEN
(ohne Kosmische Strahlung)
MASSIVHAUS
FACHWERKHAUS
FERTIGHAUS

Abb. 10



TERRESTRISCHE STRAHLUNG	52 mrem
ZUSATZBEITRAG DER GEBÄUDE	18 mrem
KOSMISCHE STRAHLUNG	33 mrem
INTERNE STRAHLUNG	20 mrem
SUMME	123 mrem

Abb. 11

die Jahresdosis:

Terrestrische Strahlung:	52 mrem
Zusatzbeitrag der Gebäude:	18 mrem
Kosmische Strahlung:	33 mrem
Interne Strahlung:	20 mrem
Summe	123 mrem

Aus dieser Tabelle ergibt sich, daß die natürliche Strahlenexposition innerhalb von Gebäuden im Mittel etwa 17 % höher ist als im Freien. Da die terrestrische Strahlung bisher mit etwa 60 mrem etwas zu hoch angesetzt wurde, ist der derzeitige Kurswert von 110 mrem/a für die natürliche Strahlenexposition jedoch voraussichtlich nur um 12 % zu erhöhen, wenn man die Aufenthaltszeit im Freien vernachlässigt.

(1) E. Oberhausen, Gefährdung durch natürlich radioaktive Stoffe? Vortrag 4.2

(2) W. Kolb und U. Lauterbach, Das Szintillationsdosimeter PTB 7201 in verbesserter Ausführung Vortrag 4.15

Die Konzentration natürlich radioaktiver Stoffe in Baumaterialien

von H. Schmier

(Vortragsmanuskript Jahrestagung 1974 des Fachverbandes für Strahlenschutz) Helgoland 23. - 28. 9. 1974

Nachdem Herr Oberhausen Ihnen einen Überblick über die Zielsetzung der Arbeitsgruppe "Erhebungsmessungen" gegeben hat und Herr Kolb gerade über die Ergebnisse der Dosisleistungsmessungen berichtet hat, bleibt mir die Aufgabe, die Ergebnisse unserer Messungen über den Gehalt natürlicher radioaktiver Stoffe in Baumaterialien vorzutragen.
Wie schon früher gesagt wurde, konnten dazu 6 der 8 am Gesamtprojekt beteiligten Institutionen Beiträge liefern, nämlich

- die Abteilung für Strahlenhygiene des Bundesgesundheitsamtes, Berlin,
- die Physikalisch-Technische Bundesanstalt, Braunschweig,
- das Institut für Biophysik und Abteilung für Nuklearmedizin und medizinische Physik der Universität des Saarlandes, Homburg/Saar,
- das Institut für Biophysik im Strahlenzentrum der Justus-Liebig-Universität, Gießen,
- das Institut für Strahlenschutz der Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung mbH, Neuherberg bei München,
- die Abteilung für Strahlenschutz und Sicherheit der Gesellschaft für Kernforschung mbH, Karlsruhe.

Um einen Überblick über den Radioaktivitätsgehalt von Baumaterialien zu erhalten, sind wir von der Produktionsstatistik ausgegangen, die dem statistischen Jahrbuch der Bundesrepublik Deutschland entnommen wurde und haben von den wichtigsten Baumaterialien Proben verschiedener Herkunft gemessen. Voraussetzung für eine gemeinsame Auswertung der Meßergebnisse war, daß man sich auf eine gemeinsame Methode einigen mußte. Mit Kalibrierungsvergleichen mußten die Meßergebnisse vergleichbar gemacht werden, damit sie in Gesamtstatistiken ausgewertet werden können. Alle Institutionen ermittelten den Kalium-, Thorium- und Radiumgehalt der Proben ohne chemische Aufarbeitung aus dem Gammaspektrum. Nach 3 Kalibrierungsvergleichen mit Proben unterschiedlichen Gehaltes an natürlichen radioaktiven Stoffen konnte festgestellt werden, daß die Ergebnisse mit einer Genauigkeit von etwa $\pm$ 20 % vergleichbar waren. Diese Übereinstimmung muß bei Messungen im niedrigen Radioaktivitätsbereich als ausreichend bezeichnet werden.

Inzwischen konnte der Gehalt von mehr als 400 Baustoffproben unterschiedlicher Herkunft an natürlichen radioaktiven Stoffen ermittelt werden.

Es erübrigt sich hier, Einzelergebnisse anzugeben, sie werden an anderer Stelle zusammengestellt. Für den hier erforderlichen Überblick wurden Baustoffgruppen gebildet und die Meßergebnisse in komprimierter Form in der folgenden Tabelle zusammengestellt. Neben dem Mittelwert aller Messungen einer Baustoffgruppe ist der kleinste und größte gemessene Wert für die natürlichen radioaktiven Stoffe Kalium, Thorium und Radium angegeben.

Natürliche radioaktive Stoffe in Baumaterialien

Baumaterial	Probenzahl	Kalium (nCi/kg)	Thorium (nCi/kg)	Radium (nCi/kg)
Bausand, Baukies	41	7,5 (<1-18)	0,4 (<0,1-1,1)	0,4 (<0,1-0,8)
Granit, Schiefer	24	33 (1-96)	2 (<0,5-5,2)	3 (<0,5-13)
Lava, Basalt	15	12 (<0,2-25)	1 (<0,2-5,3)	0,9 (<0,2-3,1)
Sandstein, Kalkstein	20	5 (<1 -24)	0,6 (<0,1-1,7)	0,6 (<0,2-1,4)
sonstige Natursteine	18	20 (<1 -55)	1,3 (<0,5-2,8)	1,2 (<0,5-2,4)
Ziegel, Klinker	60	18 (3 -69)	1,7 (<0,5-4,5)	1,7 (0,6-3,1)
Bimsstein, Tuffstein	26	28 (13 -53)	2,9 (1,0-6,6)	2,7 (0,6-5,6)
Schlackensand und-steine	13	14 (5 -31)	3,7 (0,6-8,1)	3,9 (0,6-20)
Zement	24	6 (<1 -15)	1,2 (0,3-5,2)	1,1 (0,3-5,3)
Naturgips	15	2 (<0,2- 5)	<0,3	<0,6
Chemiegips	41	2 (<1 - 8)	<0,4	13 (<0,5-36)
Fliesen u. Wandkeramik	17	12 (5 -31)	2,0 (0,7-5,0)	1,8 (0,6-2,7)
andere Kunststeine	39	13 (<1 -31)	1,2 (<0,2-4,0)	1,1 (<0,2-3,6)
sonstige Zuschlagstoffe u. Putzmaterialien	16	10 (<1 -18)	0,8 (<0,2-1,8)	0,8 (<0,2-1,8)
Rohmaterialien für Baustoffe	36	13 (<1 -47)	5,4 (0,3-27)	3,3 (<0,2-20)

Vergleicht man die Meßergebnisse mit den Richtwerten, die das Leningrader Forschungsinstitut für Strahlenhygiene veröffentlicht hat (1), so ist festzustellen, daß nur bei wenigen Baumaterialien Radioaktivitätswerte gefunden wurden, die über diesen Richtwerten liegen. Die Verwendung von Bausand, Baukies, Lava, Basalt, Sandstein, Zement und Naturgips als Baumaterial dürfte nicht zu einer wesentlichen Erhöhung der Strahlenexposition in Wohn- und Aufenthaltsräumen führen.

Der Kaliumgehalt der übrigen Baumaterialien trägt ebenfalls nicht wesentlich zu einer höheren Strahlenexposition in Wohnungen bei, so daß es gerechtfertigt erscheint, den Kalium-Anteil bei weiteren Überlegungen zu vernachlässigen. Der ad-hoc-Ausschuß "Erhebungsmessungen" hat auf seiner letzten Sitzung die Frage erörtert, ob im Interesse einer praktikablen Anwendung von Richtwerten für den natürlichen Gehalt radioaktiver Stoffe in Baumaterialien eine Summenformel nach russischem Vorbild erforderlich ist. In Anbetracht der Sicherheiten, die den Berechnungen des Leningrader Forschungsinstituts für Strahlenhygiene zugrunde liegen, dürfte es gerechtfertigt sein, einen Richtwert von 10 nCi/kg für den Gesamtgehalt an Radium und Thorium festzulegen. Die zusätzliche Strahlenexposition in Wohnungen dürfte bei Verwendung von Baumaterialien mit einem Radium- und Thoriumgehalt von 10 nCi/kg unter 100 mrem/Jahr liegen. Baumaterialien, deren Gehalt an natürlichen radioaktiven Stoffen unterhalb dieses Richtwertes liegt, sollten ohne Beschränkungen verwendet werden. Materialien, deren Gehalt an Radium und Thorium den Richtwert um das 2,5-fache übersteigen, könnten unter bestimmten Auflagen, die sich nach den Gegebenheiten richten, zugelassen werden. Solche Auflagen könnten, z.B. sein, die Zahl der betroffenen Personen zu beschränken oder die zusätzliche Strahlenexposition in Wohnungen, die mit solchem Material gebaut wurden, auf 100 mrem/Jahr zu beschränken. Eine solche Zulassung setzt voraus, daß neben der Gesamtproduktion des Baumaterials auch die Anwendungsform bekannt ist. So dürften z.B. die Auflagen für die Verwendung von Gipskartonplatten aus Chemiegips mit einer Wandstärke bis zu 12 mm für eine Zulassung als Baumaterial durchaus erfüllbar sein. Materialien mit einem Radium- und Thoriumgehalt von mehr als 25 nCi/kg sollten für den Bau von Wohn- und Aufenthaltsräumen möglichst nicht verwendet werden.

Neben den theoretischen Überlegungen und Berechnungen über die Strahlenexposition von Baumaterialien mit einem erhöhten Gehalt von Radium und Thorium wurden in unserer Abteilung auch Dosisleistungsmessungen an solchen Wänden durchgeführt. In 1 m Abstand von der Mitte einer 10 cm starken Wand (Länge 4 m, Höhe 2,50 m) mit einem Gehalt an Radium und Thorium von ca. 12 nCi/kg wurde eine Erhöhung der Umgebungsstrahlung von ca. 8 µR/h gefunden. Dies entspricht einer zusätzlichen jährlichen Strahlenexposition von etwa 70 mr/Jahr. Direkt an der Wand

betrug die Erhöhung ca. 15 µR/h, was einer zusätzlichen Jahresexposition von etwa 130 mrem entspricht. In der Ecke eines Raumes, bestehend aus 2 Wänden mit dem gleichen Material haben wir eine zusätzliche Strahlenexposition von etwa 20 µR/h gemessen.

Aufgrund der für die Bundesrepublik vorliegenden ca. 400 Messungen über den Radioaktivitätsgehalt in Baumaterialien, den ca. 30 000 Dosisleistungsmeßwerten von Wohnungen und den ca. 25 000 Dosisleistungsmessungen im Freien, ist in der folgenden Tabelle der Einfluß des Radioaktivitätsgehaltes der Baumaterialien auf die zusätzliche Strahlenexposition in Wohnungen dargestellt. Eine schon früher versuchte Zuordnung wird damit weitgehend bestätigt (2).

Einfluß der Baumaterialien auf die Höhe der Umgebungsstrahlung in Wohngebäuden

Baumaterial	%-Anteil an Wohngebäuden	Radioaktivitätsgehalt	zusätzliche Strahlenexposition (mrem/a)
Holz, Kunststoff, Naturgips	ca. 3	sehr niedrig	-20* bis 0
Kalkstein, Sandstein	ca. 10	niedrig	0 bis 10
Ziegel, Beton	ca. 70	mittel	10 bis 30
Bimsstein, Chemiegips	ca. 15	höher	30 bis 100
Schlackenstein, Granit	ca. 2	sehr hoch	100 bis 200

*) Durch Abschirmung der Umgebungsstrahlung kann die Strahlenexposition im Gebäude niedriger sein als im Freien.

Wir sind uns im ad hoc-Ausschuß "Erhebungsmessungen" einig darüber, daß die Frage der Verwendung von Baumaterialien mit höherem Gehalt an radioaktiven Stoffen einer Lösung möglichst auf übernationaler Ebene bedarf und sind bereit, dazu unseren Beitrag zu einer vernünftigen Regelung zu leisten. Wir sind uns aber auch darüber klar, daß man nicht tatenlos zusehen kann, wenn sich der Beitrag eines Teiles unserer Strahlenexposition, nämlich der durch technisch erzeugte Baustoffe,

sehr stark erhöht, auch wenn durch die Verwendung von industriellen Abfallprodukten damit umweltfeindliche Halden beseitigt werden.

1) KRISIUK, E.M. et.al.:

A Study of Radioactivity of Building Materials;
Ministry of Public Health of the RSFSR, Leningrad Research Institute for Radiation Hygiene, Leningrad (1971)

2) KELLER, G., SCHMIER, H. und W. SEELENTAG jr.:

Externe Exposition durch terrestrische Strahlung in Gebäuden (Baustoffe) in "Die natürliche Strahlenexposition des Menschen";
herausgegeben von K. Aurand et.al.,
Georg Thieme Verlag Stuttgart 1974 S 70 - 79

Radioaktivität und Strahlenbelastung durch keramische Wandverkleidungen mit uranhaltiger Farbglasur

F. Ludwieg und H. Kunz

Zentralstelle für Sicherheitstechnik, Düsseldorf, Gurlittstr. 53a

1. Einführung

Die Oxide des Urans zeigen unterschiedliche auffällige Farben mit hoher Temperaturbeständigkeit. Schon vor über hundert Jahren wird daher über die Verwendung von Uran zur Herstellung von Farbglasuren berichtet. Solche Farbglasuren benötigt die keramische Industrie zur Färbung von Porzellan- und Keramikerzeugnissen. Um die Jahrhundertwende wurde die Radioaktivität des Urans entdeckt, aber erst im vergangenen Jahrzehnt werden erste Untersuchungen über die mögliche Strahlenbelastung bei Verwendung von Gebrauchswaren und Wandverkleidungen mit uranhaltigen Farbglasuren durchgeführt (1,2).

Im Jahre 1971 wurde durch Zufall in Nordrhein-Westfalen in einem 1o Jahre vorher erbauten Einfamilienwohnhaus eine mit uranhaltigen Fliesen verkleidete Wandfläche entdeckt (Größe 25 m^2). Nachforschungen ergaben, daß die gleichen Fliesen in einer benachbarten Stadt zur Verkleidung der Außenwand einer städtischen Badeanstalt (Südbad Oberhausen) verwandt worden waren.

In den folgenden Abschnitten wird über Untersuchungen berichtet, die Auskunft über die Zusammensetzung und Intensität der von diesen Fliesen ausgesandten Strahlung und die Höhe der gemessenen Dosisleistung geben.

2. Untersuchungen und Meßergebnisse

2.1 Beschreibung der Keramik-Fliesen

Die untersuchten Fliesen besitzen eine Größe von 24 x 5 cm und eignen sich zur Verkleidung von Innen- und Außenwänden. Die Oberflächenfarbe ist rot bis rotbraun (nach Herstellerangaben "tomatenrot"). Die uranhaltige Glasurschicht der 12 mm starken Fliesen besitzt eine Stärke von o,1 mm.

Durch Messung der von einer Fliesenprobe ausgesandten Gammastrahlung (mit Aufnahme eines Gammaspektrums) ergab sich beim Vergleich mit einer bekannten Uranprobe gleicher Form und Zusammensetzung ein Uranauftrag von 4,o mg/cm^2 (mit einer Abweichung von ± 15% bei verschiedenen Fliesen). Bei einer angenommenen Dichte der Glasur von 2,5 g/cm^3 (2) entspricht dieses einem Urangehalt von 16 Gewichtsprozenten in der o,1 mm dicken Farbglasur.

2.2 Zusammensetzung der Radioaktivität

Zur Herstellung der für Glasuren benötigten Farbkörper wird von reinen Uranverbindungen ausgegangen, die an Radioaktivität neben den drei Uranisotopen (U238, U235 und U234) nur noch die nach der Abtrennung des Urans sich wieder nachbildenden kurzlebigen Folgeprodukte dieser Uranisotope enthalten. In der Zerfallsreihe des U238 ist dieses Thorium 234 und Protactinium 234, in der U235-Zerfallsreihe bildet sich Thorium 231 nach. Diese kurzlebigen Radionuklide befinden sich 6 Monate nach der chemischen Abtrennung des Urans wieder im radioaktiven Gleichgewicht mit ihren langlebigen Mutternukliden.

Die Tabelle 1 gibt Auskunft über die Halbwertszeit und Strahlung der in den uranhaltigen Fliesen vorhandenen Radionuklide.

2.3 Isotopenzusammensetzung des Urans

Bis zum 2. Weltkrieg enthielt Uran stets die Uranisotope in ihrer natürlichen Zusammensetzung (natürliches Uran). Nach dem 2. Weltkrieg wurde für die nichtkerntechnische Verwendung überwiegend das preisgünstigere an U235 verarmte Uran benutzt, das aus den USA eingeführt wurde. Dieses aus den Diffussionsanlagen stammende Abfalluran besitzt im Vergleich zum natürlichen Uran einen verminderten Gehalt an U235 und auch U234 (abgereichertes Uran).

Die gammaspektrometrische Untersuchung einer Fliesenprobe und einer Probe Uran mit natürlicher Isotopenzusammensetzung mittels eines Ge(Li)-Halbleiterdetektors zeigte, daß bei der Herstellung der Fliesen abgereichertes Uran verwendet wurde (siehe Abb. 1). Aus den Peaknettoraten der Gammalinien bei 92 und 185 keV ergibt sich, daß der U235-Gehalt des Urans in der Fliese bei der Abreicherung auf 31,5% vermindert wurde und das Uran folglich nur noch o,22 Gewichtsprozente U235 enthält (o,71% bei natürlichem Uran).

Da U234 keine Gammastrahlung abgibt, läßt sich sein Gehalt im Uran nur durch eine alphaspektrometrische Bestimmung ermitteln. Hierzu wurde aus der Glasur der Fliese das Uran chemisch rein abgetrennt, und bei einem Flächengewicht von ca. o,2 mg/cm^2 im evakuierten Gefäß mit einem Si-Halbleiterdetektor ein Alphaspektrum aufgenommen. Der Vergleich mit einer entsprechenden Probe natürlicher Isotopen-Zusammensetzung (nuklearreines Uranoxid der Firma Merck) ergab für das Uran in der Fliese eine Verminderung des U234-Gehaltes auf 15,5% (siehe Abb. 2).

2.4 Die Strahlung des Urans

Im natürlichen Uran ist das Aktivitätsverhältnis von U238 zu U234 zu U235 gleich loo zu loo zu 4,55 (U238 und U234 befinden sich im radioaktiven Gleichgewicht). Für das Uran in den untersuchten Fliesen ergibt sich nach den ermittelten Abreicherungswerten ein Aktivitätsverhältnis von loo zu 15,5 zu 1,4. Die aus diesen Zahlen berechneten Aktivitätsgehalte vom natürlichen und abgereicherten Uran sind in der Tabelle 2 angegeben.

Aus den Angaben in Tab. 1 und 2 kann die Intensität der Strahlung von Uran berechnet werden. Die errechneten Werte sind für natürliches und abgereichertes Uran in der Tabelle 3 zusammengestellt. Sie gelten für einen Zeitraum von o,5 bis 5oo Jahre nach der chemischen Abtrennung des Urans. Erst danach bilden sich andere Radionuklide der Uran-Zerfallsreihen in merklichen Mengen nach.

Infolge Selbstabsorption wird die Alphastrahlung praktisch vollständig in der o,1 mm dicken Farbglasur absorbiert. Auch die Konversionsstrahlung und die energiearme Betastrahlung (Maximalenergie unter o,3 MeV) wird so stark geschwächt, daß nur noch ein unbedeutender Anteil aus der Oberfläche austritt. Kaum geschwächt (um 8%) wird dagegen die energiereiche Betastrahlung des Pa234 mit einer Maximalenergie von 2,3 MeV (siehe Abb. 3).

Bei Messung mit einem tragbaren Großflächenzähler zum Nachweis von Kontaminationen (effektive Fensterfläche loo cm^2) ergeben sich dadurch an der Oberfläche einer solchen uranhaltigen Fliesenwand sehr hohe Impulsraten (loo ooo Imp./Min. bei einem normalen Untergrund des Meßgerätes von 4oo Imp./Min.).

Die energiereiche Betastrahlung des Pa234, die in Luft eine Reichweite von 8 m besitzt, ist es auch, die die im folgenden Abschnitt angegebenen beachtlichen Betadosisleistungen verursacht. Anzumerken ist noch, daß nach Tab.3 diese Betastrahlung bei natürlichem und abgereichertem Uran die gleiche Intensität besitzt.

2.5 Dosisleistung

Messungen der Dosisleistung wurden in verschiedenen Abständen von einer Wand durchgeführt, die mit den uranhaltigen Fliesen verkleidet war (Südbad Oberhausen). Die Meßwerte sind in Tab. 4 angegeben. Die Betadosisleistung erreichte in o,1 m Abstand 4 mrem/h, in 1 m Abstand wurden noch 1,5 mrem/h gemessen. Eine Gammadosisleistung ist dagegen nicht eindeutig nachzuweisen. Der Meßwert liegt in o,1 m Abstand bereits unter 5 μrem/h (nach Abzug des Untergrundes) und damit im Bereich der örtlichen Schwankungen des Untergrundes von ca, 8 bis 12 μrem/h.

3. Strahlenbelastung

In dem im 1. Abschnitt erwähnten Einfamilienhaus ist eine Wand des Treppenaufganges vom Kellergeschoß bis zum Obergeschoß durchgehend mit den untersuchten uranhaltigen Fliesen verkleidet. Die an der Wand hochführende Treppe liegt daher im Strahlungsbereich, und die Messungen ergaben auf der Treppe Betadosisleistungen von 1 bis 3 mrem/h.

Bei einer angenommenen täglichen Aufenthaltszeit von 2o Minuten auf der Treppe ergeben sich für die Bewohner des Hauses bei einer gemittelten Dosisleistung von 2 mrem/h und unter Berücksichtigung der Tatsache, daß nur jeweils eine Körperseite der Bestrahlung ausgesetzt ist, Strahlenbelastungen von etwa 12o mrem pro Jahr.

Für im Haus getragene Kleidung kann ein Flächengewicht von 3o-7o mg/cm^2 angenommen werden. Da für die Messungen der Dosisleistung ein Proportionszählrohr mit einer Wandstärke von 5o mg/cm^2 benutzt wurde, ist ein Abschirmeffekt der Kleidung praktisch bereits berücksichtigt. Ohne Vorfilterung, z.B. bei unbedeckter Haut, würden sich die in Tab. 4 angegebenen Betadosisleistungen um etwa 3o% erhöhen.

Hervorzuheben ist, daß die von den uranhaltigen Fliesen ausgesandte Betastrahlung im Körper nur eine Reichweite von maximal 1o mm besitzt. Die abgeschätzte Strahlenbelastung von 12o mrem pro Jahr gilt daher nur für die Körperoberfläche. Mit zunehmender Eindringtiefe fällt die Betadosis etwa exponentiell ab, in 1,2 mm Tiefe würde sie nur noch 5o% und in 3,6 mm Tiefe noch 1o% der Oberflächendosis betragen.

Versuche über die Abriebfestigkeit der Fliesenoberfläche ergaben, daß diese sehr hoch ist. Mit handelsüblichen Reinigungsmitteln war keine nachweisbare Aktivität von den Fliesen abzureiben. Die Möglichkeit einer Kontamination oder Inkorporation bei der Reinigung uranhaltiger Fliesenwände kann daher ausgeschlossen werden.

4. Folgerungen und Zusammenfassung

Aus den Untersuchungen geht hervor, daß die Verwendung uranhaltiger Glasuren für keramische Wandverkleidungen zu einer erhöhten Strahlenbelastung führen kann. Berücksichtigt man, daß solche Wandverkleidungen (Fliesen) auch in Badezimmern und Küchen vorhanden sein können, so ergeben sich hier durch längere Aufenthaltszeiten in der Nähe dieser Wände wesentlich höhere Strahlenbelastungen als im vorhergehenden Abschnitt angegeben. Mit Strahlenbelastungen der Haut bis zu 1ooo mrem pro Jahr und mehr ist zu rechnen.

Unbekannt ist die Größe des Personenkreises, der hierdurch einer erhöhten Strahlung ausgesetzt wird. Einen Hinweis gibt der Verbrauch an abgereichertem Uran zur Herstellung von Farbkörpern (Pigmenten) für die keramische Industrie. Von Wachsmann (1) wurde vor etwa 1o Jahren für die BRD ein Verbrauch von ca. 1ooo kg Uranoxid pro Jahr geschätzt. Diese Menge würde ausreichen, um jährlich in 1ooo bis 2ooo Wohnungen ein Badezimmer oder eine Küche mit uranhaltigen Fliesen zu verkleiden. Durch derartige Fliesen dürfte daher auch heute noch eine erhebliche Zahl von Personen in ihren Wohnungen - ohne es zu wissen - einer erhöhten Strahlenbelastung ausgesetzt sein.

Nach der 1. Strahlenschutzverordnung (3) bedarf nach § 11 Abs. 1 Nr. 2 einer Genehmigung nicht, wer uranhaltige glasierte keramische Gegenstände lagert, verwendet oder beseitigt, wenn die Glasur nicht mehr als 2o vom Hundert der Gewichtes natürliches oder abgereichertes Uran enthält. - Bei den in diesem Bericht untersuchten Keramik-Fliesen be-

trug der Urangehalt in der Glasur 16%. Fliesen mit diesem Urangehalt könnten daher auch heute noch, wenn der Hersteller innerhalb des Betriebes die erforderlichen Strahlenschutzbestimmungen einhält, ohne Kennzeichnung in beliebigen Mengen für alle möglichen Verwendungen hergestellt und frei verkauft werden.

Hier stellt sich die Frage, ob in die Erste Strahlenschutzverordnung nicht ergänzend ein Abschnitt eingefügt werden sollte, der die Verwendung von Uran bei der Herstellung keramischer Baustoffe wesentlich stärker begrenzt als dieses für einzelne keramische Gebrauchswaren geringer räumlicher Ausdehnung (z.B. Porzellanartikel) angebracht ist. Aus den Untersuchungen geht hervor, daß sonst in Wohnungen Dosisleistungen auftreten können, die in o,1 m Abstand von der Wand das Vierzigfache des Wertes erreichen, der in der 1.StrlSchV für Uhren, elektronische Bauteile und bauartgeprüfte Vorrichtungen als höchstzulässig festgesetzt wurde (o,1 mrem/h in o,1 m Abstand).

5. Literatur

(1) Bericht von Prof. Wachsmann, Erlangen, an das Bundesministerium für wissenschaftliche Forschung: "Untersuchungen über die Strahlenbelastung durch weitverbreitete radioaktive Strahler kleiner Aktivität", Bericht vom Aug. 1963.

(2) Bundesgesundheitsamt, Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Berlin-Dahlem: "Gutachtliche Stellungnahme zur Frage der Strahlenbelastung durch die Verwendung von Urangläsern und Uranfarben in der Technik", Stellungnahme vom 1.1o.1962

(3) Erste Verordnung über den Schutz vor Schäden durch Strahlen radioaktiver Stoffe (Erste Strahlenschutzverordnung) in der Fassung vom 15. Okt. 1965.

Tab. 1: Die in reinen Uranverbindungen vorhandenen Radionuklide und ihre Strahlung

Nuklid	Halbwertzeit	Korpuskularstrahlung Energie (MeV)	Korpuskularstrahlung Intensität (%)	Gammastrahlung Energie (keV)	Gammastrahlung Intensität (%)	sonstige Angaben
Zerfallsreihe des U238						
U238	$4{,}5 \cdot 10^9$ J.	α 4,15	23	48	~ 0	~ 23% Konversion
		4,20	77			
Th234	24,1 Tage	β^- 0,1-0,2	100	63	~ 3	
				92	~ 6	
Pa234	1,18 Min.	β^- 2,3	~ 100	765	~ 0,2	
				1000	~ 0,7	
U234	$2{,}5 \cdot 10^5$ J.	α 4,72	27	51	~ 0	~ 27% Konversion
		4,77	73			
Zerfallsreihe des U235						
U235	$7{,}1 \cdot 10^8$ J.	α 4,18-4,37	90	143	12	
		4,52-4,56	10	185	55	
Th231	25,6 St.	β^- 0,14-0,30	100	84	10	

Tab. 2: Aktivitätsgehalt von natürlichem Uran und vom abgereicherten Uran der untersuchten Keramikfliesen

Nuklid	Aktivität in pCi pro mg Uran	
	natürliches Uran	abger. Uran in Fliese
U238	330	330
Th234	330	330
Pa234	330	330
U234	330	51
U235	15	4,6
Th231	15	4,6

Tab. 3: Die Strahlung vom natürlichen und abgereicherten Uran

Strahlungsart	Quellstärke pro Sek. und mg Uran	
	natürl. Uran	abger. Uran
Betastrahlung (E_0 = 2,3 MeV)	12,2	12,2
Betastrahlung (E_0 < 0,3 MeV)	12,8	12,4
Konv.-Elektronen (< 0,1 MeV)	~ 6,1	~ 3,3
Gammastrahlung	~ 1,7	~ 1,4
Alphastrahlung	25,0	14,3

Tab. 4: Messungen der Dosisleistung vor einer mit uranhaltigen Fliesen verkleideten Wand (Urangehalt der Glasur 4 mg/cm^2 Fläche)

Abstand von der Wand	Betadosisl.+) mrem/h	Gammadosisl.++) mrem/h
0,1 m	4,0	~ 0,015
0,5 m	2,6	-----
1 m	1,5	-----
2 m	0,6	-----
4 m	0,1	-----
∞ (Untergrund)	0,02	0,008 - 0,012

+) Meßgerät: TOL/E mit Proportionalzählrohr, Wandstärke 0,5 mm Kunststoff

++) Meßgerät: Szintomat mit insgesamt 10 mm Kunststoff-Abschirmung

ABB. 1: GAMMASPEKTRUM VON NATÜRLICHEM URAN UND VOM ABGEREICHERTEN URAN IN DER FARBGLASUR DER FLIESEN, ANGABE DER ENERGIEN IN KEV

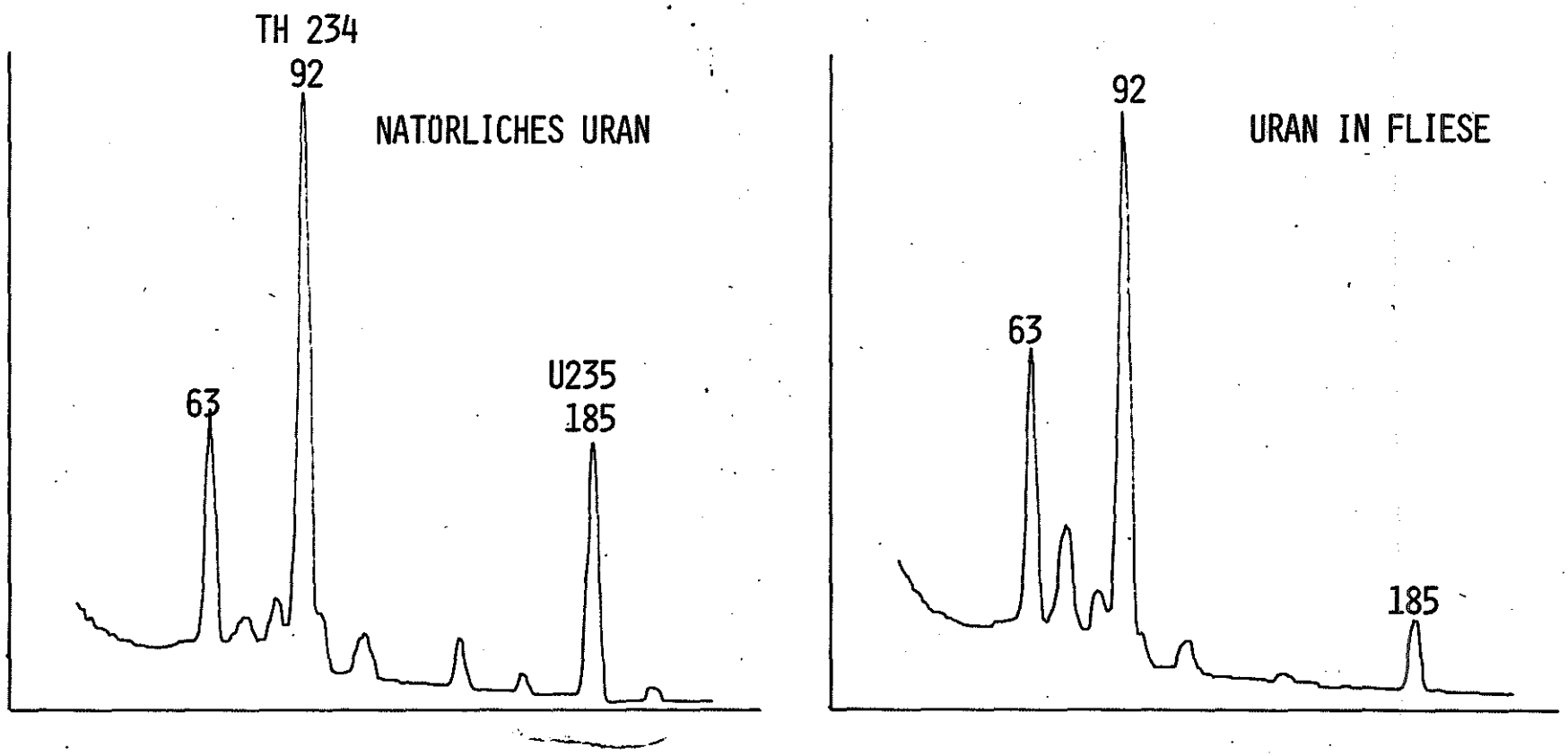


ABB. 2: ALPHASPEKTRUM VON NATÜRLICHEM URAN UND VOM ABGEREICHERTEN URAN AUS DER GLASUR DER FLIESEN, ANGABEN DER ENERGIEN IN MEV.

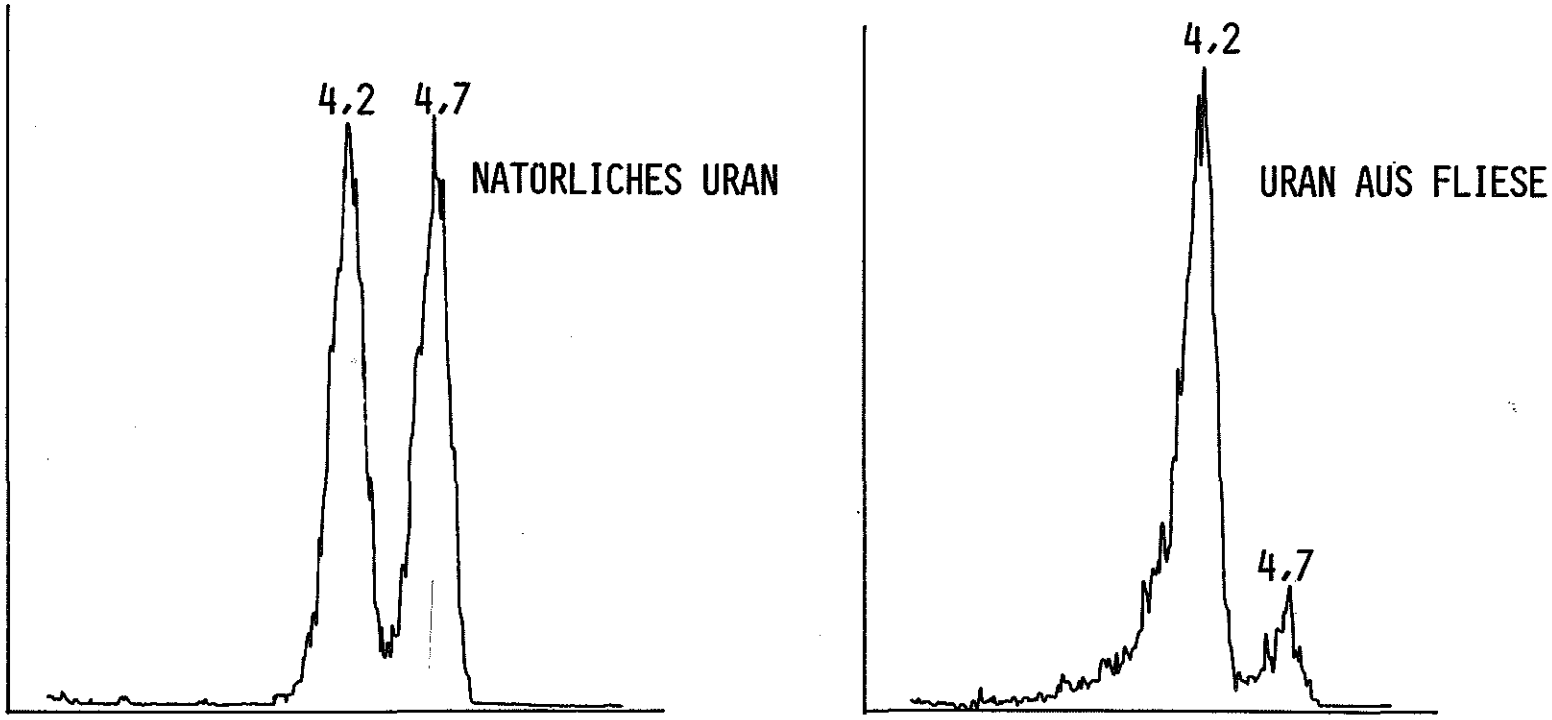
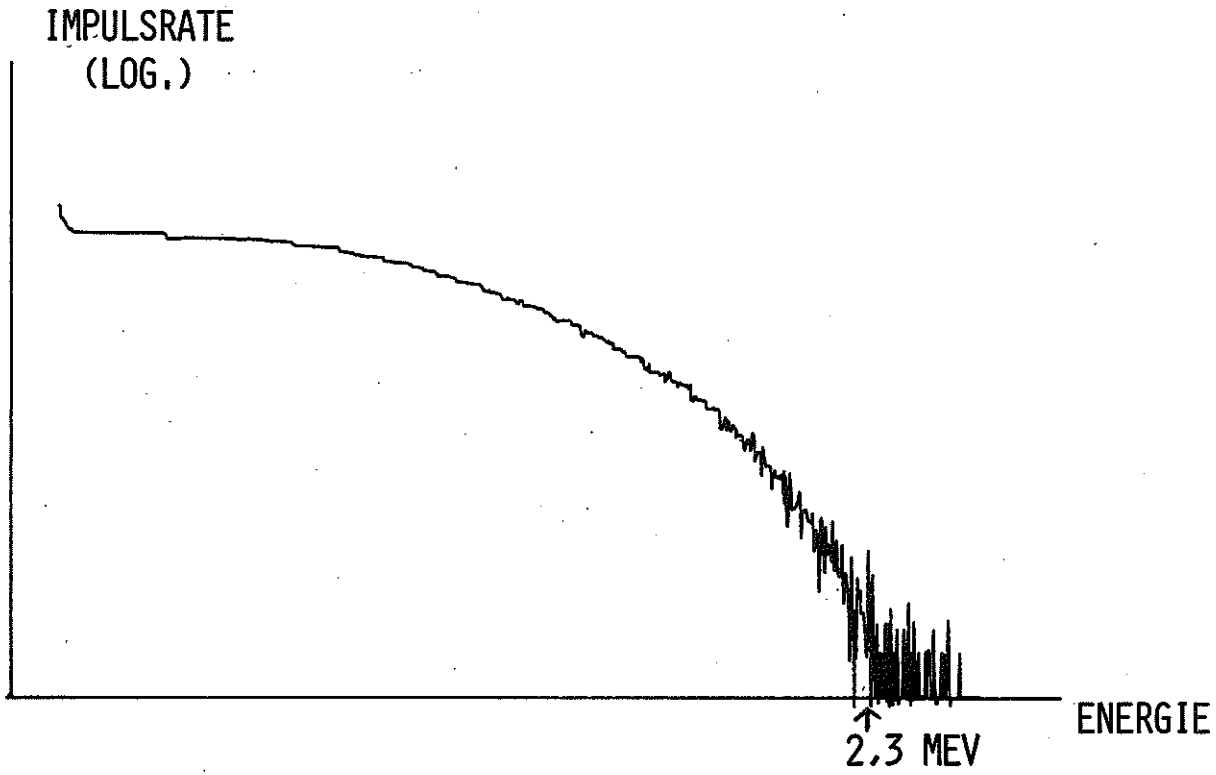


ABB. 3: SPEKTRUM DER AUS DER FLIESENOBERFLÄCHE AUSTRETENDEN BETASTRAHLUNG. AUFNAHME MIT EINEM PLASTIKSZINTILLATOR VON 19 MM DICKE.



Gehalt an natürlichen radioaktiven Stoffen in Phosphatdüngemitteln und ihr Beitrag zur Strahlenbelastung der Bevölkerung

H. Pfister und H. Pauly

Institut für Physikalische und Medizinische Strahlenkunde
der Universität Erlangen-Nürnberg
(Direktor: Prof.Dr.med. Dr.phil.nat. H. Pauly)

1. Einleitung

Mineralische Phosphatdüngemittel werden in der Landwirtschaft in großen Mengen angewendet zur Erhöhung und Ergänzung des Nährstoffgehalts des Bodens und spielen über die dadurch möglichen Steigerungen des Ernteertrages und der Nahrungsmittelqualität eine große Rolle für die Welternährungslage. Die Weltjahresproduktion an Phosphatdüngemitteln war im Jahre 1962 schon auf knapp 11.5 Mill. t P_2O_5 angestiegen [1] und hat seither weiter zugenommen. In der BRD betrug der Verbrauch im Wirtschaftsjahr 1972/73 0.9 Mill. t P_2O_5 [2].

Der größte Teil der in Phosphatdüngemitteln verarbeiteten Phosphate - in der BRD etwa 70% [1] - stammt aus Rohphosphatlagerstätten; der Rest wird aus der bei der Eisenverhüttung produzierten Thomasschlakke hergestellt.

Die in der BRD hauptsächlich verarbeiteten Rohphosphate kommen aus den großen sedimentären Phosphoritlagern in Nordafrika und den USA (Florida). Diese Lagerstätten marinen Ursprungs entstanden im Tertiär durch physikalisch-chemische und vor allem biologische Anreicherung und Ablagerung des durch Verwitterung aus Eruptivgesteinen ausgelaugten primären Apatits (Calciumfluoridphosphat) [3]. Bei der Ablagerung reicherte sich das in Form von Uranylkomplexen im Meerwasser gelöste Uran in den Phosphatsedimenten an [4]. Daher enthalten die sedimentären Rohphosphate relativ hohe Anteile an Uran [5]. Ihr Urangehalt ist teilweise so hoch, daß Uran als Nebenprodukt bei der Rohphosphatverarbeitung gewonnen wird, wie z. B. in Florida

und in den westlichen USA [6]. Mit den Rohphosphaten gelangt Uran und seine Folgeprodukte in die Phosphatdünger. Gleicher Herkunft ist der Radiumgehalt technisch hergestellten Gipses.

Angesichts der großen Mengen jährlich verwendeter Phosphatdüngemittel und ihrer Verteilung praktisch über die gesamte landwirtschaftlich genutzte Fläche in der BRD - das sind 55 % der Gesamtfläche - gewinnt die Frage an Bedeutung, in welchem Maße radioaktive Stoffe in Phosphatdüngemitteln zur Strahlenbelastung der Bevölkerung beitragen. Außer Uran und seinen Folgeprodukten kommen noch Thorium mit seinen Folgeprodukten und, in den Mehrnährstoffdüngern, ^{40}K in Betracht. Mehr als die Hälfte der 1.2 Mill. t K_2O, die jährlich in der BRD als Kalidüngung ausgebracht werden, werden in Form von Mehrnährstoffdüngern zusammen mit Phosphaten angewendet [2].

Der vorliegende Bericht beschränkt sich auf eine Abschätzung des Beitrags der natürlichen radioaktiven Stoffe in Phosphatdüngemitteln zur externen Strahlenbelastung. Dazu wurde zunächst der Radium-, Thorium- und ^{40}K-Gehalt von kommerziellen Phosphatdüngern mittels Gammaspektrometrie bestimmt.

2. Radium-, Thorium- und ^{40}K-Aktivitätskonzentrationen in Phosphatdüngemitteln

2.1 Methodik

Als Detektoren verwendeten wir einen 3"x3"-NaJ(Tl)-Kristall (SCINTIBLOC 76 Sp 76 mit Grundsonde FHT 660 B 3, Frieseke & Hoepfner) oder einen Ge(Li)-Halbleiter-Detektor mit einem aktiven Volumen von etwa 150 cm^3 (HARSHAW ACO 33). Die Abschirmung bestand aus 10 cm Blei allseitig.

Die Aufnahme der Gammaspektren im Energiebereich von 0.05 bis 3.0 MeV erfolgte mit einem 400 Kanal-Impulshöhenanalysator (FHT 400, Frieseke & Hoepfner) oder mit einem Vielkanal-Rechen-und-Analysier-

system ELVIRA 4-16 E (Frieseke & Hoepfner).

Die Düngemittelproben befanden sich in Aluminium-Ringbechern mit einem Fassungsvermögen von maximal 1.5 l. Die Meßzeiten betrugen bis zu 1500 Minuten.

Die Spektren wurden entweder graphisch nach Aufzeichnung mit einem Linienschreiber (Servogor, METRAWATT) oder direkt über die im ELVIRA-System integrierte Recheneinheit PDP 8/e ausgewertet. Als Auswertmethode verwendeten wir die Peakintegration nach Compton-Untergrund-Subtraktion, deren Genauigkeit zwar relativ begrenzt ist, sich für die vorliegenden Untersuchungen jedoch als ausreichend erwies.

Zur relativen Aktivitätseichung wurde zunächst die Energieabhängigkeit der relativen Photopeak-Efficiency bei verschiedenen Füllhöhen im Ringbecher über die Auswertung der ^{214}Bi-Peaks von Düngemittelproben relativ hoher, aber unbekannter Aktivitätskonzentration bestimmt. Anschließend wurde mit festen KCl-Proben die Photopeak-Efficiency für die Energie des ^{40}K-Peaks bei 1.461 MeV in Abhängigkeit von der Füllhöhe ermittelt. Aus beiden Eichmessungen erhält man im Energiebereich von etwa 0.5 bis 3.0 MeV die Photopeak-Efficiency in Abhängigkeit von der Energie als doppellogarithmische Ausgleichsgerade für jede Füllhöhe. Zur Aktivitätsbestimmung in den Meßproben wurde für Radium mindestens je ein niederenergetischer und ein hochenergetischer ^{214}Bi-Peak - in der Regel die Peaks bei 0.6094 und 1.7647 MeV -, für Thorium der ^{208}Tl-Peak bei 2.615 MeV und für ^{40}K der 1.461 MeV-Peak ausgewertet. Dabei wurde für die Radium- und Thorium-Zerfallsreihe radioaktives Gleichgewicht in den Düngemittelproben angenommen. Eine vorläufige Überprüfung ergab, daß diese Vorausetzung nicht für alle Phosphatdüngemittel mit hinreichender Genauigkeit erfüllt ist. Wir halten die Radiumaktivitätsbestimmung unter Verwendung dieser Annahme bei der vorliegenden Untersuchung dennoch für gerechtfertigt: Da zur äußeren Strahlenbelastung durch Radium und seine Folgeprodukte fast ausschließlich das ^{214}Bi-Isotop beiträgt, kann die Abschätzung der externen Strahlenbelastung von dem ^{214}Bi/^{226}Ra-Aktivitätsverhältnis ausgehen, wie

es in den zum Verkauf und zur Anwendung gelangenden Phosphatdüngemitteln vorliegt. Die im folgenden angegebenen Radium-Aktivitätskonzentrationen sind also als "Äquivalentwerte" anzusehen, die bei Vorliegen von radioaktivem Gleichgewicht die gleiche externe Strahlenbelastung wie die gemessenen Proben ergäben.

Die Genauigkeit der Meßmethode wurde über eine Inkrementmethode mit KCl und durch Vergleich der Ergebnisse mit der sich aus der Bruttozusammensetzung von Mehrnährstoffdüngern berechnenden ^{40}K-Soll-Aktivitätskonzentration zu ± 10 % bestimmt.
Die Nachweisgrenze betrug bei Verwendung des Ge(Li)-Detektors und einer Meßzeit von 1000 Minuten 0.1 nCi/kg für ^{40}K, 0.05 nCi/kg für Thorium und 0.02 nCi/kg für Radium. Bei den Messungen mit dem NaJ-Detektor lagen die Nachweisgrenzen - bei sonst gleichen Bedingungen - etwa um den Faktor 8 höher.
Die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse lag - einschließlich der vorkommenden Unterschiede von Füllhöhe, Probenkonsistenz (gemahlen oder gekörnt) und chemischer Zusammensetzung - bei ± 10 %.

Die Abbildungen 1 und 2 zeigen typische Gammaspektren von Phosphatdüngemitteln, gemessen mit dem NaJ- bzw. Ge(Li)-Detektor. Beide Spektren sind auf eine Meßzeit von 1000 Minuten und eine Probenmenge von 1 kg normiert.

2.2 Ergebnisse

Insgesamt haben wir Messungen an 62 kommerziellen Phosphatdüngemittel durchgeführt. Die Proben wurden uns von den Herstellern zur Verfügung gestellt. In Tabelle 1 sind die Aktivitätskonzentrationen von Radium, Thorium und ^{40}K in einigen Einnährstoff-Phosphatdüngern und zum Vergleich die Werte für eine Probe unverarbeitetem Marokko-Rohphosphats angegeben. Mit Ausnahme des Triple-Superphosphates und des Rhenaniaphosphates zeigen die aus Rohphosphaten hergestellten Dünger relativ hohe Radiumgehalte, die mit dem Phosphatgehalt abnehmen; bezogen auf den Phosphatanteil ist der Radiumgehalt jedoch niedriger als im unverarbeiteten Marokkophosphat. Dieser Unterschied dürfte durch die Verwendung von Rohphosphaten niedrigerem Radiumgehalts zu erklären sein. Der Thoriumgehalt ist, verglichen beispielsweise mit dem von Eruptivgesteinen [5], niedrig. Das Rhenaniaphosphat, ebenfalls aus Rohphosphaten hergestellt, zeigt dagegen einen

niedrigen Radium- und einen höheren Thoriumgehalt. Dies dürfte darauf zurückzuführen sein, daß zur Glühphosphatherstellung als Rohphosphat auch Kola-Apatit verwendet wird, der als primärer Apatit in Eruptivgesteinsformationen entstanden ist und daher nicht die Urananreicherung zeigt wie die sedimentären Rohphosphate aus dem Tertiär [3,7].

Interessant ist das Ergebnis für Triple-Superphosphat: Trotz des etwa um den Faktor 3 höheren Phosphatanteils ist der Radiumgehalt sogar niedriger als im ebenfalls durch chemischen Aufschluß von Rohphosphaten gewonnenen Superphosphate. Die Erklärung ist darin zu suchen, daß im Triple-Superphosphat der größere Teil des Phosphatgehalts durch die zum Aufschluß verwendete Phosphorsäure gestellt wird. Diese Phosphorsäure wird zwar ebenfalls aus Rohphosphaten, durch quantitative Umsetzung mit Schwefelsäure, gewonnen [8]. Die dabei ausfallenden Erdalkalisulfate - vor allem Gips, aber auch Radiumsulfat - werden abfiltriert. Beim Aufschluß von Rohphosphaten mit Phosphorsäure wird daher der Radiumgehalt bezogen auf den Phosphoranteil stark erniedrigt. Hingegen sollte - was wir mit unseren Messungen nicht erfassen - der Urangehalt im Triple-Superphosphat erhöht sein, da Uran in Form von Uranylkomplexen in der Phosphorsäure gelöst wird. Beim Superphosphat stammt dagegen das gesamte Phosphat direkt aus den Rohphosphaten: Die bei der Reaktion mit Schwefelsäure gebildete Phosphorsäure wird nicht abgetrennt, sondern schließt in einer zweiten Reaktionsstufe überschüssiges Rohphosphat auf [8]; das gesamte Uran und Radium der Rohphosphate verbleibt im Endprodukt.

Das Thomasphosphat schließlich wird nicht aus Rohphosphaten, sondern als Thomasschlacke aus Roheisenerzen gewonnen; daher sein sehr geringer Radium- und Thoriumgehalt.

Tabelle 2 zeigt die Ergebnisse für einige Mehrnährstoff-Phosphatdünger. Für die Phosphat-Kali (PK)-Dünger, die durch mechanische Mischung der Ausgangsphosphate mit Kaliumsalzen hergestellt werden [9], zeigt sich wieder die Korrelation des Radiumgehalts zum Typ des verwendeten Phosphates und - soweit es sich dabei um Rohphosphate handelt - auch zum Phosphatanteil.

Die im unteren Teil von Tabelle 2 angeführten Stickstoff-Phosphat- (NP-) und Stickstoff-Phosphat-Kali (NPK)-Dünger werden dagegen über chemische Aufschluß- und Umsetzungsreaktionen - z. B. durch Aufschluß des Rohphosphates mit HNO_3 und anschließende Neutralisation mit NH_3 - aus den Ausgangsphosphaten gewonnen [9]. Hier ist ein klarer Zusammenhang zwischen Radiumgehalt und Phosphatanteil nicht zu erkennen. Die großen Unterschiede dürften durch die Verwendung verschiedener Rohphosphat-Typen und eventuelle An- oder Abreicherungen bei dem chemischen Reaktionen zu erklären sein. Auf die Verwendung von Rohphosphaten unterschiedlicher Herkunft und daher unterschiedlichen Radiumgehalts deutet auch der Befund hin, daß verschiedene Chargen der gleichen Handelsdüngersorte recht unterschiedliche Radiumwerte zeigen können.

Die ^{40}K-Aktivitätskonzentrationen stimmen innerhalb von ± 10 % mit den aus der angegebenen Bruttozusammensetzung berechneten Werten überein.

Zusammenfassend ergaben sich für die von uns untersuchten Phosphatdüngemittel Aktivitätskonzentrationen für Radium bis zu 20 nCi/kg, für Thorium bis zu 1.5 nCi/kg und für ^{40}K bis zu 200 nCi/kg.
Zur Bestimmung der mittleren Aktivitätskonzentrationen von Radium, Thorium und ^{40}K in Phosphatdüngemitteln in der BRD wurden zunächst die Mittelwerte unserer Ergebnisse für die einzelnen in der Düngemittelstatistik ausgewiesenen Düngemitteltypen berechnet. Diese Werte, bezogen auf den Phosphatgehalt der Düngemittel in Anteilen P_2O_5, sind in Tabelle 3 zusammen mit den prozentualen Verwendungsanteilen in der BRD im Wirtschaftsjahr 1972/73 (berechnet nach [2]) angegeben. Dabei konnten die Marktanteile der einzelnen Düngemittelhersteller nicht berücksichtigt werden, da darüber keine Daten vorliegen. Unberücksichtigt blieben Spezialdünger, wie Blumen- und Rasendüngersorten, und Flüssigdünger.

Aus den Mittelwerten und den jeweiligen Verwendungsanteilen berechneten sich die in der letzten Zeile von Tabelle 3 angegebenen gewichteten Mittelwerte.

Im Wirtschaftsjahr 1972/73 betrug die Menge an Phosphatdüngemitteln, die zum Verbrauch in der Landwirtschaft abgegeben wurden, 902 595 t P_2O_5 [2]. Somit wurden im gleichen Zeitraum 27.4 Ci Radium, 0.7 Ci Thorium und 466.8 Ci ^{40}K mit Phosphatdüngemitteln in der BRD verbreitet. Die ^{40}K-Aktivität in Phosphatdüngemitteln betrug 56.1 % der gesamten in Düngemitteln enthaltenen ^{40}K-Aktivität (berechnet nach [2]). Bei einer landwirtschaftlichen Nutzfläche von 13.46 Mill. ha [2] ergibt sich im Wirtschaftsjahr 1972/73 ein durchdurchschnittlicher Phosphatdüngemittelaufwand von 67.1 kg P_2O_5/ha. Auf 1 ha Acker- oder Grünland verteilen sich durch die Verwendung von Phosphatdüngemitteln derzeit pro Jahr durchschnittlich 2.0 µCi Radium, 0.05 µCi Thorium und 34.5 µCi ^{40}K.

3. Abschätzung der externen Strahlenbelastung durch radioaktive Stoffe in Phosphatdüngemitteln

3.1 Mittlere externe Strahlenbelastung der Bevölkerung

Rechnet man auf einer kreisförmigen Fläche von 100 ha Acker- oder Grünland mit der durchschnittlichen jährlichen Phosphatdüngung von 67.1 kg P_2O_5 und vernachlässigt die Schwächung der Gammastrahlung in Boden, Pflanzenwuchs und Luft, sowie das teilweise Entweichen von Radon, eventuelle Auswascheffekte oder die Elimination der Radionuklide durch den Pflanzenstoffwechsel aus dem Boden, so erhält man in 1 m über dem Mittelpunkt der Fläche eine Dosisleistung in Luft von 0.015 µrd/h (nach [10]). Als Dosisleistungskonstante wurde dabei der Wert von 0.826 Rm^2/Ci·h für die Gammastrahlung der Radiumfolgeprodukte und von 0.081 Rm^2/Ci·h für die ^{40}K-Gammastrahlung verwendet.

Zu dieser Dosisleistung trägt die Gammastrahlung der Radiumfolgeprodukte 37 % bei; der Rest geht auf die Gammastrahlung des ^{40}K zurück. Der Beitrag der Gammastrahlung der Thoriumfolgeprodukte wurde wegen der sehr niedrigen Thorium-Aktivität in den Phosphatdüngemitteln vernachlässigt.

Der Beitrag dieser Dosisleistung, die aufgrund der oben angegebenen Annahmen einen oberen Grenzwert darstellt, zur mittleren externen Strahlenbelastung ist sehr klein. Selbst wenn man zur weiteren Abschätzung nach oben annimmt, daß die gesamte Bevölkerung dauernd dieser Dosisleistung ausgesetzt wäre, ergibt sich für die mittlere zusätzliche Strahlenbelastung (Gonaden und Knochenmark) ein Wert von nur 0.094 mrd/a*), verglichen mit einer mittleren terrestrischen Strahlenbelastung der Bevölkerung in der BRD von 50 - 55 mrd/a [12].

Allerdings muß damit gerechnet werden, daß Radium relativ fest im Boden gebunden wird, ähnlich wie andere Erdalkalien [13], wodurch es zu einer Akkumulation von Radium im Boden durch die jährliche Phosphatdüngung kommen könnte. Da eine Kaliumanreicherung des Bodens durch mineralische Dünger über den Zeitraum von einem Erntejahr hinaus nicht möglich [14] und ^{40}K in den Phosphatdüngern mit seiner natürlichen relativen Häufigkeit enthalten ist, wird ^{40}K im Boden nicht akkumuliert. Der Beitrag von ^{40}K in Phosphatdüngemitteln zur mittleren externen Strahlenbelastung beträgt nach der obigen Abschätzung somit derzeit 0.06 mrd/a.

Um den Einfluß einer Radiumakkumulation im Boden in einer groben Abschätzung berücksichtigen zu können, wird von folgenden Annahmen ausgegangen: Der P_2O_5-Verbrauch im Gebiet der BRD habe sich in den letzten 80 Jahren von nahezu 0 auf den heutigen Wert von 0.9 Mill. t linear gesteigert (die Verbrauchszahlen von 1939 bis heute zeigen, daß diese Annahme nicht grob unvernünftig ist); der durchschnittlich Radiumgehalt der Düngemittel sei während dieses Zeitraums konstant gleich dem heutigen Wert von 30 nCi/kg P_2O_5 geblieben; die landwirtschaftliche Nutzfläche habe sich nicht geändert. Dann erhält man für die gesamte bis heute mit Phosphatdüngemitteln pro ha Acker- oder Grünland deponierte Radiumaktivität einen Wert von 82 µCi.
Nimmt man nun weiterhin eine vollständige Retention des im Boden deponierten Radiums an, so ergibt sich nach der gleichen Berechnung wie oben zur Zeit eine mittlere externe Strahlenbelastung durch Radium aus Phosphatdüngemitteln von 1.5 mrd/a. Demgegenüber wäre der

*) Dabei ist für die Umrechnung der Dosisleistung in Luft auf die Dosisleistung in den Gonaden und im Knochenmark ein Faktor von 0.7 berücksichtigt [11].

nur direkt mit dem Düngemittelverbrauch steigende Beitrag des ^{40}K von derzeit 0.06 mrd/a zu vernachlässigen).
Bei einer gleichbleibenden Steigerung des Phosphatverbrauchs würde sich dieser Wert bis zum Jahr 2000 in etwa verdoppeln.

Auch diese weit nach oben abgeschätzten Werte liegen unterhalb der Streubreite für die mittlere terrestrische Strahlenbelastung der Bevölkerung in der BRD.

Eine Berücksichtigung der mittleren Aufenthaltsdauer der Bevölkerung im Freien und des Anteils, der davon auf einen Aufenthalt in landwirtschaftlich genutzten Bereichen entfällt, erniedrigt die abgeschätzten Werte um mindestens den Faktor 10 [11, 12].

3.2 Beruflich bedingte externe Strahlenbelastung

Um eine obere Grenze für die in der Landwirtschaft auftretende Strahlenbelastung durch Radionuklide in Phosphatdüngern abzuschätzen, wird die oben angegebene Berechnung nun für Maximalwerte des Phosphataufwands pro ha und der Aktivitätskonzentrationen durchgeführt. Für das Wirtschaftsjahr 1972/73 liegt der maximale Phosphatdüngemittelverbrauch bei 657.6 kg P_2O_5/ha (Stadtkreis Bocholt) [15]. Als maximale Aktivitätskonzentrationen können die Werte 95 nCi/kg P_2O_5 für Radium und 1200 nCi/kg P_2O_5 für ^{40}K gelten, die wir in etwa in einer Probe des Düngemittels NITROPHOSKA "blau extra" festgestellt haben. Mit diesen Werten ergibt sich in der Mitte eines 1 ha großen Ackers in 1 m Höhe über dem Boden eine maximale Dosisleistung in Luft von 0.26 µrd/h, davon 0.11 µrd/h durch Radium und 0.15 µrd/h durch ^{40}K. Bei einer jährlichen Aufenthaltsdauer von 2000 Stunden erhält man daraus eine zusätzliche externe Strahlenbelastung für Gonaden und Knochenmark von 0.36 mrd/a. Bei einer solchen maximalen jährlichen Düngung über einen Zeitraum von 40 Jahren und unter der Annahme vollständiger Retention des Radiums im Boden würde dieser Wert auf 1.78 mrd/a ansteigen. Auch dieser Beitrag ist klein verglichen mit der mittleren terrestrischen Strahlenbelastung.

Die höchsten beruflich bedingten Strahlenbelastungen durch Radionuklide in Phosphatdüngemitteln dürften bei der Herstellung und in Lagerhäusern entstehen. In einem Baywa-Lagerhaus in Erlangen haben wir in Hallen, in denen große Mengen von Phosphatdüngern lagerten Dosisleistungen bis zu 100 µR/h gemessen (direkt an einem Phosphatdüngerstapel). Im Mittel lag die Dosisleistung bei etwa 50 µR/h. Rechnet man mit einer Dosisleistung von 10 µR/h durch die natürliche Umgebungsstrahlung, so ergibt sich für Lagerhausarbeiter eine zusätzliche externe Strahlenbelastung durch Phosphatdüngemittel von etwa 50 mrd/a (Gonaden und Knochenmark). Dies bedeutet in etwa eine Verdoppelung der mittleren terrestrischen Strahlenbelastung.

4. Zusammenfassung

Unsere Abschätzungen zeigen, daß die in Phosphatdüngemitteln enthaltenen natürlichen Radionuklide nur einen vernachlässigbar kleinen Beitrag zur externen Strahlenbelastung der Bevölkerung oder von in der Landwirtschaft beschäftigten Personen bringen. Einige Messungen der Dosisleistung über langjährig intensiv mit Phosphat gedüngten Ackerböden, die wir im Landkreis Erlangen-Höchstadt durchgeführt haben, bestätigen dies. Eine deutliche Erhöhung der externen Strahlenbelastung - in etwa eine Verdoppelung der mittleren terrestrischen Strahlenbelastung - ergibt sich jedoch für Personen, die in Lagerhäusern beschäftigt sind. Ähnliche Werte sind für Personen zu erwarten, die in Betrieben der Phosphatdüngemittelproduktion beschäftigt sind.

Der natürliche Radiumgehalt von Böden liegt, von Gebieten mit hohem Uranvorkommen abgesehen, in der Größenordnung von 0.1 - 1.0 nCi/kg [5]. Aus unseren Ergebnissen für die durchschnittliche durch Phosphatdüngemittel bedingte Zunahme der Aktivitätsflächenkonzentrationen berechnet sich unter Annahme einer homogenen Verteilung des Düngers bis zur mittleren Pflügtiefe (etwa 20 cm) eine Zunahme des Radiumgehalts des Bodens von durchschnittlich 0.8 pCi/kg, und, bei Annahme einer Akkumulation von Radium im Boden, von 33 pCi/kg. Zur Überprüfung dieser Abschätzung und einer eventuellen Radiumak-

kumulation im Boden haben wir mit einer Meßreihe begonnen, in der der Radiumgehalt von Ackerböden mit über einen längeren Zeitraum zurückzuverfolgender "Phosphatdüngungsgeschichte" bestimmt wird.

Die abgeschätzte nur geringe durchschnittliche Zunahme des Radiumgehaltes von phosphatgedüngten Böden läßt erwarten, daß auch der Beitrag von Radium in Phosphatdüngern zur mittleren internen Strahlenbelastung der Bevölkerung über die Nahrungskette vernachlässigbar klein bleibt. Es muß jedoch damit gerechnet werden, daß beispielsweise bei der sog. Startdüngung mit Superphosphat, bei der der Phosphatdünger inhomogen verteilt wird und wegen seiner hohen Wasserlöslichkeit zum Teil sofort von den Keimlingen aufgenommen wird, um Größenordnungen höhere lokale Radiumaktivitätskonzentrationen im Boden auftreten und zu einer merklichen Erhöhung des Radiumgehalts von Pflanzen führen. Untersuchungen in Neuseeland, Australien und England haben eine Zunahme der α-Aktivität in Weizenkörnern und in Knochen von Schafen ergeben, wenn das Acker- oder Weideland intensiv mit Superphosphat gedüngt worden war [16].

Diese Befunde lassen eine genauere Untersuchung des Gehalts von Böden und Pflanzen an Uran und Radium in Abhängigkeit von der Phosphatdüngung notwendig erscheinen.

Weiterhin verdient die Frage der internen Strahlenbelastung von Personen, die in der Landwirtschaft, in Lagerhäusern oder in der Phosphatdüngemittelproduktion beschäftigt sind, Beachtung. Die Inhalation von Radon und von Phosphatdüngerstaub könnte zu einer merklichen Erhöhung der internen Strahlenbelastung führen.

Schließlich kommt noch eine Erhöhung der Aktivitätskonzentrationen im Trinkwasser in Betracht, die durch Auswaschung vor allem des Urans und des ^{40}K aus phosphatgedüngten Böden entstehen könnte.

Literatur

[1] H. LÖCKER: "Tabellen über Zusammensetzung, Eigenschaften, Erzeugung und Verbrauch von Düngemitteln".
in: H. LINSER (Hg.): "Handbuch der Pflanzenernährung und Düngung", Bd. III, 2. Hälfte, Wien-New York 1965, S. 1611 -1677

[2] Statistisches Bundesamt: "Düngemittelversorgung", Fachserie D, Reihe 9, Juni 1974

[3] K. C. SCHEEL: "Rohphosphat und Düngemittel auf Rohphosphatbasis"
in: H. LINSER (Hg.): "Handbuch der Pflanzenernährung und Düngung", Bd. II, 2. Hälfte, Wien-New York 1968, S. 1110 -1128

[4] H. A. WOLLENBERG, A. R. SMITH: "Studies in Terrestrial γ Radiation",
in: J. A. S. ADAMS, W. M. LOWDER (Eds.): "The Natural Radiation Environment", Chicago 1964, S. 513 - 566

[5] Report of the UNSCEAR, General Assembly, Official Records: 17th Session, Suppl. No. 16 (A/5216), New York 1962, S. 207 - 230

[6] J. R. VAN WAZER: "Occurence and Mining",
in: J. R. VAN WAZER (Ed.): "Phosphorus and Its Compounds", Vol. II, New York 1961, S. 955 - 985

[7] K. C. SCHEEL: "Glühphosphate",
in: H. LINSER (Hg.): "Handbuch der Pflanzenernährung und Düngung", Bd. II, 2. Hälfte, Wien-New York 1968, S. 1203 -1217

[8] K. C. SCHEEL: "Superphosphate",
in: H. LINSER (Hg.): "Handbuch der Pflanzenernährung und Düngung", Bd. II, 2. Hälfte, Wien-New York 1968, S. 1140 - 1167

[9] H. LÖCKER, V. RANK: "Mehrnährstoff-Düngemittel und Mischung von Düngemitteln",
in: H. LINSER (Hg.): "Handbuch der Pflanzenernährung und Düngung", Bd. II, 2. Hälfte, Wien-New York 1968, S. 1345 - 1399

[10] W. MINDER: "Dosimetrie der Strahlungen radioaktiver Stoffe", Wien 1961, S. 185

[11] Report of the UNSCEAR: "Ionizing Radiation: Levels and Effects", Vol. I, New York 1972, S. 38

[12] H. BONKA: "Die ortsabhängige mittlere natürliche Strahlenbelastung der Bevölkerung in der Bundesrepublik Deutschland", Atomkernenergie 23 (1974), 137 - 150

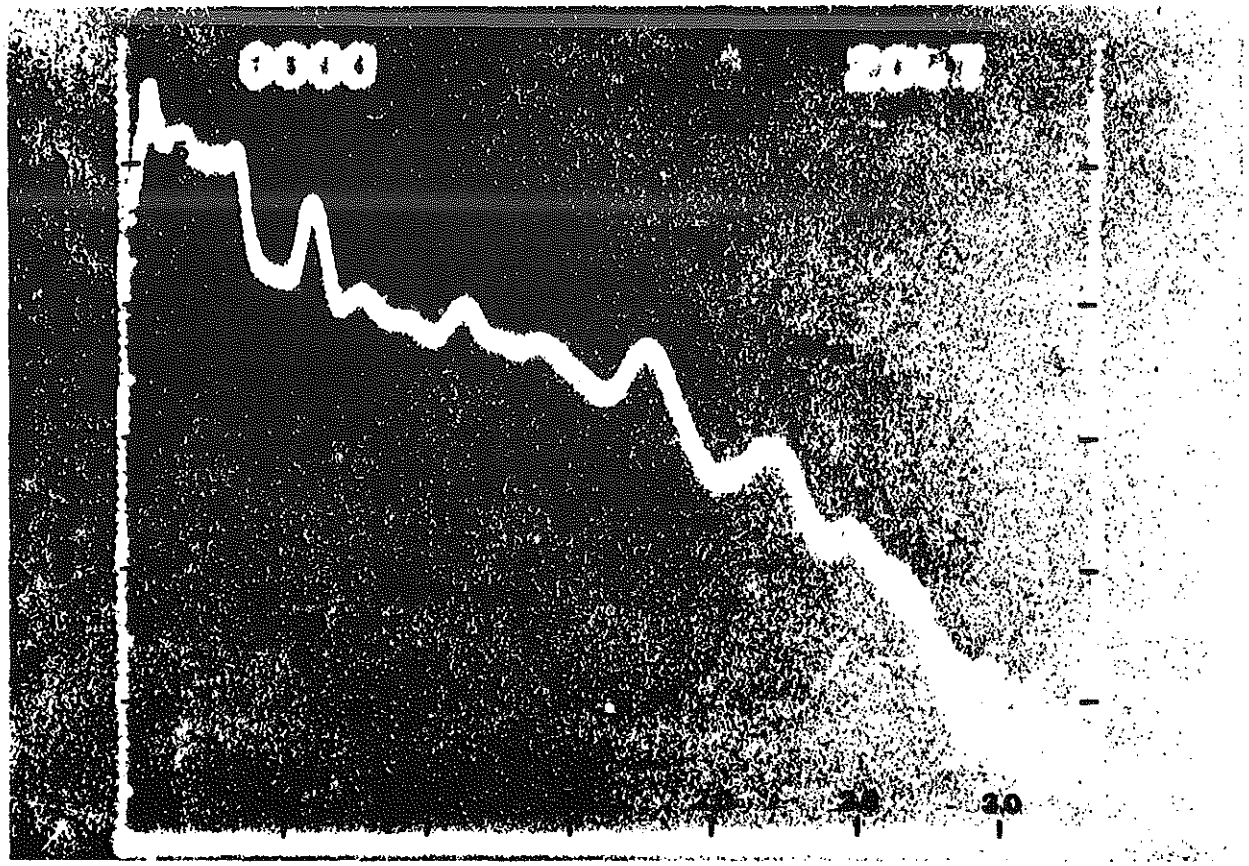
[13] J. BAEYENS: " Le sol, réservoir de principes nutritifs pour la plante",
in: H. LINSER (Hg.): "Handbuch der Pflanzenernährung und Düngung", Bd. II, 1. Hälfte, Wien-New York 1966, S. 474 -550

[14] A. FRUHSTORFER: "Die Ausbringung von Düngemitteln", in: H. LINSER (Hg.): "Handbuch der Pflanzenernährung und Düngung", Bd. III, 1. Hälfte, Wien - New York 1965, S. 32

[15] "Kreisstatistik über die Düngemittelversorgung im Bundesgebiet und Westberlin im Düngejahr 1972/73", Chemie Revisions- und Beratungs-Gesellschaft mbH, Fürth/By, 1974

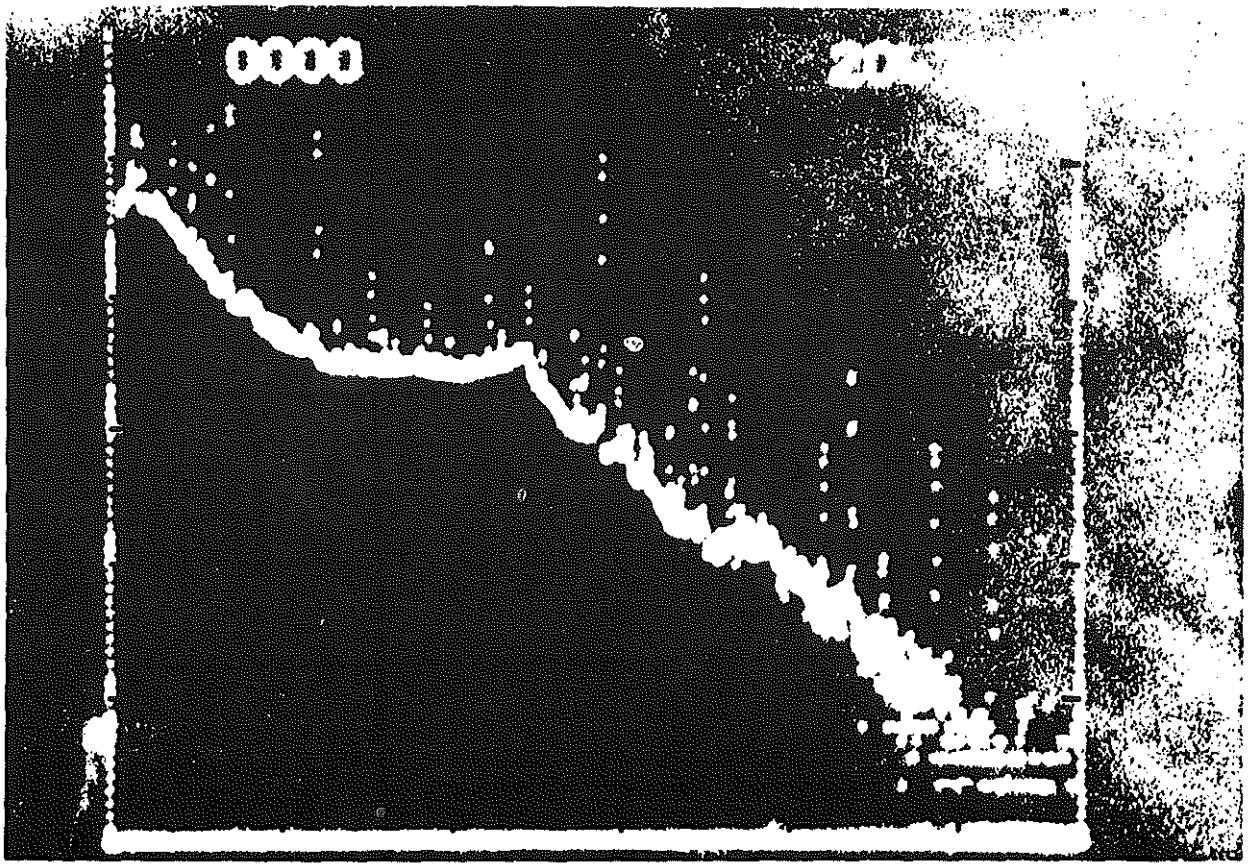
[16] E. MARSDEN: "Radioactivity of Some Rocks, Soils, Plants, and Bones", in: J. A. S. ADAMS, W. M. LOWDER (Eds.): "The Natural Radiation Environment", Chicago 1964, S. 807 - 824

Abb. 1 Gammaspektrum des Phosphatdüngemittels HYPERPHOS, 1 kg in Ringbecher
3 "x3" NaJ(Tl), ELVIRA 4-16 E, 2048 Kanäle
Zählzeit: 1000 Min.



ENERGIE IN MeV ⟶

Abb. 2 Gammaspektrum des Phosphatdüngemittels CEDERAN 0/16/16,
1 kg in Ringbecher
150 cm^3 Ge(Li), ELVIRA 4-16 E, 2048 Kanäle
Zählzeit: 1000 Min.



ENERGIE IN MeV ⟶

Tab. 1

Einnährstoff-Phosphatdüngemittel

Handelsname	% P_2O_5	Aktivitätskonzentration in $\frac{nCi}{kg}$			Typ
		Ra	Th	^{40}K	
Hyperphos	29	19.9	0.5	1.6	weicherdiges Rohphosphat
Carolonphosphat	26	19.2	<0.4	<0.8	teilaufgeschlossenes Rohphosphat
Superphosphat	18	13.4	<0.4	<0.8	Rohphosphat, H_2SO_4-aufgeschlossen
Triple-Superphosphat	45-50	7.1	<0.4	<0.8	Rohphosphat, H_3PO_4-aufgeschlossen
Rhenaniaphosphat	28-30	0.7	1.5	5.1	Rohphosphat, Glüh-Aufschluß
Thomasphosphat	14-17	0.4	0.1	0.2	Thomasphosphat
Marokko-Rohphosphat	30	35.2	0.4	< 0.1	unverarbeitet

Tab. 2

Mehrnährstoff-Phosphatdüngemittel

Handelsname	Zusammensetzung			Aktivitätskonzentration in $\frac{nCi}{kg}$			Ausgangsphosphat
	% N	% P_2O_5	% K_2O	Ra	Th	^{40}K	
Hyperphos-Kali 20/20	-	20	20	11.0	< 0.4	133.9	weicherdiges Rohphosphat
Carolon-Kali-Phosphat 18/18	-	18	18	13.0	< 0.4	137.7	teilaufgeschlossenes Rohphosphat
Phosphat-Kali R 0/16/16	-	16	16	9.7	< 0.4	118.2	Superphosphat
RHE-KA-PHOS 18/20	-	18	20	0.9	1.0	135.9	Glühphosphat
Thomas-Kali 10/20	-	10	20	0.1	0.2	142.1	Thomasphosphat
ENPEKA-Stickstoff-phosphat	20	20	-	7.5	< 0.4	-	Superphosphat
Complesal "Blaukorn"	12	12	17	3.6	< 0.4	120.0	Rohphosphat
NITROPHOSKA blau extra	12	12	17	8.7	0.3	115.3	"
KAMPKA rot	13	13	21	1.3	0.7	138.8	"
Guano NPK 15/15/15	15	15	15	4.3	0.2	108.4	"
RUSTICA 15/15/15	15	15	15	0.2	0.6	100.6	"
NITROPHOS	20	20	-	8.0	0.8	1.3	"

Tab. 3

Düngemitteltyp	Verwendungsanteil 1972/73 in %	Mittlere Aktivitätskonzentration in nCi/kg P_2O_5 Ra	Th	^{40}K
Superphosphat	1.7	44.6	-	-
Thomasphosphat	31.0	2.4	0.6	1.2
Glühphosphate, weicherdige Rohphos., teilaufgeschlossene Rohphosphate	6.7	48.3	3.5	11.6
PK-Dünger	22.9	49.7	0.9	954.7
NP- und NPK-Dünger	37.7	37.6	0.5	789.0
Phosphatdünger insgesamt	100.0	30.3	0.8	517.2

Der Radium- und Urangehalt von Phosphatdüngern

von

J. Arndt, K. Aurand, H. Rühle, H. Schmier und R. Wolter

V o r t r a g

anläßlich der Tagung des Fachverbandes für Strahlenschutz e.V.
in Helgoland vom 22. bis 28. September 1974

Der Radium- und Urangehalt von Phosphatdüngern

von

J. Arndt, K. Aurand, H. Rühle, H.Schmier und R. Wolter

Einleitung

Phosphatdünger enthalten natürliche radioaktive Stoffe, die aus den zur Herstellung benutzten Rohphosphaten stammen. Der Gehalt der Rohphosphate an Uran, Radium, Thorium und deren Folgeprodukten ist gegenüber dem mittleren Gehalt des Bodens an diesen Stoffen erhöht.

Im folgenden soll versucht werden, die Menge der radioaktiven Stoffe abzuschätzen, die aufgrund der Anwendung von Phosphatdüngemitteln in die Umwelt gelangt, diese mit der Kontamination durch andere radioaktive Stoffe wie z. B. Fallout zu vergleichen und ihren Beitrag zur natürlichen Strahlenbelastung zu bestimmen.

1. Düngemittel-Herstellung

Als Ausgangssubstanz zur Herstellung von Phosphatdüngern dienen die in der Natur vorkommenden Rohphosphate, die aus magmatischen Ablagerungen bzw. umgewandtelten tierischen Überresten früherer geologischer Epochen entstanden sind.

Die Hauptlagerstätten befinden sich in

a) Nordafrika (Marokko, Algerien und Tunesien)
b) USA (Florida) und
c) UdSSR (Kola).

Die wichtigsten Mineralphosphate sind Calcium-Phosphate, vor allem Phosphorit und Apatit.

Das tertiäre Calcium-Phosphat ist praktisch wasserunlöslich und muß - da Nährsalze von Pflanzen nur in Ionenform aufgenommen werden - in geeignete Verbindungen, die im schwach sauren Milieu löslich sein müssen, überführt werden.

Folgende Aufschlußarten der Rohphosphate werden benutzt:

a) Aufschluß mit Säuren
b) Schmelzen
c) Glühen
d) Reduktion mit Koks.

Die wichtigsten Verfahren seien hier kurz erläutert:

Beim Aufschluß mit Säuren werden hauptsächlich Schwefelsäure, Phosphorsäure und Salpetersäure verwendet.

1.1. Mit Schwefelsäure entsteht aus Apatit ein Gemisch aus primärem Calciumphosphat und Gips, das sogenannte "Superphosphat", das älteste technisch erzeugte Düngemittel.

Mit Phosphorsäure entsteht als Endprodukt im wesentlichen ebenfalls primäres Calciumphosphat, das sog. "Doppel- oder Tripelsuperphosphat".

Der Aufschluß mit Salpetersäure wird weiter unten erläutert.

1.2. Durch Glühen (bzw. trockenen Aufschluß) des Rohphosphates mit Soda, Kalk und Alkalisilikaten entsteht Glühphosphat, das sog. "Rhenania-Phosphat".

Bei den genannten Prozessen wird das im allgemeinen feste Endprodukt aus den Rohphosphaten und Zusätzen gemahlen und, ohne daß bei dem technischen Prozeß Rückstände bleiben, als Dünger in den Handel gebracht. Bei diesen Einnährstoffdüngern (P-Dünger) ist also ein Verlust des Radionuklidgehaltes im Vergleich zum Rohphosphat nicht zu erwarten.

1.3. Wegen des hohen Phosphatgehaltes verschiedener Eisenerze hat das beim Verhüttungsprozeß (Thomas-Prozeß) als Schlacke anfallende "Thomasphosphat" ebenfalls große Bedeutung als Düngemittel. Thomasphosphat ist der am häufigsten zur Anwendung kommende Phosphat-Einnährstoffdünger.

1.4. Beim Aufschluß von Rohphosphaten mit Salpetersäure wird das während des Prozesses entstehende Calciumnitrat zum Teil ausgeschieden und die salpetersaure Phosphatlösung mit Ammoniak neutralisiert.

Bei diesem Prozeß und auch bei der Herstellung des Thomasphosphates ist zu erwarten, daß sich der Radionuklidgehalt der Dünger gegenüber den Rohphosphaten verringert, da bei diesen Prozessen Rückstände auftreten, die nicht mit zum Düngemittel verarbeitet werden.

2. Bestimmung des Radionuklidgehaltes in Phosphatdüngern

Bei der Bestimmung des Radionuklidgehaltes der Phosphatdünger handelt es sich um die Bestimmung der natürlicherweise vorkommenden Radionuklide der Zerfallsreihen des Urans und Thoriums sowie die Bestimmung von K-40. Aus deren Zerfallsreihen geht hervor, daß man Ra-226 und Th-232 unter Annahme des radioaktiven Gleichgewichtes durch die Bestimmung γ-spektroskopisch relativ gut nachzuweisender Folgeprodukte durchführen kann.

Für Uran kann diese Annahme nicht mehr ohne weiteres gelten, da beim Herstellungsprozeß der Düngemittel mit einer Trennung von Uran und Radium gerechnet werden muß und aufgrund der Halbwertszeit des Radiums von 1622 a sich das Gleichgewicht nicht wieder einstellen kann. Deshalb wurden an einigen Phosphatdüngerproben γ-spektroskopische Untersuchungen und Uran-Bestimmungen gesondert durchgeführt.

2.1. γ-spektroskopische Untersuchungen

Die γ-spektroskopischen Untersuchungen wurden mit zwei verschiedenen Meßanordnungen durchgeführt, und zwar

a) mit einem GeLi-Detektor in Verbindung mit einem 4000 Kanal-Impulshöhenanalysator
und

b) mit einem NaJ (Tl)-Detektor in Verbindung mit einem 400 Kanal-Impulshöhenanalysator.

2.1.1. Kalibrierung der Meßanordnungen und Meßgeometrie

Beide Meßanordnungen wurden mit Ra-, Th- und K-Präparaten kalibriert. Das Radiumpräparat bestand aus einer kalibrierten Punktquelle, die in Quarzsand getaucht war, das Thoriumpräparat aus Thoriumoxid vermischt mit Quarzsand, das K-Präparat aus KCl ebenfalls mit Quarzsand vermischt.

Die Präparate und die Proben wurden in Kunststoffbehältern von 300 ml bei einer Einwage von 250 g gemessen. Zusätzlich wurden die Kunststoffbehälter in Plastikfolien eingeschweißt, um ein Herausdiffundieren der Edelgase Rn-220 und Rn-222 möglichst gering zu halten.

2.1.2. Auswertung der γ-Spektren

In Abb. 1 ist ein für die untersuchten Düngerproben typisches γ-Spektrum dargestellt. Tab. 1 zeigt die zur Auswertung verwendeten γ-Energien mit den dazugehörenden Nukliden.

Tab. 1

Auswertung der γ-Spektren

	Nuklid	E_γ (MeV)	W_γ
Ra-226-Bestimmung	Ra-226	0,186	0,04
	Pb-214 (Ra-B)	0,352	0,36
	Bi-214 (Ra-C)	0,609 1,764	0,43 0,17
Th-232-Bestimmung	Ac-228 (Ms Th_2)	0,908	0,25
	Pb-212 (Th-B)	0,239	0,47
	Tl-208 (Th C")	0,583 2,614	0,31 0,36

Die Auswertung der Ge(Li)-Spektren erfolgte mittels des auch für die Kernkraftwerksemissionen verwendeten Rechenprogramms (1), wobei lediglich der für die Interpretation der Spektren benutzte Nuklidkatalog zu ändern war.

Die Auswertung der mit dem NaJ (Tl)-Detektor gewonnenen Spektren erfolgte mit einem programmierbaren Tischrechner.

Zur Prüfung des radioaktiven Gleichgewichtes wurden mehrere Proben in Glasampullen eingeschmolzen. Ein Vergleich der Messung unmittelbar nach dem Einschmelzen mit einer Messung nach 8 bzw. 16 Tagen (87 % bzw. 94 % des radioaktiven Gleichgewichtes) zeigte, daß in allen Fällen der Aktivitätsanstieg unterschiedlich war, aber stets unter 10 % lag.

2.2. Uran-Bestimmung

Uran wurde nach Abtrennung aus den Düngerproben als Oxinkomplex kolorimetrisch bestimmt. Auf Einzelheiten der chemischen Abtrennung soll hier nicht eingegangen werden, eine Kurzfassung des Analysenganges wird an anderer Stelle veröffentlicht (2).

3. Ergebnisse

Parallele Uran- und Radium-Bestimmungen wurden an 14 älteren Rohphosphat- und Düngerproben vorgenommen (1969).

An 24 aktuellen Rohphosphat- und Düngemittelproben, die uns im letzten Vierteljahr zugesandt wurden, konnten aus Zeitgründen nur γ-spektroskopische Untersuchungen vorgenommen werden.

Tabelle 2 zeigt die gefundenen Uran- und Radiumkonzentrationen für Rohphosphate. Die unterschiedlichen Werte dürften auf Inhomogenitäten in den Ausgangssubstanzen zurückzuführen sein. Auffallend ist der niedrige Ra-226-Gehalt von Kola-Phosphat.

Rohphosphate	U(pCi/g) Proben (1969)	Ra-226 (pCi/g) Proben (1969)	Proben (1974)
Togo-Phosphat	88	50	34
Taiba-Phosphat	94	28	28
Florida-Phosphat	100	29	35
Marokko-Phosphat	148	60	40
Israel-Phosphat	-	-	36
Kola-Phosphat	-	-	3,6

Tab. 2: Uran- und Ra-226-Gehalt verschiedener Rohphosphate

In Tabelle 3 sind die Mittelwerte und Schwankungsbreiten des Uran- und Radiumgehaltes der Düngemittelproben zusammengestellt. Dabei wurden die Düngemittel nach der oben aufgeführten Herstellungsart in Gruppen zusammengefaßt.

Phosphat-Dünger	U(pCi/g) Proben (1969)	Ra-226 (pCi/g) Proben (1969)	Proben (1974)
Superphosphat	52	25	22
Glühphosphat u.a.	33	11	1
Thomasphosphat	6	< 2	0,5
PK-Dünger	34	22	20
NPK-Dünger	33	18	12
	(30....35)	(9....22)	(4....20)

Tab. 3: Uran- und Ra-226-Gehalt verschiedener Phosphatdünger

Aus der Tab. 3 entnimmt man, daß Superphosphat die höchsten Uran- und Radiumkonzentrationen aufweist, während im Thomasphosphat die geringsten Mengen auftreten. Für die heute bevorzugt verwendeten Mehrnährstoffdünger wurde ein relativ weiter Schwankungsbereich festgestellt. Die bei den Proben von 1974 etwas niedriger liegenden Ra-226-Werte sind wahrscheinlich auf Änderung der Ausgangsmaterialien oder der Herstellungsprozesse zurückzuführen.

Der Thorium-232-Gehalt sämtlicher untersuchter Phosphatdünger lag im Mittel unterhalb der Nachweisgrenze von 0,5 pCi/g.

4. Phosphatdüngerverbrauch in der Bundesrepublik Deutschland

Abbildung 2 zeigt den Phosphatdüngerverbrauch in der Bundesrepublik Deutschland. Vom Wirtschaftsjahr 1968/69 bis 1971/72 ist der Verbrauch um 15 % angewachsen, für 1972/73 ist eine Abnahme um 3,2 % gegenüber dem Vorjahr festzustellen. Gegenüber 1938 erhöhte sich der Phosphatdüngerverbrauch sogar um mehr als 50 % (3).

Eine aufgeschlüsselte Betrachtung nach Ein- und Mehrnährstoff-Phosphatdüngern zeigt Abbildung 3. Die Zunahme des Phosphatdüngerverbrauches ist also auf die Mehrnährstoffdünger zurückzuführen. Einnährstoffdünger, insbesondere der Thomasphosphatverbrauch, nehmen ab.

Der seit 1970/71 abnehmende Verbrauch der Phosphatdünger hat vor allem wirtschaftliche Gründe. Dazu zählen die allgemeine Phosphatverknappung und -verteuerung in jüngster Zeit.

Für das Wirtschaftsjahr 1971/72 sind die einzelnen verbrauchten Nährstoffmengen in Abbildung 4 graphisch dargestellt. Etwa 60 % vom Verbrauch werden durch Mehrnährstoffdünger und ca. 33 % durch Thomasphosphat gedeckt.

5. Abschätzung der Flächenbelastung

Unter Berücksichtigung des Phosphatgehaltes der einzelnen Düngemittel sowie der genannten Zahlen über den Verbrauch an Phosphatdüngemitteln läßt sich eine Beaufschlagung des Bodens mit Uran und Radium abschätzen.

In Tabelle 4 wird diese Abschätzung für die Wirtschaftsjahre 1965/66 und 1971/72 vorgenommen. Dazuwurden unter Berücksichtigung des Phosphatgehaltes der einzelnen Düngemittel der mittlere Uran- und Radiumgehalt pro 1000 t P_2O_5 berechnet. Aus dieser Zahl und dem Verbrauch ergibt sich dann eine durchschnittliche jährliche Beaufschlagung in Ci. Dabei wurden für 1965/66 die 1969 ermittelten Meßwerte und für 1972/73 die aktuellen Ra-226-Werte zugrunde gelegt.

Tab. 4: Mittlere Uran- und Radiumbelastung durch Phosphatdüngemittel

Phosphatdüngemittel	Durchschnittliche jährliche Beaufschlagung 1965/66		1972/73	
	U (Ci)	Ra-226(Ci)	U (Ci)	Ra-226(Ci)
Superphosphat	8,0	3,7	4,5	1,8
Glühphosphat u.a.	2,2	0,9	4,6	0,5
Thomasphosphat	16,0	5,2	13,0	1,4
PK-Dünger	106,2	60,1	58,2	21
NPK-Dünger			92,4	27
Summe (Ci/a)	133	70	(173)	52

Aus der mittleren jährlichen Belastung und der landwirtschaftlichen Nutzfläche läßt sich die mittlere Uran- und Radiumzufuhr pro km^2 aufgrund der Anwendung der Phosphatdüngemittel berechnen. Diese Werte sind in Tabelle 5 zusammengestellt. Dabei ist zu bedenken, daß die erhöhte Uran-Zufuhr 1971/72 durch den erhöhten Düngemittelverbrauch und die bei der Berechnung benutzten Meßwerte von 1969 zustande kommt. Für die Radium-Zufuhr wird wegen der niedrigen aktuellen Ra-226-Werte für 1971/72 ein kleinerer Wert für die Flächenbelastung errechnet.

Zum Vergleich sind in Tabelle 5 die Werte für den Sr-90-Niederschlag in Berlin aus dem Fallout aufgeführt. Sie liegen heute in der gleichen Größenordnung wie die Zufuhr natürlicher radioaktiver Stoffe aus Düngemitteln.

Tab. 5: Mittlere jährliche Flächenbelastung durch Uran und Radium aus Phosphatdüngemitteln und Sr-90 aus Fallout

	Mittlere jährliche Flächenbelastung U (mCi/km^2)	Ra-226 (mCi/km^2)
1965/66	1,0	0,6
1971/72	(1,3)	0,4
	jährlicher Sr-90-Niederschlag (mCi/km^2)	
1963	14,4	
1964	13,3	
1971	0,9	
1972	0,4	

6. Beitrag zur natürlichen Strahlenbelastung

Für die Aufnahme der aus den Düngemitteln stammenden natürlichen radioaktiven Stoffe durch den Menschen sind zwei Wege denkbar. Einerseits gelangen diese Stoffe über die pflanzliche und tierische Nahrung zum Menschen, andererseits über das Trinkwasser, das aus Oberflächenwasser gewonnen wird, da ein Teil der Phosphatdünger mit den Niederschlägen abgeschwemmt wird.

Der Beitrag zur Strahlenbelastung soll durch Vergleich mit der im Boden natürlicherweise vorhandenen Radionuklidmenge verglichen werden. Der mittlere Gehalt des Erdbodens liegt für Uran und Radium bei ca. 1 pCi/g (4, 5). Nimmt man eine für die Pflanzen verfügbare Schicht von 30 cm Tiefe an, so enthält diese bei einem spezifischen Gewicht des Bodens von etwa 2,5 g/cm^3 ca. 0,75 $\mu Ci/m^2$ Uran und Radium. Vergleicht man nun die durch Phosphatdünger aufgebrachte Uran- und Radiummenge mit dieser Zahl, so ergibt sich, daß im Mittel pro Jahr ca. 1,3 % Uran und ca. 0,5 % Radium-226 der natürlicherweise vorhandenen Menge aufgebracht werden.

Unterstellt man, daß sich die natürlichen Radionuklide, die im Boden ständig vorhanden sind, bezüglich ihrer Resorption durch die Pflanzen genauso verhalten wie die durch Düngemittel in den Boden gebrachten, so kann aus dieser groben Abschätzung geschlossen werden, daß Phosphatdüngemittel einen vernachlässigbaren kleinen Beitrag zur Strahlenbelastung des Menschen liefern.

Aus amerikanischen Arbeiten geht hervor, daß in verschiedenen landwirtschaftlich genutzten Gebieten höhere Urankonzentrationen im Flußwasser infolge der Anwendung phosphathaltiger Düngemittel auftreten (6, 7).

Da die Urankonzentrationen in Flüssen in sehr weiten Grenzen schwanken, wird eine Entscheidung darüber, ob die natürliche Konzentration aus anderen Quellen erhöht ist, sehr schwierig sein. Die natürliche Urankonzentration im Fluß- und Binnenseewasser schwankt im allgemeinen zwischen 0,01 µg/l und 5 µg/l(8).

Für Ra-226 findet man in der Literatur (9) Konzentrationswerte im Oberflächenwasser von unterhalb 0,01 pCi/l bis zu 2 pCi/l.

Nimmt man den hypothetischen Fall, daß die gesamte Phosphatdüngermenge eines Jahres aus dem Einzugsgebiet eines Flusses vollständig in den Fluß gelangt, läßt sich eine maximale Konzentrationserhöhung von Uran und Radium im Flußwasser abschätzen. Legt man für das jeweilige Einzugsgebiet die oben abgeschätzte jährliche Flächenbelastung von 1 mCi/km^2 für Uran und 0,4 mCi/km^2 fürRa-226 zugrunde, so ergeben sich für die Flüsse der Bundesrepublik Deutschland Konzentrationen zwischen 0,7 und 4 pCi/l (2).

Bedenkt man, daß von der Einzugsfläche nur ein Teil zur landwirtschaftlich genutzten Fläche zählt und daß von der aufgebrachten Düngemittelmenge sicher weniger als 10 % ins Oberflächenwasser gelangen, so liegt die Konzentration von Uran und Radium, die durch Anwendung von Düngemitteln auftritt, im Jahresmittel in der Größenordnung von einigen Prozent des natürlichen Radionuklidgehaltes. Allerdings darf hierbei nicht außer Betracht gelassen werden, daß bei der Einleitung von Abwässern aus Phosphatdüngemittelfabriken und anderen Phosphatanwendern punktuell höhere Konzentrationen an Uran und Radium im Vorfluter auftreten können.

Zusammenfassend kann gesagt werden, daß die Anwendung von Phosphatdüngemitteln in der Landwirtschaft für die Strahlenbelastung der Bevölkerung keine Bedeutung hat.

Literatur

(1) R. Wolter und J. Arndt: Ein Verfahren zur Untersuchung der Emission von Kernkraftwerken auf ihren Gehalt an einzelnen Radionukliden.
Vortrag auf der Jahrestagung 1974 des Fachverbandes für Strahlenschutz

(2) J. Arndt, K. Aurand, H. Rühle, H. Schmier und R. Wolter: Natürliche Radionuklide in Phosphatdüngern
WaBoLu-Bericht Nr. 17/74 (Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes, Berlin 1974)
in Vorbereitung

(3) Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten: Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten der Bundesrepublik Deutschland
Verlag P. Parey, Hamburg - Berlin (1973)

(4) K. Haberer: Radionuklide im Wasser
Thiemig-Taschenbücher Band 17 (1969)

(5) United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR): Ionizing Radiation: Levels and Effects, United Nations, New York 1972

(6) R. G. Menzel: Uranium, Radium, and Thorium Content in Phosphate Rocks and Their Possible Radiation Hazard, Your.Agr. + Food Chem. 16 (1968), 231 - 234

(7) R. F. Spalding und W. M. Sackett: Uranium in runoff from Gulf of Mexico distributive province: Anomalous concentrations Science 175 (1972), 629 - 631

(8) J. Arndt, K. Aurand, I. Gans und H. Rühle: Natürliches Uran im Oberflächen- und Trinkwasser - Toxizität des Urans -, WaBoLu-Bericht Nr. 11/73 (Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes, Berlin)

(9) K. Aurand, I. Gans und H. Rühle: Vorkommen natürlicher Radionuklide im Wasser,
in: Aurand, Bücker u.a., Hrsg.: Die natürliche Strahlenexposition des Menschen
Thieme Verlag, Stuttgart 1974 (im Druck)

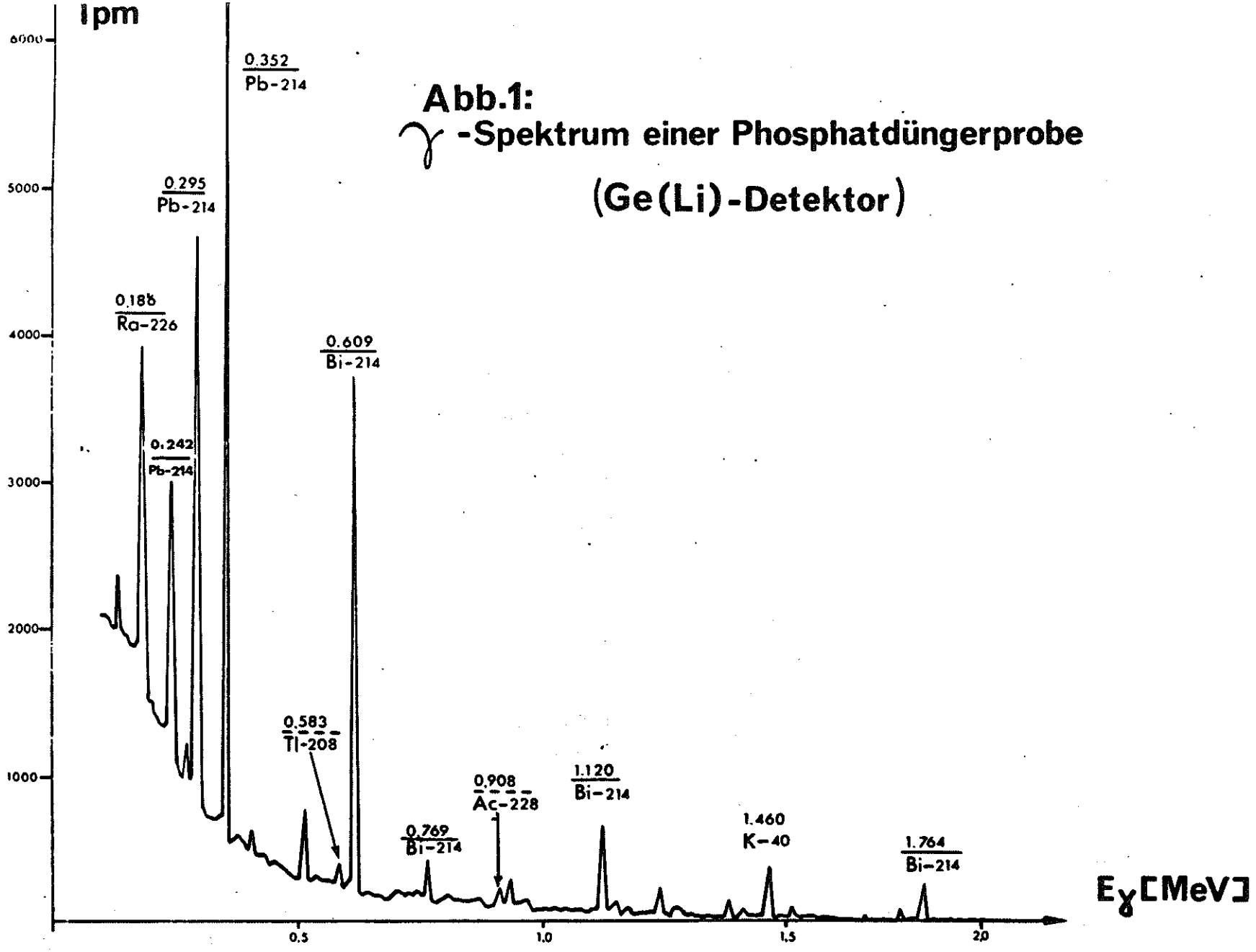


Abb.1:
γ-Spektrum einer Phosphatdüngerprobe
(Ge(Li)-Detektor)

Abb. 2: Phosphatdüngerverbrauch in der Bundesrepublik Deutschland (in 10^3 t P_2O_5)

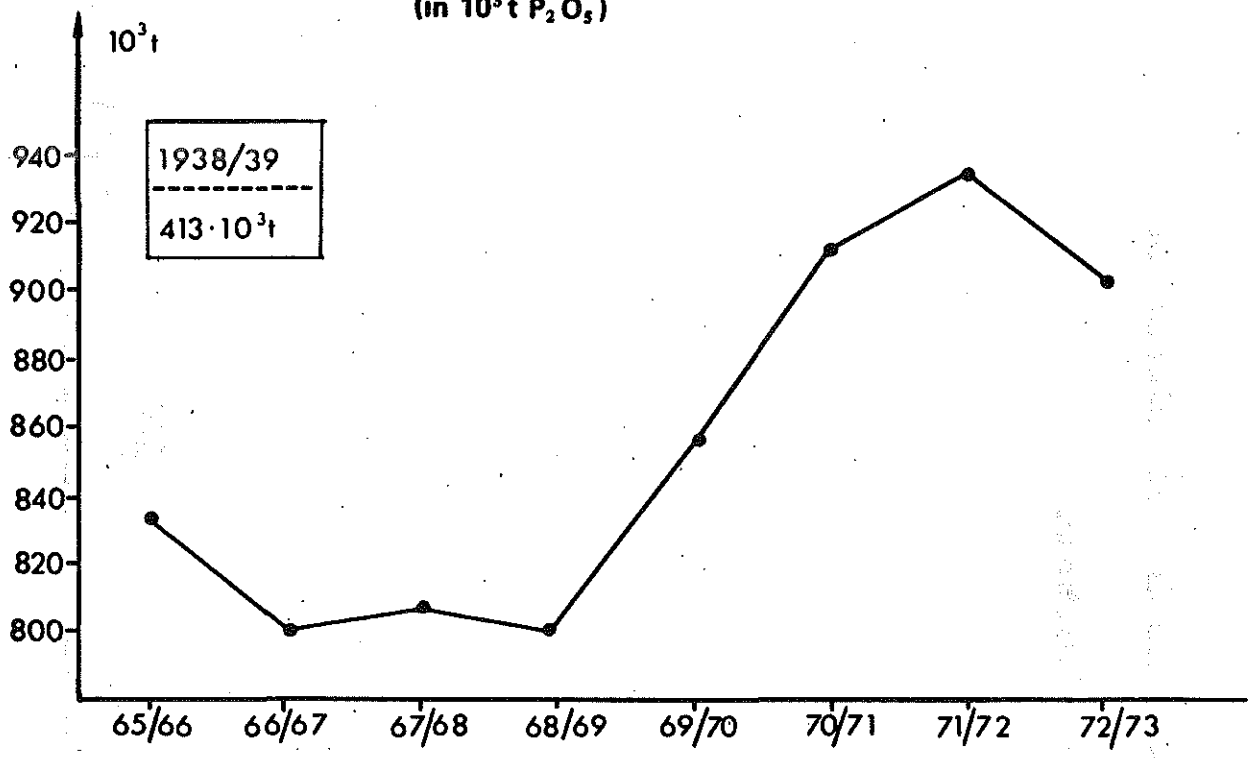


Abb. 3: Phosphatdüngerverbrauch einzelner Sorten in der Bundesrepublik Deutschland (in 10^3 t P_2O_5)

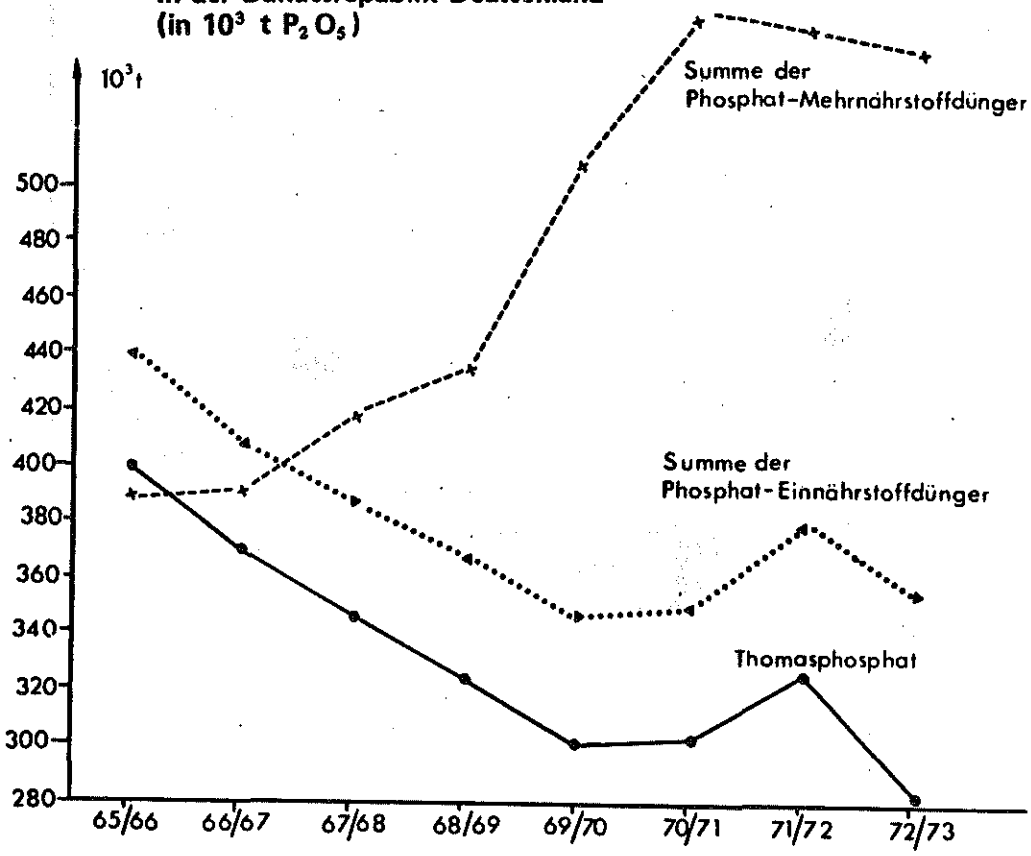
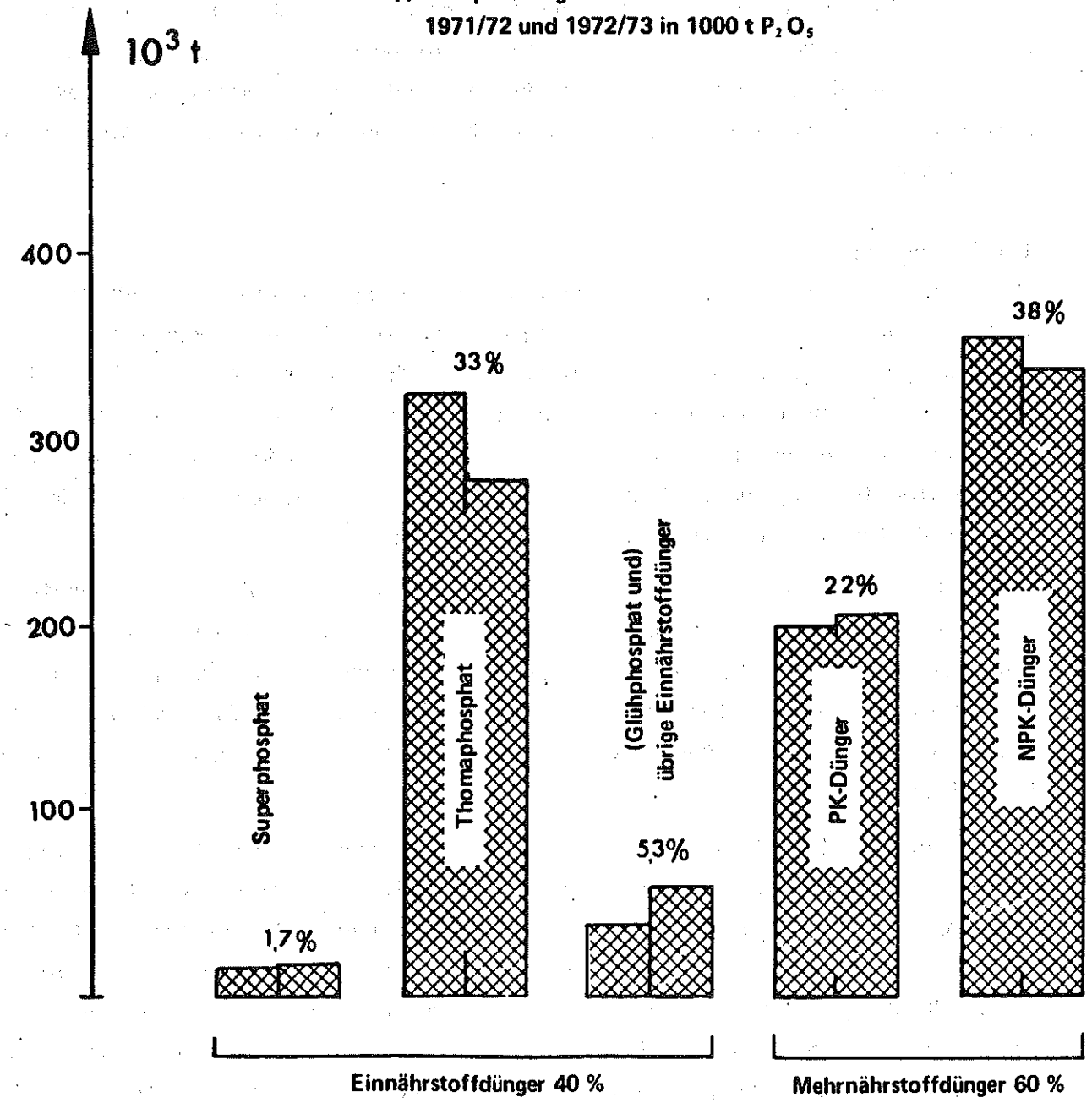


Abb.4: Phosphatdüngerverbrauch einzelner Sorten 1971/72 und 1972/73 in 1000 t P_2O_5



ENVIRONMENTAL GAMMA BACKGROUND RADIATION MEASUREMENTS IN POLAND

B.Gwiazdowski

Central Laboratory for Radiological Protection Warsaw

Summary

Natural gamma background radiation, as one of the distinct factors defining the status of natural environment has been measured in various regions of Poland for several years. Monitoring of the gamma background dose rate level permits the evaluation of population exposure in wide areas of the country by using comparatively simple methods and techniques of measurement. The paper discusses the method used and some of the results obtained from the measurements made in Poland by the Dosimetry Department of Central Laboratory for Radiation Protection Warsaw.

1.Introduction

The development of nuclear techniques and various applications of radioisotopes in Poland has since the very beginning been accompanied by adequate measures aimed at protection of workers as well as the whole of population against the risk of radiation hazard involved. In recent years the factor of environmental protection has gained more importance and there is a tendency to consider radiation protection as a part of broadly meant protection of man and environment against different negative effects of modern life.

Research of terrestrial gamma background is being conducted in our laboratory by means of stationary systems and portable instruments using high pressure ionization chambers, G.M. and scintillation counters. Also airplane measurements were applied for this purpose. Calibration procedure for such measurements has been elaborated and the results obtained with different methods correlated to each other.

The elaborated methods and experience gained are used in research on siting nuclear power plants, as a good knowledge of actual conditions of the natural environment in a region considered for a nuclear power station site is an important factor of the siting procedure. Investigations and good recognition of the "primary status" of environment, before putting the power station in operation are necessary to estimate the influence of long-term activity of the station on the environment and the neighbourhood population (1,2,3).

To illustrate the methods used in for these investigations a survey of environmental gamma background radiation in a region surrounding one of the proposed nuclear power station site in Poland in the vicinity of Żarnowieckie Lake will be described.

2.Program of field measurements at Żarnowieckie Lake

The source of earth gamma background consists of natural radioactive elements included in the specific fractions of the environment and also artificial radioactive elements from fallout and industrial activity. Wide energy range of emitted range of emitted gamma radiation and low level activity of the radiation source require for the intended surveillance the application of highly sensitive instruments and appropriate techniques and methods of measurement (4,5,6).

The investigations should be extended over a wide area around the site of a future power station and must also supply reliable information on the level of gamma background in that area (7,8).

For the proposed siting place at the southern-east side of Żarnowieckie Lake we have accepted the area of measurement of about 40 km radius around that place. Having in mind the requirements of high accuracy of measurement over a wide area of the country, a complex method of the survey, including three separate methods of measurement has been used:

a) field measurements, by using dosemeters with high pressure ionization chambers;
b) soil sample analysis, by means of low background scintillation spectrometer;
c) airborne monitor measurements.

The accepted program of survey consisted of performing in a three years period 2-5 series of field measurements of exposure dose rate with simultaneous taking of a soil sample in 100 measurement points in the above specified region and successive analysis of these samples. The program included also one series of scintillation airborne radiometer survey. Distribution of field measurement points and air measurement tracks are shown in Fig.1.

3.Methods and instrumentation

To fulfill the requirements of the accepted program of the survey, methods of measurements of very low exposure dose rate and spectrometric analysis of low activity soil samples (9,10,11) worked out in Central Laboratory for Radiological Protection Warsaw, were used:

a. High pressure ionization chamber method

To measure accurately exposure gamma background dose rate in field conditions portable current type high pressure ionization chambers have been specially made in CLOR. The chamber is a 5-litre high pressure steel bottle with 4 mm th walls. It is filled with argon under a pressure of about 35 atm. The chamber i placed in a 1.5 mm thick Al shield mounted on a folding stand which ensures cc stant hight from the surface of the ground. The shield of the chamber can be earthed and prevents disturbances to the system (Fig.2). To minimize the leakage, the main insulator was made of teflon and a guard ring was also used. The fore the leakage current was as low as 10^{-17} A, when the current corresponding to the exposure dose rate of the natural background was of the order of 10^{-13} A dynamic capacitor electrometer type VA-J-51 was used with the chamber, suppl under field conditions from a 12 V battery. Calibration of the chambers was ma with ^{226}Ra and ^{131}I reference sources, according to our own method (12). For c libration purpose the directional response of the chamber, the effect of scattered radiation and attenuation in the air were taken into account. Details of calibration method and technique are given in a separate paper (13). The value of obtained calibration factors for these kind of ionization chamber dosemeter is of the order of2.5 - 4.0 $\frac{\mu R/h}{mV/s}$, what indicates on a good sensitivity of the instrument.

b. Soil sample analysis

Spectral analysis of gamma radiation emitted by radioisotopes contained in a soil sample permits to evaluate the concentration of particular isotopes in th soil. These data enable us also to calculate exposure dose rate value above th surface of the earth at the point of interest (9). For the measurements a scin tillation probe with a 5 in. x 2 in.NaI/Tl/ crystal in a steel shield with 15 cm thick walls was used. The detector was coupled to a multichannel analyse (Fig.3). The investigated sample was placed in an Al container whose shape ensured good measuring geometry. The weight of a soil sample well dried and broken up was about 3 kg. Concentrations of radioisotopes in the sample were obtained by solving a set of equations describing the relations between the count rates from the gamma radiation of particular isotopes or radioisotope families. The ranges were chosen to include the photo-peaks from the gamma radiation of the isotopes in the soil. The number of ranges and equations in the set must be at least equal to that of the isotopes whose concentrations

were to be determined in a sample examined.

While making the survey, concentrations in the soil of natural potassium containing ^{40}K, as well as uranium and thorium families were dtermined, with the aid of specially prepared standard samples. The concentrations of other isotopes coming from fallout etc. were not estimated because of their negligible account to the total activity of the sample, confirmed by previous investigations (9,12).

Calculation of isotope concentrations in the samples and appropriate exposure dose rates of gamma background were made by using a computer.

c. Airborne monitor measurements

An airborne scintillation monitor type ARS-2 /made in USSR/ was in this method employed. The radiometer is designed for use in an AN-2 biplane for geological prospection. We have adapted the instrument for earth gamma background measurement purposes. After a careful calibration by using ^{226}Ra and ^{131}I reference sources (10) the instrument enables continuous recording of gamma radiation exposure dose rate in μR/h with automatic correction for flight altitude changes in the range between 20 and 100 m, with an error of less than 2 %. This enables all the measurements to be normalized to the results obtained at the height of 1 m above the earth's surface.

The ARS-2 radiometer incorporates a scintillation detector probe of a block of four 90 x 60 mm NaI/Tl/ crystals and one photomultiplier. The signal from the detector, after amplification (Fig.4) passes through a shaping stage and is fed into a pulse ratemeter. The output from the ratemeter through DC amplifier is connected to one channel of a recorder, the other channel being coupled to the plane's altimeter used for recording the flight altitude. The radiometer has two ranges in which the maximum deflection of the recorder was calibrated to 2.5 μR/h and 50 μR/h respectively. The error in the gamma background radiation measurements with the airborne radiometer under stationary conditions is estimated to be ± 15 %. In flight this error may increase due to mechanical vibrations.

The measurements of gamma radiation exposure dose rate by means of the airborne radiometer make possible a rapid estimation of gamma radiation field over large areas of the country (5,6,14). The method enab-les to obtain the gamma background doese rate distribution in the form of a map, what may be useful also in rapid localization of contaminated areas in the case of an accident.

4. Measurements and results

According to the accepted program of work, the environmental survey was made the region of 40 km radius around the prospected site of the nuclear power st tion, at southern-east side of Żarnowieckie Lake. The surface measuring point have been distributed nonuniformly, dividing the whole area in three zones: I-zone, area of 2 km around the lake; II-zone, in the circle of 13 km radius around the site (excluding the I-zone area); III-zone surface area in the rir between 13-40 km radius.

Taking into account technical possibilities of the measurement, we have dici to place in the I zone - 10 points, in the II zone - 40 points and in the II - 50 surface measurement points (Fig.1).

All field measurements were made in the years 1970, 1971 and 1972, taking as rule 5 series of measurement in the zones I and II, and 2 series in the zone Some exceptions were made for the points at the seaside.

During the survey appropriate documentation concerning the location of each has been made, which included description of the place of measurements and t the soil samples and the photographic picture of the place. The work of the measuring team is shown in Fig.5.

The measurements from the airplane have been made in one series in September According to the program the area of the survey has been covered by parallel flights at the distance of 2 km from each other. The results obtained illust Fig.6.

Summary results of the survey are given in Table I. It comprises all results ionization chamber measurements of exposure dose rate in μR/h in 100 points the mean value of the result in each point. The results of dose rate calcula from soil sample analysis are also in the table.

An example of results of this analysis, in one of the series of measurements presented in Table II. That table gives the concentrations of uranium, thori and potassium in the soil sample, appropriate dose rate values and calculate total gamma background exposure dose rate in μR/h.

From the airborne radiometer measurements the gamma background dose rate dis bution chart in the area of Żarnowieckie Lake shown in Fig.7 has been prepar The range of the gamma background dose rate of this map, corresponding to ea

surface measuring point is also given, for comparison, in the last column of Table I.

5. Discussion of results

The experience gained in this survey shows that the airborne radiometer method is quick and enables on a rapid assessment of the radiation field distribution over large areas of the country ensuring continuity of the measurement in a great extend. Portable high pressure ionization chambers give a great accuracy of radation exposure dose measurement in the field conditions. The method of spectrometrical analysis of the soil enab-les on identification of isotopes anc on the assessment of the account of particular isotopes to the total radiation dose rate.

Complex application of these methods ensures a good accuracy of measurement, confirmed by the correlation of results shown in Fig.8, which is difficult to obtain in long-term studies in the lowest range of dose rate measurements. It enables also to perform large scale environmental studies in a comparatively short period of time.

The results obtained from the survey in the area of Żarnowieckie Lake give a good picture of the level and distribution of gamma background radiation field in that area. As one can see from Table I the value of the dose rate is in general quite low being in the range from about 2 μR/h up to about 10 μR/h (without the cosmic rays contribution). One can observe the characteristic decrease of the dose rate value in the vicinity and above the lakes and the seaside. The comparison of results of measurements in the same points shows within a period of three years a good consistance. As one can see from Table II there is a distinct correlation of total dose rate with the potassium content in the soil, what is also characteristic for regions of low natural gamma background level.

On the basis of the results obtained from this survey a complete estimation of mean exposition for gonads and bone marrow from gamma background radiation for the inhabitans of Żarnowieckie Lake area has been calculated (7). The values obtained being respectively 78.0 mrem/year and 72.1 mrem/year. The total population dose for the district under investigation does not exceed 1.2×10^{14} man-rem/year.

ı our opinion the obtained data provide also a sufficient basis for future ontrol of the environment in the close surrounding of the nuclear power sta- .ion and in the whole region, as well as for the estimation of possible changes .n the dose to population living in that area.

REFERENCES

(1) RAMEY,I.T., "Environmental considerations in the regulatory process for nuclear power plants in the USA: the role of the public and public understanding", Environmental Aspects of Nuclear Power Stations, SM-146/5 IAEA, Vienna 1971.

(2) SAIKI,M.,KOYANAGI,Y.,OHMOMO,Y.,UCHIYAMA,M., "Environmental considerations and public acceptance of nuclear plant site selection in coastal areas in Japan" as above, SM-146/41 IAEA, Vienna 1971.

(3) DUNSTER,H.J.,"Environmental monitoring: British policy and procedures", as above, SM-146/25 IAEA, Vienna 1971.

(4) EISENBUD,M., "Review of USA power reactor operating experience", as above, SM-146/55 IAEA, Vienna 1971.

(5) WACHSMANN,F., SCHWIBACH,J., "Considerations for nuclear power plants in areas with high population density in the Federal Republic of Germany", as above, SM-146/52 IAEA, Vienna 1971.

(6) NASIM,M., "Environmental aspects of Karachi nuclear power plants", as above, SM-146/51 IAEA, Vienna 1971.

(7) PENSKO,J., "The natural gamma background radiation around nuclear installations - the preoperational analysis of dose to the neighbouring population", Environmental Surveillance Around Nuclear Installations, SM-180/23 IAEA, Warsaw 1973.

(8) BECK,H.L.,LOWDER,W.M.,McLAUGHLIN,I.E., "In situ external environmental gamma-ray measurements utilizing Ge/Li/ and NaI/Tl/ spectrometry and pressurized ionization chambers", Rapid Methods for Measuring Radioactivity in the Environment, SM-148/2 IAEA, Vienna 1971.

(9) PENSKO,J.,JAGIELAK,J.,MAMONT,K., Spectrometric methods of measurement of the terrestrial gamma background radiation and concentration of radionuclides in the soil, Nukleonika 6 15/1970/573.

(10) PENSKO,J.,BIERNACKA,M.,GWIAZDOWSKI,B.,NIEDZIOŁKA,E., MAMONT-CIESLA,K., Natural gamma background radiation measurements in Poland by means of the scintillation airplane monitor, Rep.CLOR-87/D,1971.

(11) PENSKO,J.,GWIAZDOWSKI,B.,JAGIELAK,J.,BIERNACKA,M.,MAMONTK., "Combined environmental radioaktivity measurements for rapid estimation of the gamma radiation field", Rapid Methods for Measuring Radioactivity in the Environment", SM-148/50 IAEA, Vienna 1971.

(12) PENSKO,J.,JAGIELAK,J.,GWIAZDOWSKI,B.,ZAK,A., Automatic methods of continuous measurement of earth gamma background exposure dose, Rep.CLOR-92/D, 1972.

(13) JAGIELAK,J.,GWIAZDOWSKI,B.,PENSKO,J.,ZAK,A., "Some problems of calibration of instruments for environmental gamma exposure dose measurements", Environmental Surveillance Around Nuclear Installations, SM-180/21 IAEA, Warsaw 1973.

(14) BECK,C.K., "Environmental monitoring for USA licensed power reactors", Environmental Aspects of Nuclear Power Stations, SM-146/54 IAEA, Vienna 1971.

TABLE I. THE RESULTS OF ENVIRONMENTAL GAMMA BACKGROUND EXPOSURE DOSE RATE MEASUREMENTS IN uR/h OBTAINED FROM THE SURVEY IN 1970-72 IN THE AREA OF ŻARNOWIECKIE LAKE.

No.	locality	IONIZATION CHAMBER						SOIL SAMPLE ANALYSIS						AIRBORNE MONITOR
		VI 70	V 71	IX 71	VI 72	IX 72	Mean value	VI 70	V 71	IX 71	VI 72	IX 72	Mean value	IX 70
1	Żarnowieckie Lake	3.3	3.8	3.5	3.o	3.9	3.5	4.8	3.8	6.1	2.9	4.7	4.5	4 - 6
2	Żarnowieckie Lake	2.3	2.2	1.7	3.o	1.9	2.2	2.1	2.4	3.1	1.7	2.3	2.3	4 - 6
3	Żarnowieckie Lake	4.5	4.1	4.3	4.2	3.5	4.1	3.9	5.2	4.4	3.6	4.3	4.3	4 - 6
4	Żarnowieckie Lake	3.7	3.7	3.5	3.2	2.7	3.4	4.2	4.4	4.3	4.2	5.3	4.5	4 - 6
5	Żarnowieckie Lake	3.2	3.o	3.3	4.1	3.7	3.5	3.6	3.6	3.2	3.6	4.6	3.7	4 - 6
6	Kartoszyno	3.5	3.1	3.2	3.2	3.7	3.3	3.2	4.o	3.4	2.4	3.6	3.3	4 - 6
7	Czymanowa	3.7	3.o	3.o	3.4	3.o	3.2	2.9	3.2	4.6	2.6	4.8	3.6	4 - 6
8	Nadole	4.3	3.7	3.6	3.2	3.5	3.7	4.4	5.6	5.2	4.2	6.2	5.1	4 - 6
8a	Nadole	3.6	2.7	2.6	3.6	2.8	3.1	3.2	3.6	3.2	2.7	3.5	3.2	4 - 6
9	Brzym	3.4	2.6	3.1	3.5	4.3	3.4	4.5	4.8	5.5	5.2	6.7	5.3	4 - 6
10	Żarnowiec	3.6	3.3	3.o	2.3	3.o	3.o	2.8	2.8	3.2	2.4	3.4	2.9	4 - 6
11	Debek	2.o	-	-	2.1	1.8	2.o	1.9	1.9	-	1.5	2.5	2.o	4 - 6
12	Karwienskie Blota	1.9	1.2	1.5	1.9	1.6	1.6	1.7	2.o	2.1	1.6	-	1.9	4 - 6
13	Szary Dwor	2.7	1.5	2.o	3.o	2.2	2.3	3.2	2.9	3.1	2.2	2.3	2.7	4 - o
14	Karwia-Sulicice	3.3	2.1	2.3	1.9	2.6	2.4	4.6	5.9	3.o	3.5	7.7	4.9	4 - 6
15	Odargowo	4.3	3.7	2.8	3.5	4.o	3.7	3.4	4.8	4.5	3.6	5.1	4.3	6 - 8
16	Sulicice	5.7	4.3	4.2	4.o	4.9	4.6	6.6	6.4	6.5	6.9	7.1	6.7	6 - 8
17	Krokowa	5.7	4.o	4.3	4.5	4.5	4.6	5.2	6.6	7.3	5.4	5.o	5.9	6 - 8
18	Jeldzino	5.1	4.2	3.2	4.1	3.7	4.1	5.6	5.9	6.5	5.o	6.2	5.8	6 - 8
19	Lisewo	5.9	5.1	5.2	5.1	4.5	5.2	5.7	7.8	5.9	4.3	5.8	5.9	6 - 8
20	Klanino	4.6	4.9	-	4.9	2.8	4.3	6.2	-	-	8.3	7.9	7.5	6 - 8
21	Dobre Lake	4.9	4.1	4.5	4.8	4.8	4.6	4.1	4.5	5.8	-	3.2	4.4	4 - 6
22	Warstkowo-Opalino	4.7	3.9	-	3.o	3.1	3.7	3.6	4.1	-	2.3	5.o	3.8	6 - 8
23	Piasnica	3.5	2.6	2.1	2.7	2.6	2.7	3.1	4.6	3.1	-	3.8	3.7	6 - 8
24	Warszkowo	5.8	5.4	4.4	4.4	4.8	5.o	6.3	9.3	6.7	5.7	7.3	7.1	6 - 8
25	Lesniewo-Darzlubie	4.7	3.7	2.8	4.2	3.9	3.9	5.1	5.4	5.3	4.3	5.3	5.1	6 - 8
26	Mechowo	4.4	4.4	3.8	4.2	4.2	4.2	4.4	6.6	5.8	3.2	7.7	5.5	6 - 8
27	Domatowo-Starzyno	3.8	3.2	3.2	2.8	-	3.3	4.o	4.3	4.5	4.3	-	4.3	6 - 8
28	Lisewo-Klanino	1.4	1.o	-	-	-	1.2	1.4	1.6	-	-	-	1.5	6 - 8
29	Wejherowo-Piasnica	4.6	3.o	2.6	3.o	2.2	3.1	4.7	2.8	2.5	2.2	4.6	3.4	4 - 6
30	Orle	3.5	2.o	-	2.1	3.2	2.7	4.5	3.6	-	2.7	5.3	4.o	6 - 8
31	Rybno Kaszubskie	3.8	3.2	2.8	2.5	3.4	3.1	3.1	3.8	4.1	3.2	4.3	3.7	6 - 8
32	Kniewo	3.6	2.2	2.4	2.2	3.4	2.8	3.8	5.o	5.7	4.3	4.7	4.7	6 - 8

TABLE I (CONT.)

No.	Locality	IONIZATION CHAMBER						SOIL SAMPLE ANALYSIS						AIRBORNE MONITOR
		VI 70	V 71	IX 71	VI 72	IX 72	Mean value	VI 70	V 71	IX 71	VI 72	IX 72	Mean value	IX 70
33	Kochanowo Leane	4.7	4.1	2.8	3.7	-	3.8	5.4	5.7	4.5	4.6	-	5.1	6 - 8
34	Chynowic	3.6	2.9	2.7	2.5	3.1	3.o	2.5	3.7	2.3	3.1	3.6	3.o	6 - 8
35	Tadzino	4.6	4.o	3.5	4.o	3.5	3.9	4.6	5.4	5.8	4.3	5.6	5.1	6 - 8
36	Dabrowka Ml.	4.6	4.3	-	4.2	4.4	4.4	4.4	5.4	-	2.5	5.1	4.4	4 - 6
37	Wysokie	5.1	4.1	-	-	-	4.6	5.1	5.1	5.1	-	-	5.1	6 - 8
38	Salino	4.4	4.7	-	-	-	4.6	4.9	4.o	-	-	-	4.5	4 - 6
39	Mierzyno	4.5	3.1	2.9	3.3	3.3	3.4	3.4	4.9	5.o	3.5	5.o	4.4	6 - 8
40	Kolkowo	5.2	3.7	3.3	4.7	3.9	4.2	4.4	6.o	5.o	4.4	5.6	5.1	8 - 10
41	Gniewino	5.8	4.4	4.6	4.o	4.3	4.6	6.2	6.4	7.9	5.3	5.9	6.3	6 - 8
42	Lublewko	5.1	4.4	3.6	4.o	3.8	4.2	5.9	6.2	5.4	4.o	6.3	5.6	6 - 8
43	Choczewskie Lake	3.1	2.5	2.o	1.2	-	2.2	2.5	3.o	1.7	2.3	-	2.4	4 - 6
44	Osieki Leborskie	5.1	4.4	3.6	4.1	3.8	4.2	4.4	5.1	4.5	4.1	5.5	4.7	6 - 8
45	Salinka	4.9	3.9	3.6	3.4	3.7	3.9	5.2	5.7	5.1	4.2	5.5	5.1	6 - 8
46	Bychowo	6.7	5.3	4.9	3.7	3.3	4.8	8.3	7.9	9.2	3.6	6.8	7.2	6 - 8
47	Sluchowo	5.7	5.0	4.o	4.5	4.5	4.7	5.1	6.3	5.5	4.8	6.5	5.6	6 - 8
48	Bialogora	2.4	1.8	1.4	2.6	1.7	2.o	2.8	2.2	2.o	2.o	2.3	2.3	4 - 6
49	Opalino	5.3	3.6	3.2	4.2	1.3	3.5	5.9	5.5	4.2	5.3	4.1	5.o	4 - 6
50	Wierzchucino	3.1	2.7	2.7	2.3	2.8	2.7	3.3	4.o	4.3	2.7	4.o	3.7	4 - 6
51	Poblocie Wierzch.	3.6	2.8	-	-	-	3.2	2.4	3.1	-	-	-	2.8	6 - 8
52	Wicko	4.9	4.2	-	-	-	4.6	4.5	4.7	-	-	-	4.6	8 - 1o
53	Roszcyce	4.5	2.5	-	-	-	3.5	2.9	3.4	-	-	-	3.2	6 - 8
54	Zwartowo	7.1	5.1	-	-	-	6.1	6.6	7.3	-	-	-	7.o	6 - 8
55	Szczenurze	2.7	2.1	-	-	-	2.4	1.3	2.1	-	-	-	1.7	4 - 6
56	Ulinia	2.6	2.3	-	-	-	2.5	1.9	2.2	-	-	-	2.1	4 - 6
57	Ciekocino-Sasino	6.2	4.7	-	-	-	5.5	5.6	6.1	-	-	-	5.9	6 -8
58	Leba	2.8	1.6	-	-	-	2.2	2.1	2.2	-	-	-	2.2	4 -6
59	Kopalino	3.2	2.7	-	-	-	3.o	2.6	3.1	-	-	-	2.9	4 -6
60	Lubiatowo	3.4	2.9	2.1	-	-	2.8	2.1	2.8	2.2	-	-	2.4	4 - 6
61	Jastrzebia Gora	3.4	1.7	-	3.7	-	2.9	2.6	2.1	-	1.9	-	2.2	4 - 6
62	Jastarnia	1.9	1.7	-	o.9	-	1.5	1.9	2.1	-	2.o	-	2.o	4 - 6
63	Swarzewo	4.4	3.5	-	3.5	-	3.8	5.8	6.9	-	5.6	-	6.1	4 - 6
64	Chalupy	1.4	3.1	-	2.6	-	2.4	1.2	-	-	1.2	-	1.2	4 - 6
65	Rozewie	4.2	4.5	-	4.5	-	4.4	3.9	5.6	-	3.3	-	4.3	4 - 6
66	Zelistrzewo	4.7	4.3	-	-	-	4.5	4.7	5.o	-	-	-	4.9	6 - 8
67	Lebez	3.6	2.8	-	-	-	3.2	4.7	4.8	-	-	-	4.8	8 - 10

TABLE I (CONT.)

No.	Locality	IONIZATION CHAMBER						SOIL SAMPLE ANALYSIS						AIRBORNE MONITOR
		VI 70	V 71	IX 71	VI 72	IX 72	Mean value	VI 70	V 71	IX 71	VI 72	IX 72	Mean value	IX 70
68	Wejherowo	3.7	2.9	-	-	-	3.3	2.8	3.4	-	-	-	3.1	4 - 6
69	Celbowo	4.5	-	-	-	-	4.5	7.6	6.8	-	-	-	7.2	6 - 8
70	Mrzezino	2.9	1.8	-	-	-	2.4	3.7	4.o	-	-	-	3.9	4 - 6
71	Kosakowo	3.9	2.8	-	-	-	3.4	2.9	3.2	-	-	-	3.1	6 - 8
72	Rewa	2.4	1.6	-	-	-	2.o	2.4	2.1	-	-	-	2.3	4 - 6
73	Reda	3.9	4.o	-	-	-	4.o	4.9	5.5	-	-	-	5.2	4 - 6
74	Naniec	4.7	3.9	-	-	-	4.3	3.5	3.8	-	-	-	3.7	4 - 6
75	Reda	3.7	3.3	-	-	-	3.5	4.6	4.2	-	-	-	4.4	6 - 8
76	Gdynia-Chylonia	3.4	-	-	-	-	3.4	4.o	3.8	-	-	-	3.9	4 - 6
77	Chwaszczyno	3.1	3.o	-	-	-	3.1	4.8	4.9	-	-	-	4.9	-
78	Kamien	3.1	3.0	-	-	-	3.1	3.3	6.1	-	-	-	4.7	-
79	Nowy Dwor Wejh.	4.7	4.o	-	-	-	4.4	4.8	5.2	-	-	-	5.o	4 - 6
80	Wejherowo-Biala	3.8	3.9	-	-	-	3.9	4.3	4.8	-	-	-	4.6	4 - 6
81	Lebno	2.5	2.4	-	-	-	2.5	4.2	5.o	-	-	-	4.6	-
82	Sianowo Leane	4.4	3.4	-	-	-	3.9	4.4	5.4	-	-	-	4.9	-
83	Goscicino	4.6	3.9	-	-	-	4.3	4.9	5.6	-	-	-	5.3	4 - 6
84	Czestkowo	5.o	4.8	-	-	-	4.9	5.6	5.5	-	-	-	5.6	4 - 6
85	Strzepcz	4.7	4.7	-	-	-	4.7	6.o	6.o	-	-	-	6.o	-
86	Wyszecino	3.8	4.8	-	-	-	4.3	3.9	-	-	-	-	3.9	4 - 6
87	Tluczewo	5.o	3.3	-	-	-	4.2	5.1	3.7	-	-	-	4.4	-
88	Mirachowo	4.2	3.9	-	-	-	4.1	3.8	4.2	-	-	-	4.o	-
89	Bukowina	4.6	3.8	-	-	-	4.2	3.7	4.o	-	-	-	3.9	-
90	Lebunia	4.5	4.o	-	-	-	4.3	5.5	5.7	-	-	-	5.6	-
91	Dabrowa Gora	4.9	4.2	-	-	-	4.6	4.9	5.o	-	-	-	5.o	6 - 8
92	Dziecielec	4.5	4.o	-	-	-	4.3	4.5	5.6	-	-	-	5.1	4 - 6
93	Lubowidz Lake	2.3	1.5	-	-	-	1.9	2.7	2.1	-	-	-	2.4	4 - 6
94	Osowo-Maszewo	4.2	3.9	-	-	-	4.1	3.5	6.o	-	-	-	4.8	-
95	Pogorzelica	4.2	3.1	-	-	-	3.7	3.2	3.4	-	-	-	3.3	4 - 6
96	Leczyce	3.4	2.6	-	-	-	3.o	3.2	3.4	-	-	-	3.3	4 - 6
97	Swichowko	5.2	4.0	-	-	-	4.6	4.9	5.2	-	-	-	5.1	6 - 8
98	Garczegorze	5.7	6.o	-	-	-	5.9	7.4	7.3	-	-	-	7.4	6 - 8
99	Redkowice	3.6	2.8	-	-	-	3.2	2.9	4.1	-	-	-	3.5	4 - 6
100	Lebien	6.3	4.4	-	-	-	5.4	4.9	3.1	-	-	-	4.o	6 - 8

TABLE II. CONCENTRATIONS IN g/g OF NATURAL POTASSIUM, URANIUM AND THORIUM IN SOIL SAMPLES AND APPROPRIATE EXPOSURE DOSE VALUES IN uR/h. ŻARNOWIECKIE LAKE AREA - SEPTEMBER 1972.

No.	Concentrations g/g			Exposure dose uR/h			
	C_K	$C_U \times 10^{-6}$	$C_{Th} \times 10^{-6}$	P_K	P_U	P_{Th}	$P_{tot.}$
1	0.017	1.05	2.91	2.8	0.8	1.1	4.7
2	0.008	0.57	1.40	1.3	0.4	0.5	2.3
3	0.014	1.04	2.94	2.4	0.8	1.1	4.3
4	0.016	1.88	2.96	2.7	1.5	1.1	5.3
5	0.015	1.15	3.21	2.5	0.9	1.2	4.6
6	0.012	0.79	2.50	2.1	0.6	0.9	3.6
7	0.014	1.72	3.06	2.3	1.3	1.1	4.8
8	0.019	2.17	3.88	3.1	1.7	1.5	6.2
8a	0.010	1.21	2.51	1.6	0.9	0.9	3.5
9	0.020	2.10	4.71	3.3	1.6	1.8	6.7
10	0.011	0.85	2.28	1.8	0.7	0.9	3.4
11	0.011	0.38	0.75	1.9	0.3	0.3	2.5
13	0.006	0.79	1.71	1.0	0.6	0.6	2.3
14	0.022	2.43	5.96	3.6	1.9	2.2	7.7
15	0.016	1.45	3.41	2.7	1.1	1.3	5.1
16	0.022	2.03	4.94	3.6	1.6	1.9	7.1
17	0.017	1.26	2.96	2.9	1.0	1.1	5.0
18	0.020	1.81	4.04	3.3	1.4	1.5	6.2
19	0.016	2.02	3.91	2.7	1.6	1.5	5.8
20	0.021	2.99	5.33	3.6	2.3	2.0	7.9
21	0.010	1.00	2.08	1.7	0.8	0.8	3.2
22	0.014	1.53	3.86	2.3	1.2	1.4	5.0
23	0.012	1.00	2.47	2.1	0.8	0.9	3.8
24	0.023	1.79	5.42	3.9	1.4	2.0	7.3
25	0.017	1.51	3.28	2.9	1.2	1.2	5.3

TABLE II (CONT.)

No.	Concentrations g/g			Exposure dose uR/h			
	C_K	$C_U \times 10^{-6}$	$C_{Th} \times 10^{-6}$	P_K	P_U	P_{Th}	$P_{tot.}$
26	0.023	2.25	5.79	3.8	1.8	2.2	7.7
29	0.013	2.23	1.88	2.2	1.7	0.7	4.6
30	0.015	1.81	3.77	2.5	1.4	1.4	5.3
31	0.013	1.37	2.86	2.1	1.1	1.1	4.3
32	0.014	1.66	2.93	2.3	1.3	1.1	4.7
34	0.013	0.86	2.30	2.1	0.7	0.9	3.6
35	0.016	1.93	3.85	2.7	1.5	1.4	5.6
36	0.015	1.36	3.94	2.6	1.1	1.5	5.1
39	0.016	1.37	3.21	2.7	1.1	1.2	5.0
40	0.018	1.41	3.70	3.1	1.1	1.4	5.6
41	0.017	1.85	4.01	2.9	1.4	1.5	5.9
42	0.020	1.72	4.44	3.3	1.3	1.7	6.3
44	0.018	1.62	3.43	3.0	1.3	1.3	5.5
45	0.017	1.77	3.38	2.8	1.4	1.3	5.5
46	0.019	2.44	4.75	3.1	1-9	1.8	6.8
47	0.020	1.92	4.10	3.4	1.5	1.5	6.5
48	0.008	0.53	1.54	1.3	0.4	0.6	2.3
49	0.012	1.22	2.89	2.0	1.0	1.1	4.1
50	0.012	1.30	2.72	2.0	1.0	1.0	4.0

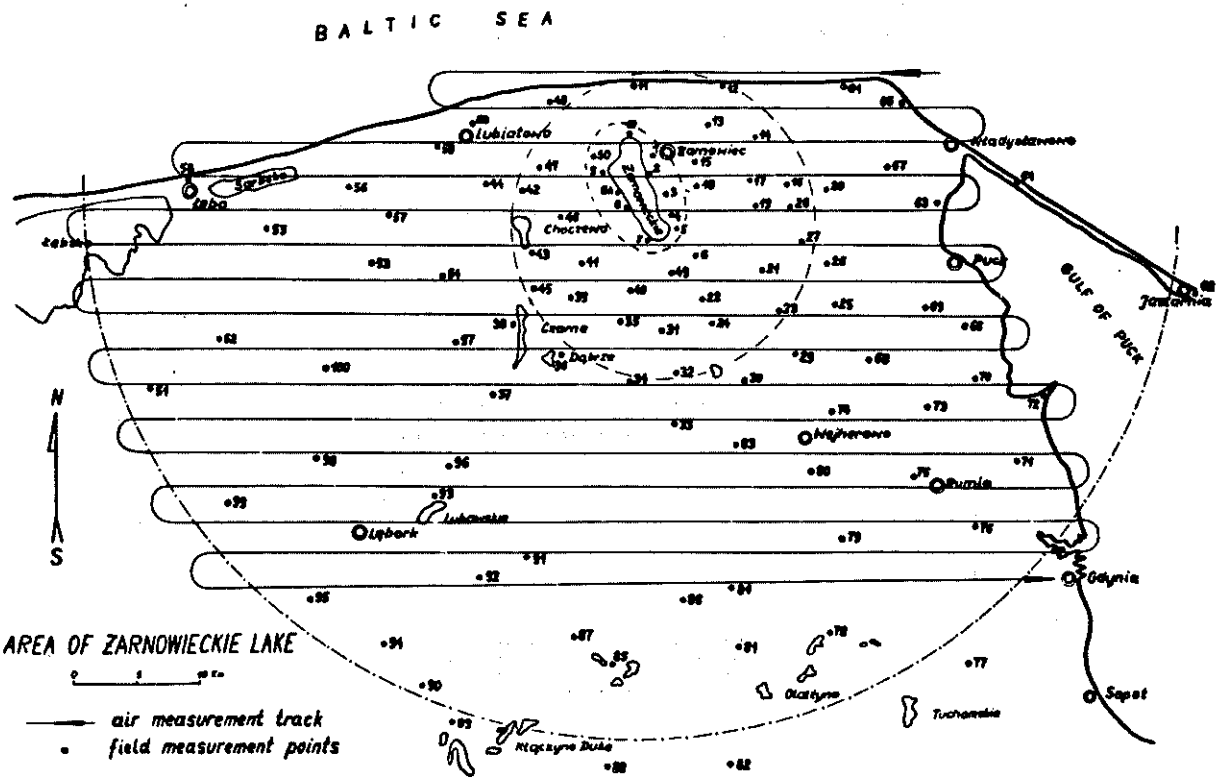
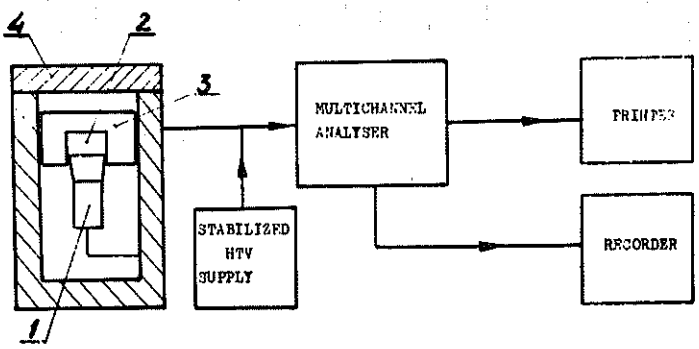


Fig. 1. The distribution of field measurement points and the airborn monitor measurement track in the area of Żarnowieckie Lake.

Fig. 2. Portable high pressure ionization chamber dosemeter for gamma background measurements.



1. PHOTOMULTIPLIER
2. SCINTILLATION CRYSTAL NaI/Tl/
3. SOIL SAMPLE CONTAINER
4. LOW BACKGROUND MEASUREMENT CASTLE

Fig. 3. MEASURING EQUIPMENT FOR SPECTROMETRIC EVALUATION OF RADIONUCLIDES CONCENTRATION IN SOIL SAMPLES

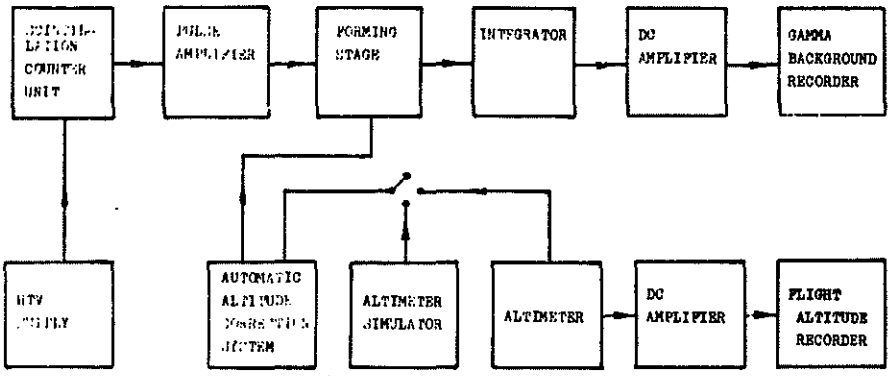


Fig. 4. BLOCK DIAGRAM OF THE ARS-2 AEROPLANE SCINTILLATION BACKGROUND MONITOR

Fig. 5. Gamma background exposure dose rate measurements and taking of soil samples in the field.

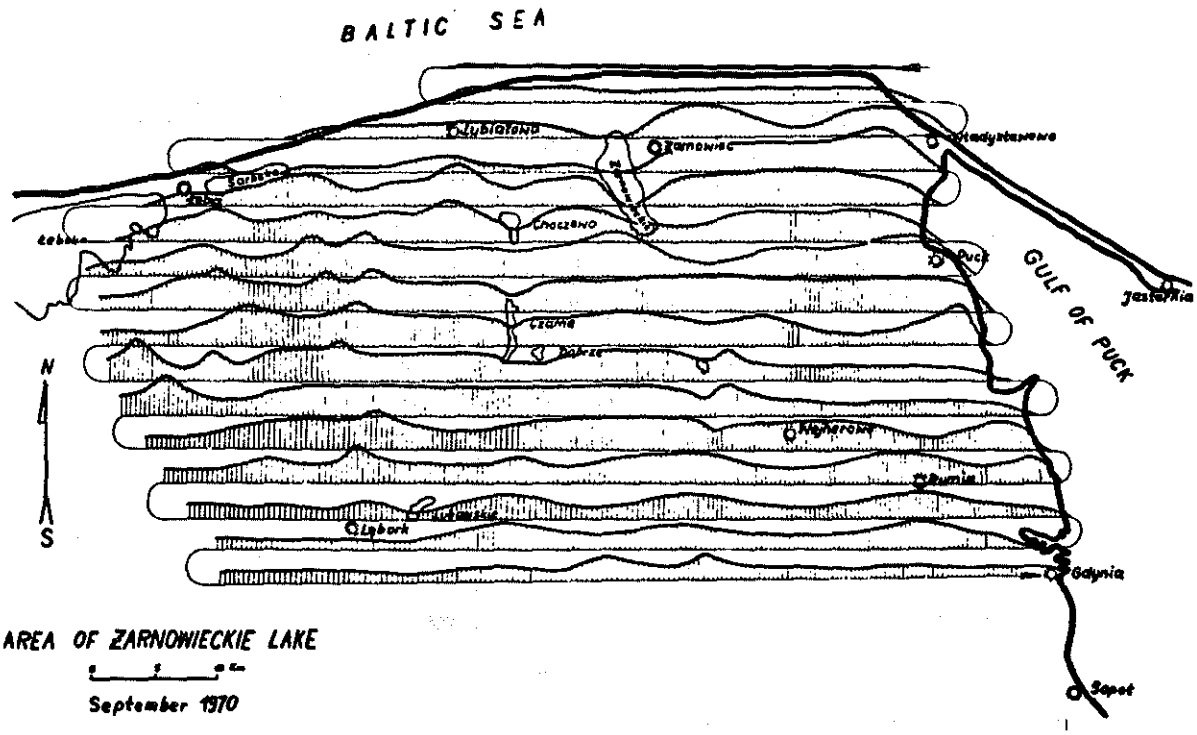


Fig. 6. Results of airborn radiometer measurements in the area of Żarnowieckie Lake.

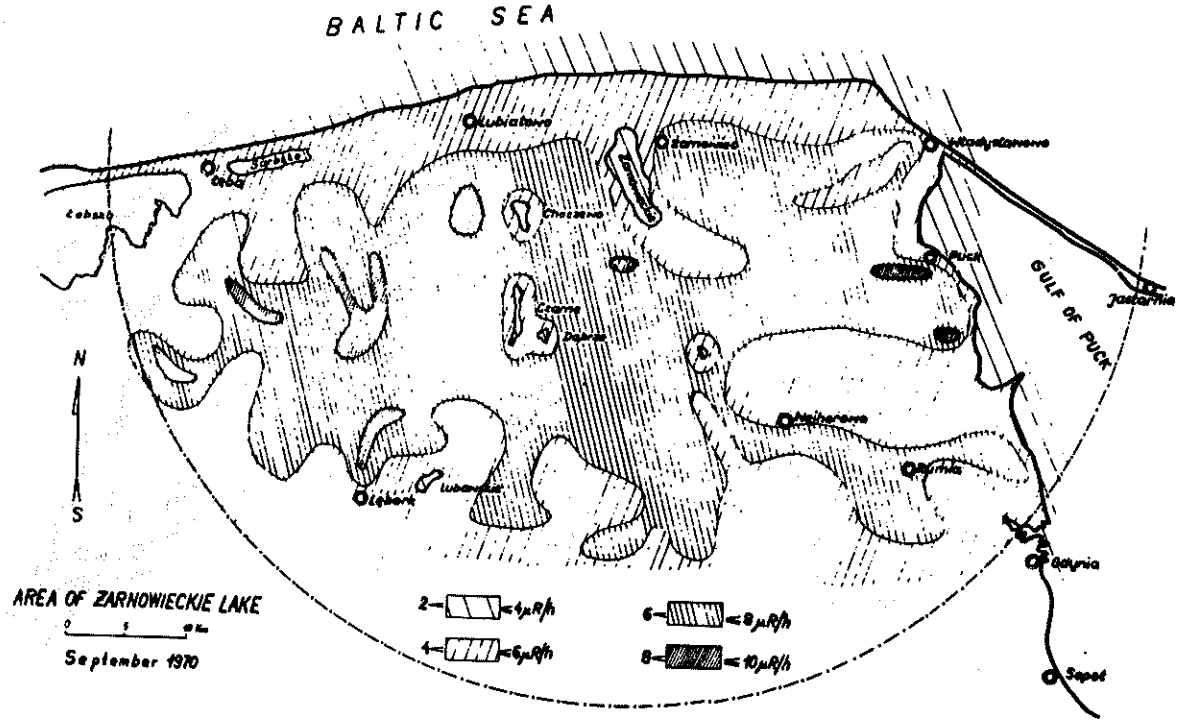


Fig. 7. Gamma background distribution in the area of Żarnowieckie Lake, obtained from the airborn radiometer measurements, September 1970.

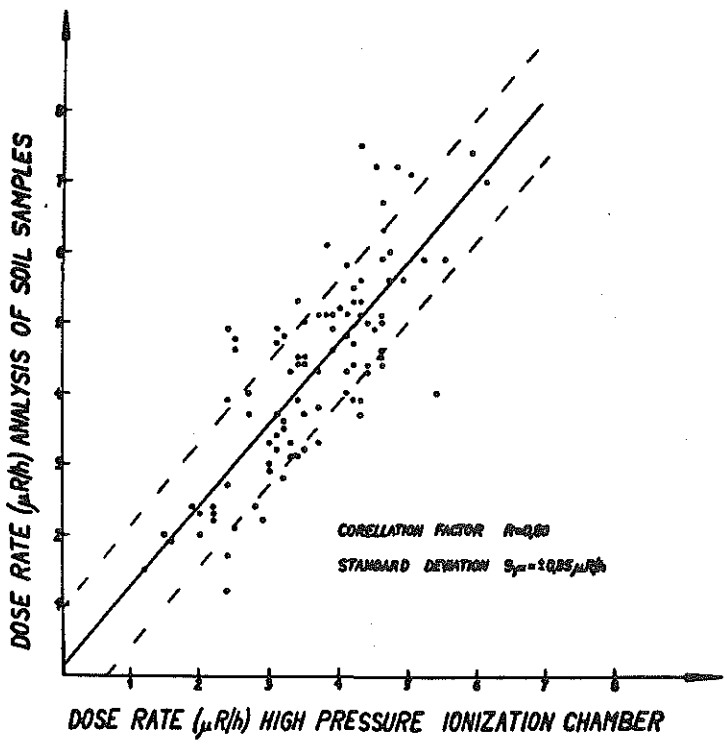


Fig. 8. Regression line calculated by the least square method and standard deviation for mean values of the gamma background exposure dose rate obtained from ionization chamber field measurements and from the spectrometric analysis of soil samples for 100 points of measurement /1970-72/.

Jahrestagung des Fachverbandes
für Strahlenschutz e. V.
23. - 28. 9. 1974, Helgoland

DIE NATÜRLICHE STRAHLENBELASTUNG IN DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND

H. Bonka
Lehrstuhl für Reaktortechnik der RWTH Aachen

1. EINLEITUNG

Im Augenblick sind die durch langzeitige Einwirkung geringer Strahlendosen hervorgerufenen genetischen und somatischen Schäden beim Menschen nicht genau bekannt [1]. Für die Bewertung der zusätzlichen künstlichen Strahlenbelastung, z.B. durch die aus kerntechnischen Anlagen freigesetzten Radionuklide oder die Anwendung der Röntgenstrahlen, ist daher die Schwankungsbreite der natürlichen Strahlenbelastung für den Großteil der Bevölkerung von größter Wichtigkeit. Zusätzliche Strahlenbelastungen innerhalb dieser Schwankungsbreite sollten unbedenklich sein. Es wird versucht, diese Schwankungsbreite nach den heute vorliegenden Meßwerten in der Bundesrepublik Deutschland anhand der örtlich recht verschiedenen mittleren natürlichen Strahlenbelastung zu zeigen.

2. GRUNDLAGE ZUR BESTIMMUNG DER ÖRTLICHEN MITTLEREN NATÜRLICHEN STRAHLENBELASTUNG

Wir Menschen halten uns in der Regel über größere Zeiträume in lokal eng begrenzten Gebieten auf. Es ist daher möglich, die örtliche mittlere Strahlenbelastung entsprechend der verschiedenen Aufenthaltszeiten in Häusern, auf Straßen und

außerhalb von Straßen aus der kosmischen Dosisleistung, der terrestrischen Dosisleistung auf Straßen und außerhalb von Straßen und der Dosisleistung in Häusern zu bestimmen. Unter der kosmischen Dosisleistung soll nur der Anteil an der gesamten natürlichen Strahlenbelastung verstanden werden, der seinen Ursprung in den geladenen Teilchen hat, die aus dem Kosmos unsere Erde erreichen. Der Begriff terrestrische Dosisleistung soll hier dahingehend erweitert werden, daß zu ihm auch die Dosisleistung von Bauteilen außerhalb von Häusern, z.B. Straßen oder Gebäuden, hinzugezählt wird - vielleicht ist es hier aber in Zukunft besser von Dosisleistung im Freien zu sprechen. Unter Dosisleistung in Häusern soll die in Häusern gemessene Dosisleistung vermindert um die kosmische Komponente verstanden werden.

3. DIE ÖRTLICHE MITTLERE KOSMISCHE STRAHLENBELASTUNG

Wegen unterschiedlicher Meßmethoden unterscheidet man bei der kosmischen Strahlenbelastung die Ionisierungs- und Neutronenkomponente [2]. Die Ionisierungskomponente wird im wesentlichen durch Myonen, Elektronen, Protonen und Pionen hervorgerufen. Für das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland kann man in genügender Genauigkeit die Breitengradabhängigkeit der kosmischen Strahlenbelastung, die ihren Grund im Ablenken der aus dem Kosmos kommenden geladenen Teilchen durch das Erdmagnetfeld hat, vernachlässigen. Die Änderung der kosmischen Strahlenbelastung in Abhängigkeit von der Höhe über dem Meeresspiegel zeigt Abb. 1 [3]. In Hamburg beträgt die kosmische Dosisleistung etwa 31 mrem/a und auf der Zugspitze - 2964 m über dem Meeresspiegel - etwa 160 mrem/a.
Wie man aus den eingetragenen Städten erkennt, liegt die kosmische Strahlenbelastung der Hauptbevölkerung in der Bundesrepublik Deutschland zwischen 31 und 41 mrem/a. Die Verteilung der kosmischen Strahlenbelastung ist in Abb. 2 dargestellt. Die Abstufungen wurden so gewählt, daß damit leicht die gesamte natürliche Strahlenbelastung in Bereichen darstellbar ist, siehe Kap. 6. Die mittlere kosmische Strahlenbelastung in der Bundesrepublik Deutschland dürfte etwa 33 mrem/a betragen.

4. DIE ÖRTLICHE MITTLERE TERRESTRISCHE STRAHLENBELASTUNG

Die terrestrische Strahlenbelastung wird allein durch γ-Strahlen hervorgerufen. Etwa 25% der γ-Strahlung wird von Ra 226, 40% von Th 232 und 35% vom natürlichen Kalium ausgesandt [4].

Messungen über die terrestrische Strahlenbelastung wurden vom Radiologischen Institut der Universität Freiburg für das Bundesland Baden-Württemberg mit Ionisationskammern und Szintillationszählern [5, 6], vom Max-Planck-Institut für Biophysik Frankfurt für das Bundesland Hessen mit Ionisationskammern und NaJ(TL)-Szintillationszählern [4, 7] und vom Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung Hannover für die gesamte Bundesrepublik Deutschland mit NaJ(TL)-Szintillationszählern [8, 9] durchgeführt. Von neueren Messungen, die auf Veranlassung des Bundesministeriums des Inneren mit Szintillationszählern an mehreren Instituten durchgeführt werden, sind bisher nur einige im wesentlichen nach Bundesländern gemittelte Werte bekannt geworden [10]. Da die Messungen des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung in etwa die Daten sind, die für die Bestimmung der natürlichen Strahlenbelastung benötigt werden, sollen nur sie im folgenden näher betrachtet werden.

Die Messungen des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung wurden etwa zur Hälfte mit einem auf dem linken Kotflügel eines Jeeps angebrachten NaJ(TL)-Szintlllationszähler [8, 9] und zur anderen Hälfte mit einem auf dem Rücksitz eines Volkswagens angebrachten NaJ(TL)-Szintillationszähler [11] auf Straßen durchgeführt. Insgesamt wurden mehr als 30 000 km Straßen der BRD befahren. Durch Vergleichsmessungen mit Ionisationskammern, die keine so starke Energieabhängigkeit aufweisen, konnte gezeigt werden, daß sich der starke Abfall der Empfindlichkeit mit steigender γ-Energie von NaJ(TL)-Szintillationszählern [12] bei der Messung der terrestrischen Strahlenbelastung nicht so bemerkbar macht [12]. Die maximalen Abweichungen waren $\pm$ 30%. Untersuchungen

über den Bereich der Erdschicht , aus dem die gemessenen γ-Quanten ausgesandt wurden, ergaben, daß bei konstanter Quellstärke 95% des Meßwertes auf eine Erdschicht von einem Meter zurückzuführen sind [8]. Dabei wurden nur γ-Quanten aus einem Umkreis von etwa 20 m registriert [9]. Im Fall der Messung mit dem Jeep kamen bei konstanter Quellstärke auf und neben einer 8 m breiten Straße etwa 70% des Meßwertes aus dem Flächenbereich der Straße und etwa 30% aus dem Flächenbereich außerhalb der Straße [8]. Da ein Durchschnittsmensch sich während der Zeit außerhalb des Hauses etwa 50% auf Straßen und etwa 50% außerhalb von Straßen aufhält, sind diese Messungen in etwa Mittelwerte, die zur Bestimmung der natürlichen Strahlenbelastung notwendig sind.

Die Abb. 3 zeigt die in [8] veröffentlichten mittleren Meßwerte auf einzelnen Straßenabschnitten. Die Umrechnung der Meßwerte von R in rem erfolgte bei hier genügender Genauigkeit für γ-Strahlen nach 1R = 0,98 rad [13] bei einem relativen biologischen Wirksamkeitsfaktor von 1. In [14] wird für den Raum Frankfurt ein Umrechnungsfaktor von 0,93 verwandt und in [15] wegen der ausreichenden Genauigkeit 1R = 1rad = 1rem gesetzt. Die einzelnen Straßenabschnitte wurden nach [8] nur grob eingezeichnet.

Auf den ersten Blick fallen in Abb. 3 die niedrigen Meßwerte oberhalb der Mainlinie und in Rheinland-Pfalz auf, die aus den Tabellen in [8] nicht zu erkennen sind. Bei Auswertung weiterer unveröffentlichter Meßrollen, die freundlicherweise von Herrn Geyh vom Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung zur Verfügung gestellt wurden, konnte ein systematischer Fehler bei allen Meßwerten dieses Bereiches und bei einigen wenigen im Süddeutschen Raum erkannt werden. Gezeigt ist dieses in Abb. 4 anhand zweier Meßstreifen auf der Autobahn zwischen Saarbrücken und Kaiserslautern. Während der Meßstreifen des oberen Teils der Abb. 4 eine Eichmarkierung mit einem Co-60-Präparat enthielt, fehlte diese beim Meßstreifen der unteren Darstellung. Das Meßergebnis des unteren Meßstreifens muß also wegen falscher Einstellung der Meßapparatur unkorrigiert verworfen werden.

Um die einzigen vollständigen Meßergebnisse der terrestrischen Dosisleistung, die zudem zu einer Zeit um 1960 gemacht wurden, als die Umweltkontamination durch Fallout durch Kernwaffenversuche klein war, für radioökologische Betrachtungen nutzbar zu machen, wurden alle Meßstreifen ohne Eichmarkierung anhand sich überschneidender Meßstrecken korrigiert. Die Abbildungen 5 und 6 zeigen die so gewonnenen Ergebnisse mit den exakten Fahrtrouten. Praktisch für alle gefahrenen Strecken wurden nach den Meßstreifen die gemessenen mittleren Dosisleistungen eingetragen.
Die Meßergebnisse in Städten wurden nicht eingezeichnet. Sie liegen in der Regel durch die zusätzliche Dosisleistung von Hauswänden - eine Auswertung der Meßstreifen in dieser Richtung erfolgt zurzeit - höher. Daß diese Ergebnisse recht gut mit anderen Messungen [5, 7, 16] übereinstimmen, ist aus den umrandeten Meßergebnissen zu erkennen. Eine unzulässige große Abweichung gibt es praktisch nur in Köln und bei drei eingeklammerten Werten in Baden-Württemberg. Der Meßwert aus [16] könnte in Köln jedoch deshalb so hoch liegen, weil die Messung direkt vor dem Kölner Dom durchgeführt wurde. Mehrere Meßfahrten durch Köln zeigen direkt in Köln keine höhere terrestrische Strahlenbelastung gegenüber der Umgebung.
In Schleswig Holstein bestätigt sich zwar der Meßwert von Solon [16]. Da die Korrektur der Meßwerte aber von der Autobahn zwischen Hannover und Kassel erfolgte, könnte sich über diese lange Distanz ein kleiner Fehler eingeschlichen haben.

Nach den Abbildungen 5 und 6 läßt sich, nach Abzug von 4 mrem/a für den gemessenen kosmischen Anteil [3], mit Hilfe einer farbig angelegten geologischen Karte [17] für die Bundesrepublik Deutschland eine Karte über die Verteilung der mittleren terrestrischen Strahlenbelastung außerhalb von Städten, wobei etwa 70% des Meßwertes aus dem Flächenbereich der Straße stammen, erstellen. Als Beispiel zeigt die Abb. 7 eine Zuordnung zwischen Meßergebnis und Gesteinsart. Die Abb. 8 zeigt die so gewonnene Karte über die mittlere terrestrische Strahlenbelastung in der Bundesrepublik Deutschland.
In Bayern treten deutlich die Gebiete mit Kalkgestein hervor.

Die terrestrische Strahlenbelastung ist hier und in einem großen Gebiet um Köln, das bis in den Teutoburger Wald hineinreicht, am niedrigsten. Auffallend heben sich die Granitgebiete im Schwarzwald, Bayerischen Wald und im Odenwald sowie der Kaiserstuhl, der aus Basalt besteht, ab. Interessant ist die Erhöhung der terrestrischen Strahlung in Schleswig-Holstein zur Ostseeküste hin. Die Grenze deckt sich etwa mit dem weitesten Vorrücken der Weichseleiszeit. Die Erhöhung der terrestrischen Strahlung um Hamburg, südlich von Cuxhaven sowie um Duisburg läßt sich aus der geologischen Struktur nicht erklären. Die Erhöhungen der terrestrischen Strahlung in Rheinland-Pfalz und im Saargebiet sind dagegen wieder geologisch bedingt. Da für Westberlin keine Meßwerte vorlagen, die Menschen dort aber praktisch immer innerhalb der Stadt leben, wurde ein Wertebereich, wie er etwa in Städten Norddeutschlands vorliegt, eingezeichnet. Die mittlere terrestrische Strahlenbelastung der Gesamtbevölkerung in der Bundesrepublik Deutschland dürfte nach der Karte zwischen 50 und 55 mrem/a liegen. Berücksichtigt man die Erhöhung der Strahlenbelastung in Städten durch Hauswände - wobei man dann wohl besser von einer Strahlenbelastung im Freien spricht - so ergibt sich nach letzten Arbeiten ein Mittelwert von etwa 60 mrem/a.

Zum Vergleich sind in Abb. 9 die von Kolb [10] veröffentlichten neueren Meßwerte über die terrestrische Strahlenbelastung für einzelne Bundesländer und Teilgebiete von Bayern und Niedersachsen dargestellt. Bis auf das Gebiet von Schleswig Holstein ergibt sich eine befriedigende Übereinstimmung. Hier könnte sich, wie schon vermerkt wurde, bei der Korrektur der Meßwerte des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung ein kleiner Fehler eingeschlichen haben. Eine Entscheidung ist nur durch gezielte neue Messungen möglich.

Für das Gebiet im Süden Baden-Württembergs sind von Herbst [6] detaillierte Meßwerte veröffentlicht. Die Abb. 10 zeigt sie für den Vergleich mit Abb. 8 ein wenig systematisiert. Zieht man von den Meßergebnissen einen Betrag von 110 mrem/a ab - nach [6] ist der Anteil für die kosmische

Strahlung und die Fallout-Strahlung 90 bis 115 mrem/a - so sind den schraffierten Bereichen die eingeklammerten Dosisleistungen zuzuordnen. Man erkennt deutlich den Verlauf in Abb. 8 wieder. Erkennbar ist auch der Verlauf um Todtnau im Schwarzwald [18].

5. DIE STRAHLENBELASTUNG IN HÄUSERN

Die Strahlenbelastung in Häusern ohne den Betrag der kosmischen Strahlung stammt von Radionukliden, die in den Baumaterialien oder dem die Gebäude umgebenden Erdreich enthalten sind. Ausführliche Messungen werden zurzeit auf Veranlassung des Bundesministeriums des Inneren an mehreren Instituten der Bundesrepublik Deutschland durchgeführt. Mittelwerte für einzelne Bundesländer und Teilgebiete von Bayern und Niedersachsen sind von Kolb in [10] veröffentlicht. Danach ergibt sich bis auf Schleswig Holstein und Hamburg in etwa eine Korrelation zwischen Strahlenbelastung in Häusern und terrestrischer Strahlenbelastung. Dies ist verständlich, da die Baustoffe für die Häuser im allgemeinen aus der engeren Umgebung stammen. Etwa das gleiche Meßergebnis erhielt im Jahre 1960 auch das Niedersächsische Landesamt für Bodenforschung. Als mittlere Dosisleistung in Wohnräumen wurden 70 mrem/a und in Betriebsräumen 68 mrem/a gemessen [8]. Nach der mittleren terrestrischen Strahlenbelastung aus Abb. 8 liegt das Verhältnis zwischen Dosisleistung in Wohnräumen zu terrestrischer Dosisleistung dann etwa bei 1,35. Als kleinste Belastung in Häusern wird vom Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung ein Wert von 10 mrem/a und als größte 164 mrem/a gemessen, während im neuen Meßprogramm nach Kolb [10] die Extremwerte 17,2 mrem/a bzw. 287 mrem/a sind.

6. DIE ÖRTLICHE MITTLERE NATÜRLICHE STRAHLENBELASTUNG

Die örtliche mittlere natürliche Strahlenbelastung in der Bundesrepublik Deutschland läßt sich nach den in Kap. 2 dargestellten Überlegungen aus der kosmischen Dosisleistung $\dot{D}_{Kosm.}$, der terrestrischen Dosisleistung $\dot{D}_{Terr.}$, der Dosisleistung in Häusern $\dot{D}_{Haus}$ und der inneren Dosisleistung $\dot{D}_{In.}$ durch die im Körper des Menschen befindlichen Radionuklide wie H 3, C 14, K 40, Rb 87, Po 210, Rn 220, Rn 222, Ra 226, Ra 228 und U 238 [2] bestimmen. Zur Vereinfachung wird in der hier vorliegenden Arbeit nicht besonders berücksichtigt, daß die terrestrische Strahlenbelastung in Städten in der Bundesrepublik Deutschland im allgemeinen etwas höher als außerhalb ist. Auch bei der Dosisleistung in Häusern soll vereinfacht angenommen werden, daß sie über die gesamte Bundesrepublik Deutschland konstant 70 mrem/a beträgt.

Für die Wichtung der einzelnen Komponenten kann man nun von einem Durchschnittsmenschen ausgehen, der sich zu 80% der Zeit in Häusern Und 20% außerhalb von Häusern aufhält. Während des Verweilens außerhalb von Häusern befindet sich dieser zu etwa 50% der Zeit auf Straßen und etwa 50% auf dem die Straßen umgebenden Terrain. Berücksichtigt man noch, daß die von außen einwirkende terrestrische Strahlung und die Eigenstrahlung der Häuser um etwa 20% durch die oberhalb der wichtigsten Organe befindliche Gewebeschicht [2] geschwächt wird und die kosmische Strahlung durch die Gesteine der Häuser auf etwa 80% sinkt [19] , so ergibt sich die mittlere jährliche Dosisleistung des Organs i zu:

$$\dot{D}_i = 0{,}2(0{,}8\ \dot{D}_{Terr.} + \dot{D}_{Kosm.}) + 0{,}8(0{,}8\ \dot{D}_{Haus} + 0{,}8\ \dot{D}_{Kosm.}) + \dot{D}^{i}_{In.}$$

Der Vorteil dieser Wichtung gegenüber der Mittelwertbildung für eine größere Bevölkerungsgruppe, die z.B. für die Schweiz in [19] oder die DDR in [20] durchgeführt wurde, ist, daß regionale Unterschiede bei der natürlichen Strahlenbelastung deutlicher in Erscheinung treten.

Die Abb. 11 zeigt die so gewonnene Karte über die mittlere natürliche Strahlenbelastung in der Bundesrepublik Deutschland für die Gonaden, das Knochenmark und die innere Knochenhaut (bone - lining - cells).
Interessant ist, daß sich der zweite Strahlenbelastungsbereich praktisch über die ganze BRD erstreckt, so daß die mittlere Gonadenbelastung der Gesamtbevölkerung nahe bei 105 mrem/a liegt. Die Differenzen bei der mittleren natürlichen Strahlenbelastung betragen maximal ungefähr 25 mrem/a. Sie dürfte größer sein, wenn man aufgrund detaillierterer Veröffentlichungen die ortsabhängige Dosisleistung in Häusern besser berücksichtigen kann. Nach den Minimalwerten aller 3 variablen Strahlenkomponenten dürfte der kleinste Wert für die Gonadenbelastung eines Menschen in der BRD etwa 65 mrem/a und der entsprechend berechnete größte Wert 300 mrem/a betragen. Der Ort mit der maximalen terrestrischen Dosisleistung im Schwarzwald mit 1 800 mrem/a [18] wurde dabei vernachlässigt, da an ihm keine Menschen wohnen.

Die vorliegende Arbeit entstand im Rahmen einer durch das Bundesministerium des Inneren geförderten Untersuchung über die zukünftige radiologische Belastung durch Radionuklide aus kerntechnischen Anlagen.

LITERATUR:

[1] JACOBI, W.:
Die Grenzen der Strahlenbelastung.
Tagungsreferate der Schweizerischen Vereinigung für Atomenergie, März 1973

[2] UNITED NATIONS:
Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation.
Official Records, Twenty-seventh Session, Supplement No.25 (A/8725), New York 1972

[3] BONKA, H.:
Die ortsabhängige mittlere natürliche Strahlenbelastung der Bevölkerung in der Bundesrepublik Deutschland.
Atomkernenergie 23 (1974), S.137-150

[4] KEIL, R., Th. FRANKE, F. SCHALES:
Quellen terrestrischer Strahlung - Natürliche Radionuklide im Boden.
Symposium: Die natürliche Strahlenexposition des Menschen, Frankfurt, Juli 1973

[5] HERBST, W., G. HÜBNER:
Untersuchungen über die durchdringende äußere Umgebungsstrahlung.
Atomkernenergie 6 (1961), S.75-81

[6] HERBST, W., G. HÜBNER:
Analyse der Exposition der Gesamtbevölkerung eines Siedlungsraumes (Südbaden) gegenüber äußerer Umgebungsstrahlung in Abhängigkeit vom geologischen Milieu.
Atomkernenergie 9 (1964), S.457-462

[7] KEIL, R.:
Bestimmung der Strahlenbelastung der Bevölkerung durch die Einwirkung der natürlichen Umgebungsstrahlung.
Inaugural-Dissertation, Universität Frankfurt, 1967

[8] GEYH, M., S. LORCH:
Messung der terrestrischen Komponente der natürlichen γ-Umgebungsstrahlung in der Bundesrepublik Deutschland.
BMwF - FB K 66-42, Dez. 1966

[9] GEYH, M., S. LORCH:
Determining the Contribution of γ-rays to the Natural Environmental Radiation at Ground Level.
Rice University, 1964

[10] KOLB, W.:
Einfluß der Baustoffe auf die Strahlenexposition der Bevölkerung.
Atom - Informationen 4 (1974), S.18-20

[11] GEYH, M.:
Persönliche Mitteilung

[12] FRANKE, Th., H. GRAMBERG, A. SCHRAUB:
Vergleichsmessung der Meßwagen zur Erfassung der Umgebungsstrahlung.
Atompraxis 9 (1963), H.6, S.227-232

[13] RIEZLER, W., W. WALCHER:
Kerntechnik.
Stuttgart: Teubner Verlagsgesellschaft 1958

[14] KEIL, R., B. RAJEWSKY:
Zur Bestimmung von Dosisleistungen im Bereich der natürlichen Umgebungsstrahlung mittels Gammastrahlenspektrometrie.
Atompraxis 12 (1966), H.11, S.579-581

[15] HUBER, O.:
Die Radioaktivität der Biospäre-Untersuchungen in der Schweiz.
Tagungsreferate der Schweizerischen Vereinigung für Atomkernenergie, März 1973

[16] SOLON, L.R. u.a.:
Investigations of Natural Environmental Radiation.
Science 131 (1960), S.903-906

[17] Geologische Karte der Bundesrepublik Deutschland.
Bundesanstalt für Bodenforschung, Hannover 1973

[18] HERBST, W.:
Investigations of Environmental Radiation and Its Variability.
Rice University, 1964, S.781-796

[19] HALM, E., W. HERBST, A. MASTROCOLA:
Messung des natürlichen Strahlenpegels in der Schweiz.
Sonderdruck aus Beilage B, Nr.6/1962 zum "Bulletin des Eidg. Gesundheitsamtes" vom Dez. 1962

[20] OHLSEN, H.:
Bestimmung der mittleren Bevölkerungsbelastung durch natürliche äußere Strahlung auf dem Gebiet der DDR.
Staatliche Zentrale für Strahlenschutz, SZS-14/69, Nov. 1969

[21] UNITED NATIONS:
Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation.
Official Records, Twenty-first Session, Supplement No.14 (A/6314), New York 1966

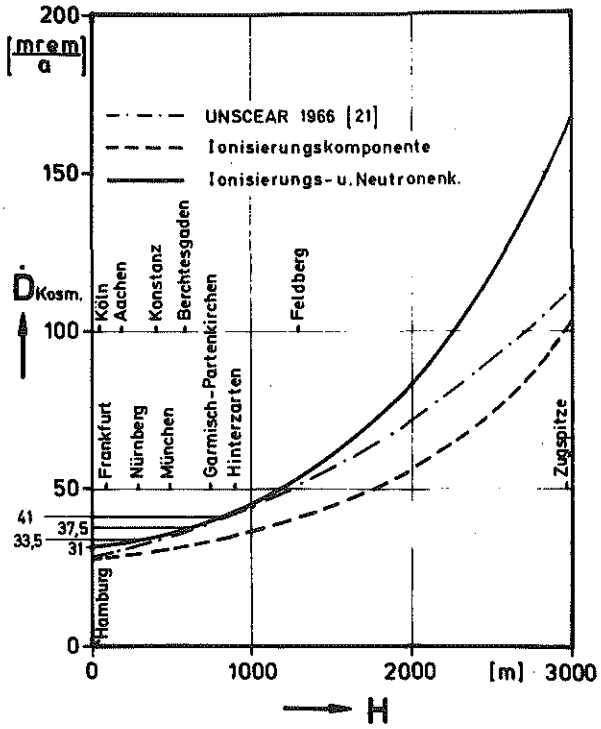


Abb.1: Kosmische Strahlenbelastung in Abhängigkeit von der Höhe in der geographischen Breite der Bundesrepublik Deutschland [3]

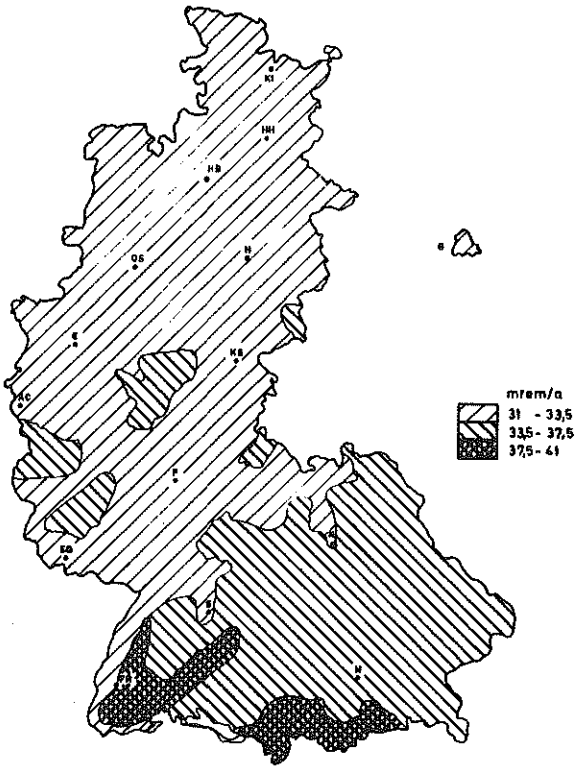


Abb. 2: Kosmische Strahlenbelastung in der Bundesrepublik Deutschland

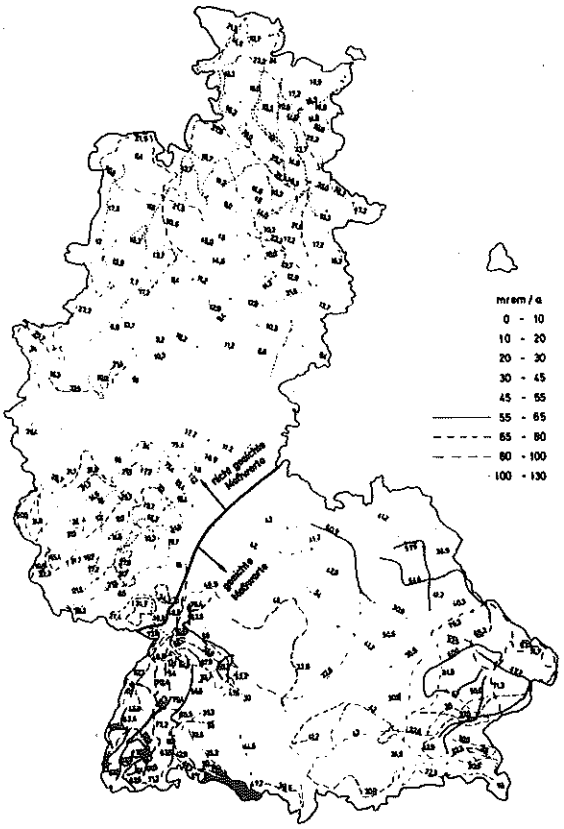


Abb.3: Vom Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung veröffentlichte mittlere terrestrische Strahlenbelastung auf einzelnen Straßenabschnitten [3]

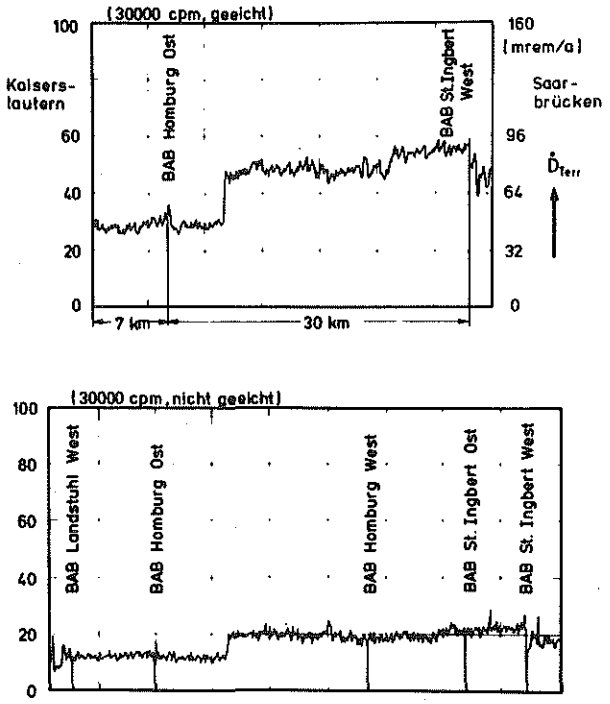


Abb.4: Vergleich zweier Meßergebnisse auf der Autobahn zwischen Saarbrücken und Kaiserslautern

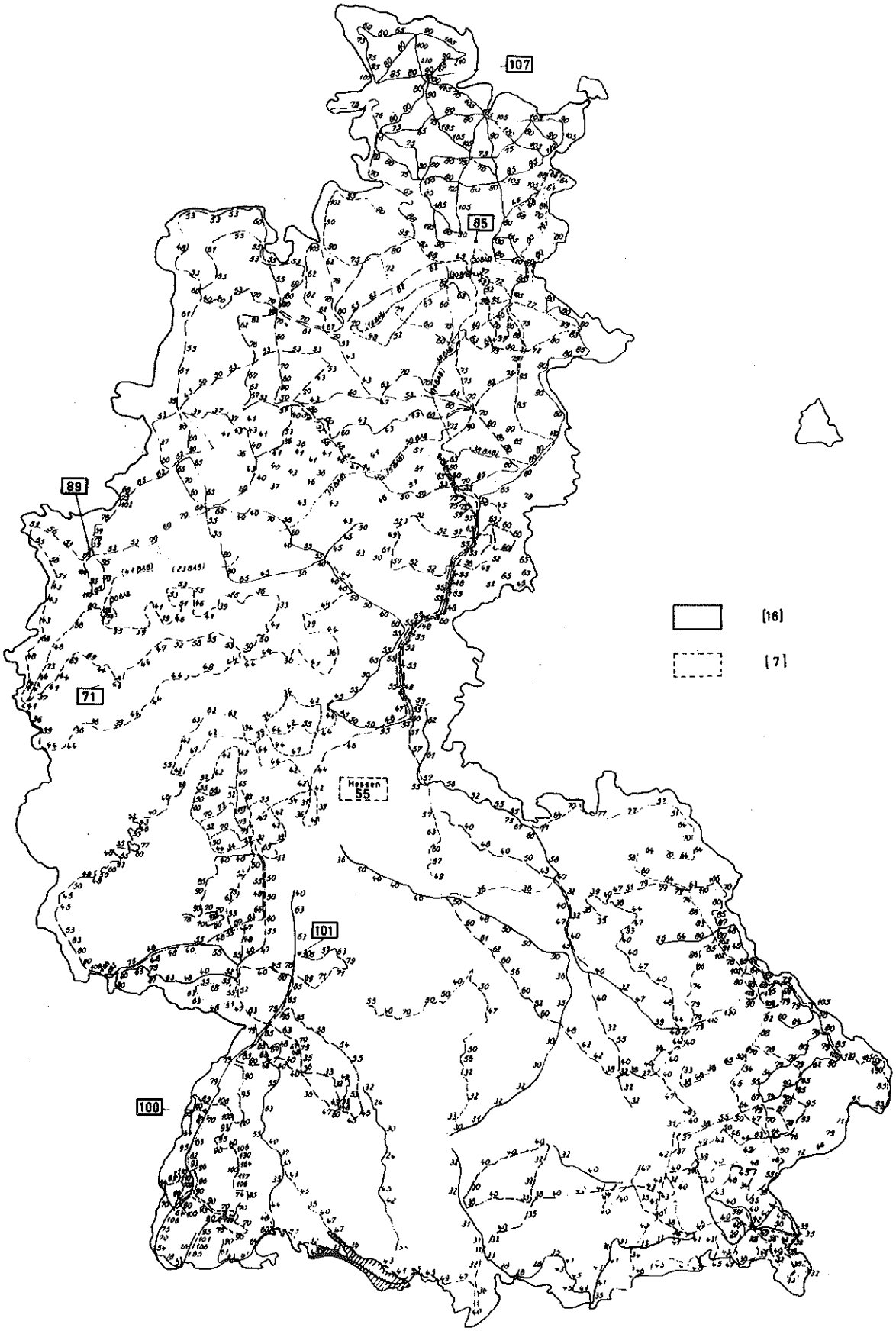


Abb.5: Fahrstrecken des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung Hannover mit den gemessenen mittleren Strahlenbelastungen auf Straßen in mrem/a [3]

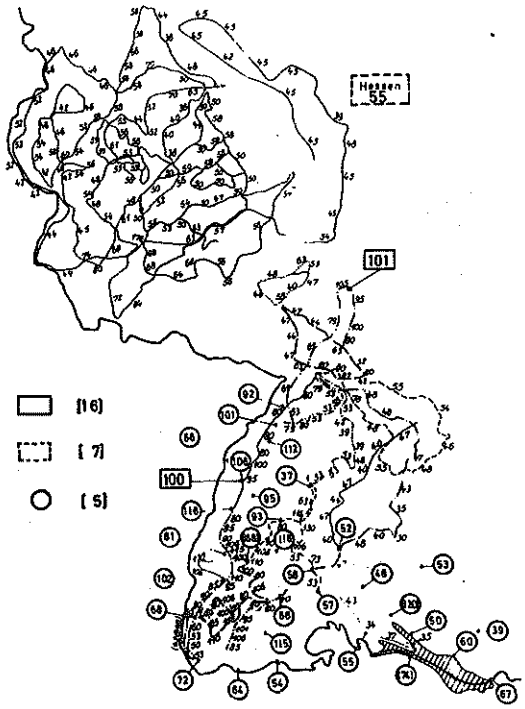


Abb. 6: Fahrstrecken des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung Hannover mit den gemessen mittleren Strahlebelastungen auf Straßen in mrem/a [3]

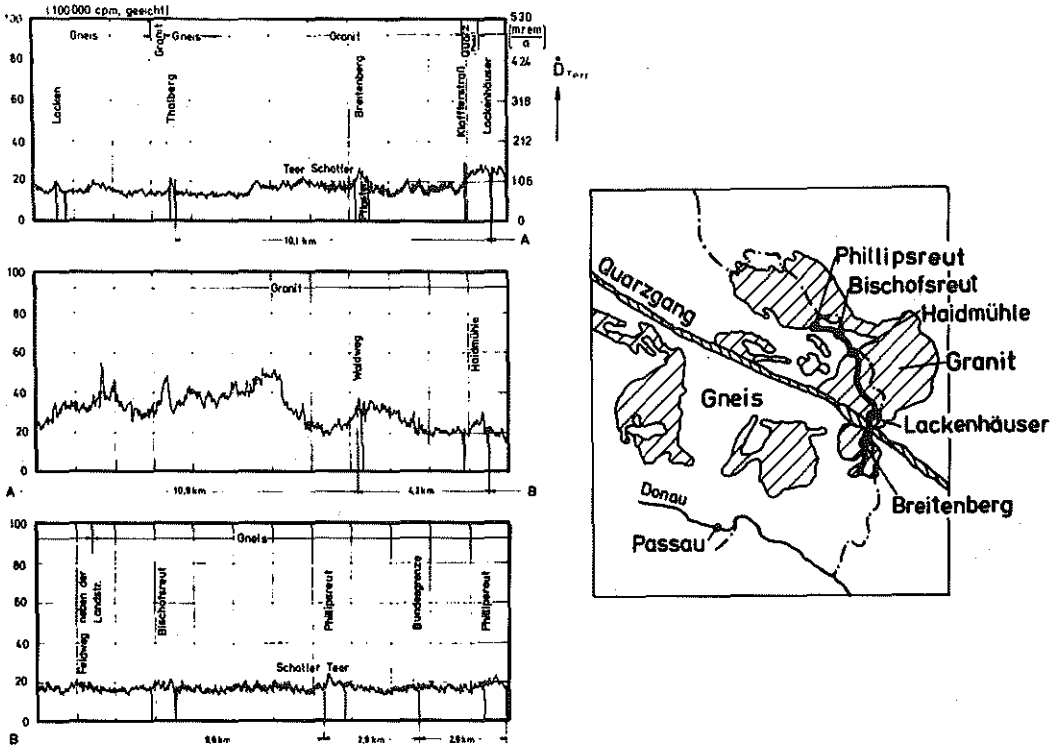


Abb. 7: Änderung der terrestrischen Strahlenbelastung bei Gesteinsänderungen im Bayerischen Wald

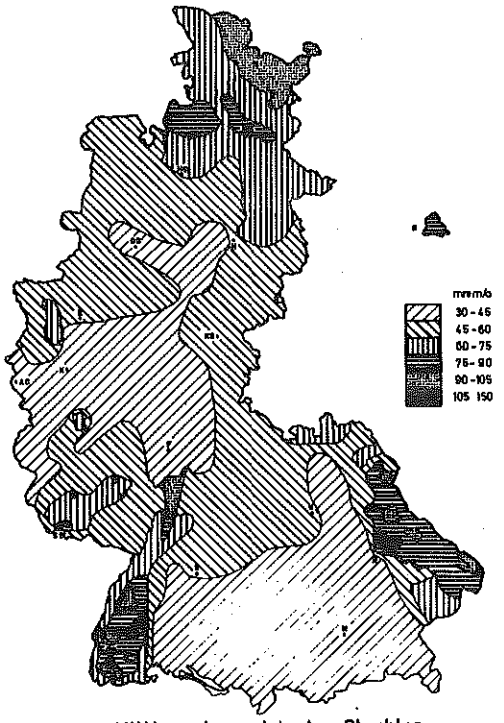


Abb. 8: Mittlere terrestrische Strahlenbelastung außerhalb von Städten in der Bundesrepublik Deutschland (etwa 70% Straße und 30% Umgebung)

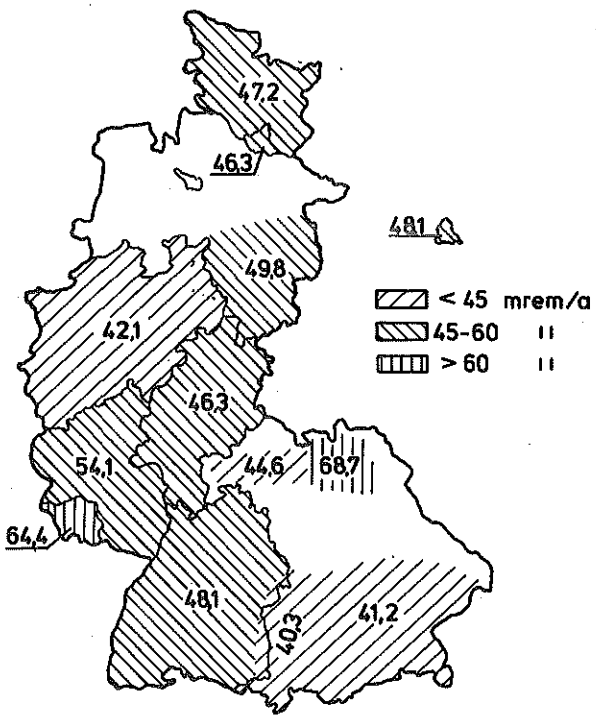


Abb. 9: Mittlere terrestrische Strahlenbelastung in einzelnen Ländern der Bundesrepublik Deutschland [10]

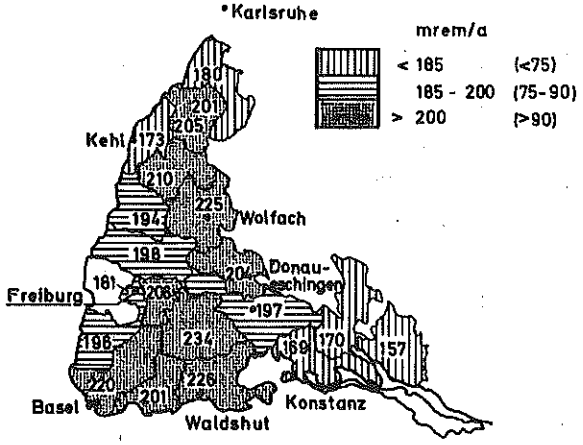


Abb.10: Äußere Strahlenbelastung der Bevölkerung im Süden Baden-Württembergs im Jahre 1963 [6]

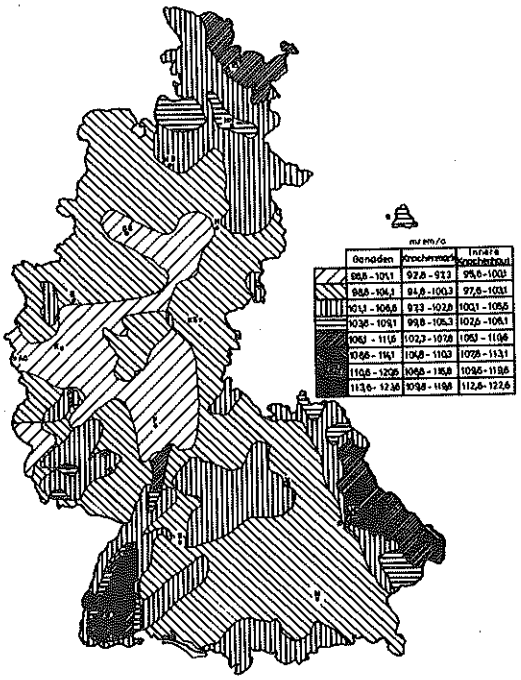


Abb.11: Ungefährer Verlauf der mittleren natürlichen Strahlenbelastung der Menschen in der Bundesrepublik Deutschland

(80% Hausaufenthalt, restliche 20%: etwa 70% Straße und 30% Umgebung)

EFFEKTIVE STRAHLENBELASTUNG DER WOHNBEVOELKERUNG IN UNMITTELBARER NAEHE EINER KERNANLAGE

Dr. Erich N a g e l
Eidg. Institut für Reaktorforschung
Würenlingen (Schweiz)

1. Im Süden des Eidgenössischen Institutes für Reaktorforschung in Würenlingen (EIR), weniger als 100 m vom Grenzzaun des Areals entfernt liegen zwei Häuser, in denen 3 - 4 Angestellte des Institutes mit ihren Familien wohnen. In diesem Bereich liegt ferner die Werkkantine, in deren Dachstock Zimmer und Wohnräume für nicht ständige Mitarbeiter eingerichtet worden sind (Vgl. Abb. 1).

Es lag schon lange im Interesse der Strahlenüberwachung des Institutes zu erfahren, in welchem Masse die dort wohnenden Personen den Auswirkungen der Arbeiten ausgesetzt sind, während derer entweder radioaktive Nuklide in die Umgebung gelangen oder grössere Strahlenfelder sich über die Grenze ausdehnen können. Dieses Problem ist umso wichtiger geworden, als die den Einzelpersonen zuzumutende Strahlenbelastung auch in unmittelbarer Nähe einer Kernanlage den Wert von einigen Millirem pro Jahr nicht übersteigen sollte.

Die in den vergangenen Jahren mit Filmdosimetern und Glasdosimetern durchgeführte Ueberwachung war nicht empfindlich genug, um genaue Ergebnisse zu zeitigen. Sie war jedoch zu dieser Zeit durchaus genügend um zu beweisen, dass die Belastung im Normalbetrieb der Anlagen gering war und zu keiner Besorgnis Anlass geben konnte.

Das Institut verfügt seit etwa 2 Jahren über ein Instrumentarium, das es ihm erlaubt, genauere Messungen durchzuführen. Mit einer empfindlichen Hochdruckionisationskammer und mit Thermolumineszenzdosimetern wurden auch in dieser Hinsicht verschiedentlich Messungen unternommen. Es ging im wesentlichen darum, die effektive Strahlenbelastung zu bestimmen, welcher die

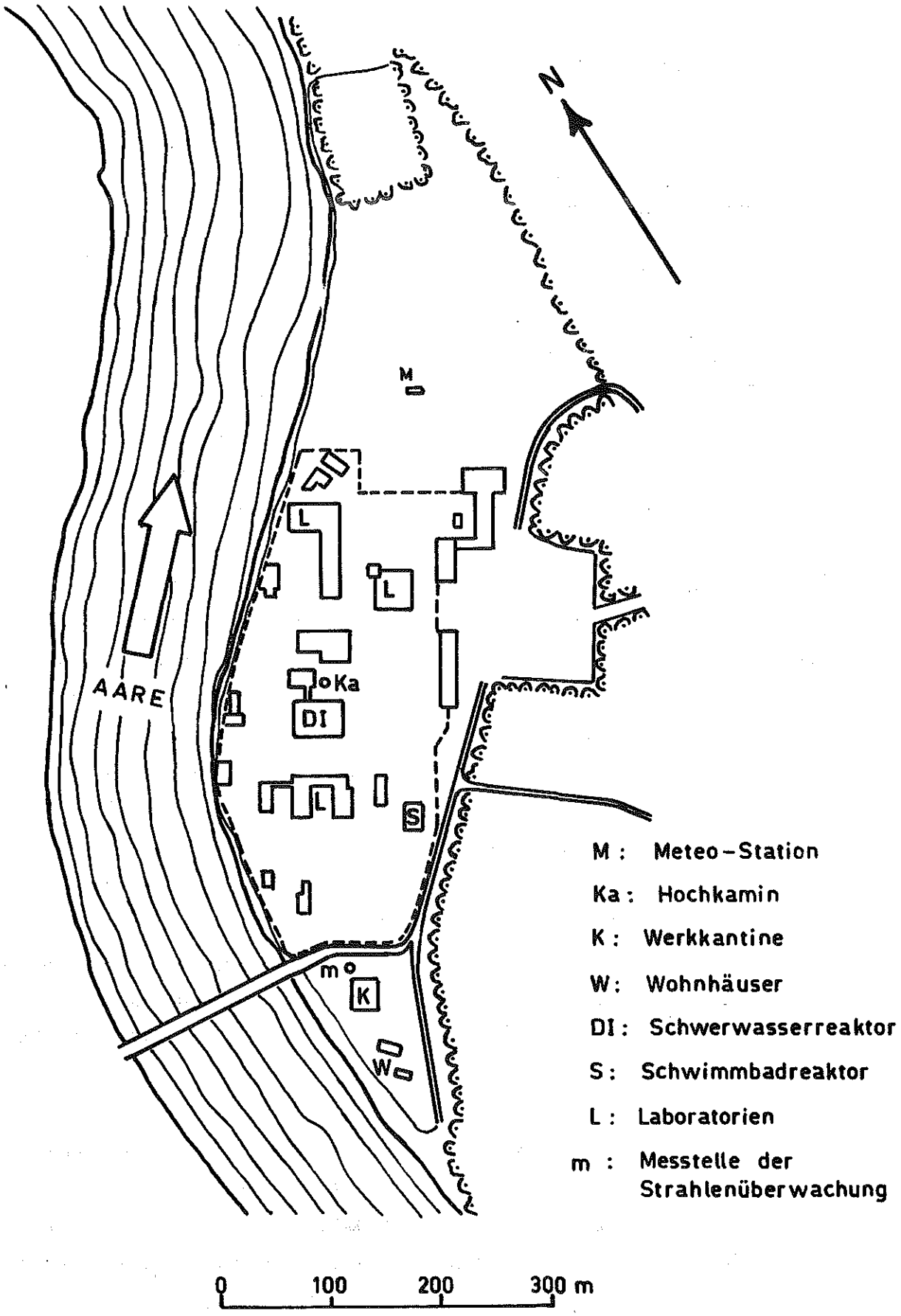


Abb. 1 Lageplan des Eidg. Instituts für Reaktorforschung
Vereinfachte Darstellung

kritische Personengruppe in ihren Häusern ausgesetzt war. Im ersten Teil des Berichtes wird die Ermittlung dieser Werte beschrieben. In einem zweiten kürzeren Teil wird versucht, aufgrund von Abschätzungen der Aufenthaltszeiten innerhalb und ausserhalb des Bereiches der Ortsdosen in den Häusern und im Freien die Personaldosen zu bestimmen.

2. Unter den Strahlenquellen, die für die Belastung der Gruppe in Frage kommen, ist vor allem das vom Schwerwasserversuchsreaktor durch einen 70 m hohen Kamin ausgestossene Argon-41 von Bedeutung. Dieses Edelgas wird während der Betriebszeit kontinuierlich abgegeben, jedoch in verschiedenen Mengen je nach der Leistung des Reaktors (ca. 0,8 mCi/sec für 1 MW). Dieses Radionuklid hat eine Halbwertszeit von 1,83 Std.; sein Spektrum weist unter anderem eine γ-Linie von 1,29 MeV (99%) auf. Diese Strahlung ist in biologischer Hinsicht wichtig, weil sie eine Ganzkörperbelastung verursachen kann.

   Andere, weit schwächere Quellen stellen verschiedene Eichquellen dar, die bei sporadischem Gebrauch infolge "Skyshine" (Strahlung vertikal nach oben gerichtet) manchmal grössere Strahlenfelder bilden, die bis zu den fraglichen Häusern reichen und kurzzeitig eine vermehrte Belastung im Freien verursachen können.

3. Die Messung der Strahlenbelastung in den Häusern ist folgendermassen durchgeführt worden: Zuerst hat man mit empfindlichen Hochdruckionisationskammern während mehreren Stunden gleichzeitig die Ortsdosis im Freien und im Haus gemessen, und zwar sowohl beim Vorhandensein einer Ar-41 enthaltenen Abluftfahne als bei Fehlen derselben. Auf diese Weise konnten der Abschirmungseffekt der Bauten, die im Hause herrschende Strahlung und der natürliche Strahlenpegel bestimmt werden. Aehnliche Messungen wurden mit einer Ionisationskammer weitab vom Institut, in weiteren Häusern vorgenommen, und zwar in verschiedenen Stockwerken. Ferner sind während einer Periode von 5 Monaten Thermolumineszenzdosimeter (CaF_2:Dy) in Kugelkapseln (2 mm Sn. 15%) im Freien und in verschiedenen Stockwerken der in Frage kommenden Bauten, sowie zu Vergleichszwecken ebenfalls in zwei entfernteren Häusern exponiert worden.

4. Messergebnisse

Tabelle 1 — γ-Strahlenbelastung in Wohnhäusern ohne fremde Strahleneinwirkung

a) Haus südlich EIR (330 m ü. Meer)
beide Messungen mit Ionisationskammern

Dosisleistungen in µrad/h

Streuung ± 0,7 µrad / h

	Messung 1	Messung 2
Im Freien	6,3 (100 %)	8,0 (100 %)
im Haus, 1. Stock	8,7 (138 %)	10,0 (125 %)

b) Haus 10 km vom EIR entfernt (400 m ü.Meer)

	Messung 1	Messung 2	
	mit Ionisationskammer Dosisleistung in µrad/h Streuung ±0,7 µrad/h	mit TLD (CaF_2 : Dy) Dosis in mrad ±10 % Expositionszeit: 5 Monate	
Im Freien	8,4 (100 %)	25	(100 %)
Im Haus:			
Untergeschoss	8,4 (100 %)	28	(112 %)
Erdgeschoss	11,6 (138 %)	38	(152 %)
1. Stock	11,6 (138 %)	35	(140 %)
2. Stock	12,4 (148 %)	37	(148 %)
Unter dem Ziegeldach	--	33	(132 %)

Auffallend ist in den Ergebnissen der Tabelle 1, dass sämtliche Häuser, namentlich in den mittleren Stockwerken, höhere Dosisleistungen als im Freien aufweisen. Kürzere, eher stichprobenartige Messungen zeigen praktisch die gleichen relativen Ergebnisse wie diejenigen, die sich über mehrere Monate hinziehen.

Tabelle 2 γ-Strahlenbelastung im 1.Stock eines Wohnhauses, 320m vom Abluftkamin entfernt, ohne und mit fremder Strahleneinwirkung Gemessen mit 2 Hochdruckionisationskammern.

Ortsdosisleistung im Freien ohne Ar-41:	Ortsdosisleistung im Freien mit Ar-41:
(Mittel über 17 Stunden)	(Mittel über 19 Stunden)
8 ± 0,7 μrad/h	29 ± 0,7 μrad/h
Ortsdosisleistung im Hause ohne Ar-41:	Ortsdosisleistung im Hause mit Ar-41:
(Mittel über 22 Stunden)	(Mittel über 19 Stunden)
10 ± 0,7 μrad/h	12 ± 0,7 μrad/h

Differenz beider Ortsdosisleistungen im Freien: 21 μrad/h
Differenz beider Ortsdosisleistungen im Hause: 2 μrad/h

In der Tabelle 2 sind die Ergebnisse von Registrierungen dargestellt, die den direkten Einfluss des aus dem 70m hohen Reaktorabluftkamin entweichenden und über oder an den Häusern vorbeiziehenden Ar-41 nachweisen. Diese Resultate wurden aufgrund mehrstündiger Parallelmessungen gewonnen, die mit zwei Hochdruckionisationskammern durchgeführt wurden. Dabei stand ein Instrument vor dem Haus auf einer Wiese (Ortsdosisleistung im Freien) und das andere in einem Schlafzimmer des 1. Stockwerkes eines der kritischen Häuser. Auf diese Weise hat man sowohl die Differenz zwischen der Ortsdosis im Freien und jener im meistbewohnten Teil des Hauses ermitteln können, als auch die zusätzliche Einwirkung des Ar-41. Am betreffenden Tag wehte der Wind während der ganzen Messzeit aus der kritischen Richtung (N, NNE und NE). Der Reaktor

wurde im Laufe des betreffenden Tages gestartet; seine Leistung erreichte im Durchschnitt einen Wert von rund 17,5 MW.

Die im Hause im Mittel noch feststellbaren Ar-41-Einwirkung betrug nur 10% der Zunahme der Ortsdosis im Freien verglichen mit jener im Haus. Dieser Betrag ist gering; er bewegt sich im Rahmen der allgemeinen Differenz zwischen natürlicher γ-Strahlenbelastung in den mittleren Stockwerken eines gewöhnlichen Wohnhauses.

Es muss noch darauf hingewiesen werden, dass infolge der mittleren Häufigkeit der kritischen Windrichtungen eine zusätzliche Belastung der in Frage kommenden Häuser durch Ar-41 in ca. 38% der Zeit erfolgen dürfte und das nur im wenig wahrscheinlichen Falle eines kontinuierlichen Reaktorbetriebes.

In der folgenden Tabelle 3 sind die γ-Dosen dargestellt, die im Laufe von 5 Monaten (März - August 1974) mit Thermolumineszenzdosimetern (CaF_2) gemessen worden sind. Die Messstelle im Freien lag 250m, die Werkkantine 275m und das Wohnhaus rund 320 m vom Hochkamin des Instituts entfernt.

Tabelle 3 γ-Strahlenbelastungen im Freien und in Gebäuden in der Nähe des Eidgenössischen Institutes für Reaktorforschung (Expositionszeit: 5 Monate)

Totale Dosis im Freien:	
Gemessen in 250m Entfernung vom Kamin:	58 ± 10 % mrad
Berechnet für 320m Entfernung vom Kamin:	50 mrad
davon:	
Natürliche Strahlenbelastung (Entsprechend Messungen in der näheren Umgebung)	23 ± 10% mrad
Ar-41: in 250m Entfernung vom Kamin:	33 mrad
in 320m Entfern-ng vom Kamin:	26 mrad
Weitere Strahlungsquellen (Eichquellen):	
in 250m Entfernung vom Kamin:	3 mrad
in 320m Entfernung vom Kamin:	1 mrad

Totale Dosis in Häusern:

	Werkkantine (270m)			Wohnhaus (320m)		
Untergeschoss	23 ±	10% mrad	(100%)	23 ±	10% mrad	(100%)
1.Stock	25	"	(109%)	34	"	(148%)
Dachgeschoss	30	"	(130%)	49	"	(213%)

Die Ergebnisse zeigen, dass die Einwirkung des Ar-41 in den mittleren und unteren Stockwerken beider Gebäude gering ist. Ein Vergleich mit den Tabellen 1 und 2 zeigt, dass im 1. Stock des Wohnhauses mit einer mittleren Erhöhung der natürlichen γ-Strahlenbelastung von etwa 30% gerechnet werden muss. In der Tabelle 3 beträgt der Unterschied zur Dosis im Freien 48%, sodass Fremdeinwirkungen eine Erhöhung der Strahlenbelastung um ca.4 mrad in 5 Monaten verursacht haben müssen. Nach Tabelle 2 entspräche das eigentlich einer vom Ar-41 herrührenden Ortsdosis im Freien von etwa 40 mrad. Dieser Wert ist aber höher als die effektiv gemessene Dosis; diese liegt bei 25 mrad. Der von Ar-41 herrührende Dosisanteil in den Häusern ist also im Mittel etwas höher als es die in der Tabelle 2 aufgeführten Werte erwarten liessen (15% der Ar-41-Ortsdosis im Freien anstatt 10%).

Unter dem Ziegeldach ist dieser Ar-41-Anteil wesentlich höher, was am geringeren Abschirmungsvermögen der relativ dünnen Tonziegel liegen muss. Ein Vergleich mit der gleichzeitigen Dosis im Dachstock der Werkkantine bestätigt diese Annahme: In der Werkkantine wird das Dach durch eine relative dicke, mit Kies bedeckte Betonplatte gebildet. Das Abschirmungsvermögen ist auch wesentlich besser.

Einen Sonderfall scheint der 1. Stock in derselben Werkkantine zu liefern; hier ist die Dosis entgegen den Erwartungen sehr niedrig ausgefallen; die Messungen sind in einem grossen, nach S-SW gerichteten Essraum durchgeführt worden, der klimatisiert ist und auf drei Seiten von Glaswänden umgeben ist.

Dieses letzte Resultat ist insofern interessant, als es beweist, dass durch die künstliche Belüftung kein Ar-41 mit der eingesogenen Luft in die Esshalle gelangt ist und der Radonpegel reduziert wurde. Dieser Umstand zeigt, dass sich die untersuchten kritischen Häuser praktisch nie in der vom Kamin ausgestossenen Abluftfahne befanden, was zufolge der effektiven Austrittshöhe derselben und der

kürzen Distanz der Häuser vom Kamin erklärbar ist.

5. Im weiteren wurden diese Ergebnisse mit den theoretischen Werten verglichen, die aufgrund eines in der Publikation des Bundesministeriums für Bildung und Wissenschaft der Bundesrepublik Deutschland über "Emissionsquellstärken in Kernkraftwerken" beschriebenen Rechenmodells ermittelt worden waren.

   Im Freien, in 250m Entfernung vom Abluftkamin wurde während der fraglichen Zeit, eine vom Ar-41 stammende Dosis von 33 mrad gemessen, der theoretische Wert hingegen war fast doppelt so hoch: er beträgt 61 mrad.

   Ein wesentlicher Grund hiefür muss im Umstand gesucht werden, dass die kritischen Winde zu einem guten Teil schwächere nächtliche Lokalwinde sind. Zu diesen Zeiten herrschen ferner im Tal von Würenlingen fast immer Temperaturinversionen. Unter solchen Bedingungen ist zu erwarten, dass die effektive Kaminhöhe sich in positiven Sinn verändert, was dann eine Verminderung des Ausbreitungsfaktors χ (sec/m^2 zur Folge hat. Der Unterschied zwischen den beiden Werten ist somit durchaus erklärlich.

6. Aufgrund der ermittelten Ergebnisse soll versucht werden abzuschätzen, wie hoch die Personendosis der kritischen Hausbewohner im Laufe der 5-monatigen Versuchszeit gewesen sein kann. Es sollen aber nur die Personen in Betracht gezogen werden, die nich im Institut arbeiten.

   Die Personendosis (DP) schliesst ein:

Die natürliche Strahlendosis (Tabelle 3):	D_n (23 mrad)
Die zusätzliche in Häusern verschied.Bauart erhaltene Dosis (Tabelle 1):	D_H (7 mrad)
Die von der Einwirkung des Ar-41 stammende Dosis im Freien (Tabelle 3):	D_A (26 mrad)
Die weiteren fremden Einwirkungen (Tabelle 3) :	D_X (1 mrad)

Die natürliche Strahlenbelastung ausgenommen, sind die erhaltenen Dosisanteile von den Lebensgewohnheiten der kritischen Personen abhängig.

Man hätte also:

$$D_p = D_n + f_1 (D_H) + f_2 (D_A) + f_3 (D_X)$$

Die Faktoren f_1, f_2 und f_3 sind folgendermassen bewertet worden:

$f_1 = 2/3$

Man nimmt an, dass die Personen im Mittel zwei Drittel der Zeit in verschiedenen Gebäuden verbringen (Wohnhaus, Schule usw.)

$f_2 = 1/4$ der totalen Ar-41-Dosis im Freien

Man nimmt an, dass die Personen 1/2 der Gesamtzeit in ihrem Wohnhaus verbringen (Nacht, Mahlzeiten); es wird dabei berücksichtigt, dass die kritischen Winde (Häufigkeit 43%)* hauptsächlich während der Nacht auftreten. Man nimmt ferner an, dass die Personen 1/4 der Zeit ortsabwesend sind und während der übrigen Zeit noch etwa 15% der Ortsdosis im Freien erhalten.

$f_3 = 1/10$

D_X ist schwach und tritt nur sporadisch auf und zwar während der Arbeitszeit, wenn die Personen meistens abwesend sind.

Daraus ergibt sich eine Personendosis von rund

34 mrad .

Der Anteil der Ar-41 an der Personendosis beträgt etwa 18%.

---

* Langjähriges Mittel: 38%

Obwohl die Schlussrechnung nur einen angenäherten Wert der Personendosis ergibt, spiegelt sie doch den Rahmen wieder, in dem sich richtige Personendosen ermitteln lassen.

7. Diese Untersuchungen sollen eigentlich nur als Anfang einer Reihe ähnlicher Versuche verstanden werden, bei welchen die angeschnittenen Fragen näher untersucht werden müssen. Dabei soll das Augenmerk besonders auf die Erhöhung der Strahlendosen in Häusern und auf das Verhältnis der Ortsdosen zur Personendosis kritischer Bevölkerungsgruppen gerichtet werden.

Die γ-Strahlenbelastung der Umgebung des Kernforschungszentrums Karlsruhe

L.A. König, E. Piesch, M. Winter

Abteilung Strahlenschutz und Sicherheit
Gesellschaft für Kernforschung, Karlsruhe

Zusammenfassung

Die durch Einflüsse der kerntechnischen Anlagen des Kernforschungszentrums sowie durch natürliche Strahlung hervorgerufene γ-Strahlenbelastung wird mit langzeitig akkumulierenden Festkörperdosimetern und mit Dosisleistungsmeßgeräten bestimmt. Seit mehr als sechs Jahren wird innerhalb und außerhalb des Betriebsgeländes des Kernforschungszentrums ein Meßstellennetz mit insgesamt 255 ortsfesten Meßstellen unterhalten, die mit Phosphatglas- und LiF-Dosimetern ausgerüstet sind. Für Kurzzeitmessungen werden CaF_2:Dy-Dosimeter eingesetzt, die eine empfindlichere Bestimmung der Expositionsdosis erlauben.

Der mittlere natürliche γ-Strahlungspegel in der Umgebung des Kernforschungszentrums Karlsruhe beträgt 52 ± 3 mR/a. Hauptquellen der vom Kernforschungszentrum verursachten γ-Strahlenbelastung der unmittelbaren Umgebung sind Streustrahlung aus dem Lager für radioaktive Abfälle sowie die γ-Strahlung des vom Forschungsreaktor FR 2 in die Atmosphäre abgeleiteten ^{41}Ar. Die in der Luft gestreute Strahlung aus dem Abfallager kann noch in einigen hundert Meter Abstand festgestellt werden. Die durch ^{41}Ar-Ableitungen des FR 2 verursachte Strahlenbelastung liegt am Geländezaun des Kernforschungszentrums im Mittel bei 5 mR/a und maximal bei 20 mR/a. Sie ist in 1 km Entfernung vom FR 2-Schornstein bereits nur noch in den Hauptwindrichtungen nachweisbar.

1. Einleitung

Hauptziel der Umgebungsüberwachung an einer kerntechnischen Anlage ist die Ermittlung der Höhe der betriebsbedingten Strahlenbelastung. Eine interessante und zugleich schwierige Teilaufgabe hierbei ist die Messung der γ-Strahlenbelastung, der als Ganzkörperbelastung besondere Bedeutung zukommt.

Die betriebsbedingte γ-Strahlenbelastung in der Umgebung des Kernforschungszentrums Karlsruhe setzt sich aus dem Beitrag der gasförmigen Ableitungen sowie jenem der Direktstrahlung aus der Anlage zusammen. In größerem Abstand vom Kernforschungszentrum ist der Beitrag der gasförmigen Ableitungen der überwiegende, in unmittelbarer Nähe dagegen der der Direktstrahlung.

Die Umgebungsüberwachung soll insbesondere den Nachweis erbringen, daß die durch die gasförmigen Ableitungen verursachte Ganzkörperbelastung 30 mR/a, d.h. eine mittlere Strahlenbelastung von 3,4 μR/h an keiner Stelle der Umgebung übersteigt. Dieser Wert entspricht am Standort des Kernforschungszentrums Karlsruhe etwa der Hälfte der natürlichen γ-Strahlenbelastung (kosmischer und terrestrischer Anteil) und charakterisiert deutlich die meßtechnischen Probleme, die mit der Ermittlung der betriebsbedingten γ-Strahlenbelastung der Umgebung einer kerntechnischen Anlage verbunden sind.

Da Personen in der Umgebung einer kerntechnischen Anlage nicht mit Dosimetern ausgerüstet werden, muß sich die Umgebungsüberwachung auf die Messung von Ortsdosiswerten beschränken, um die äußere Strahlenbelastung zu ermitteln. Außerdem macht die betriebsbedingte Strahlenbelastung der Bevölkerung in der Umgebung einer kerntechnischen Anlage nur einen Bruchteil der Belastung durch den Radioaktivitätsgehalt handelsüblicher Baumaterialien [1] aus, so daß schon aus diesem Grund eine Überwachung von Einzelpersonen nicht sinnvoll wäre.

2. Meßstellennetz und Meßmethoden

In der Umgebung des Kernforschungszentrums Karlsruhe wird seit 1966 eine Messung der Strahlenbelastung mit Hilfe von Festkörperdosimetern durchgeführt [2-5]. Das Meßstellennetz besteht heute aus zwei inneren und drei äußeren konzentrischen Kreisen mit Durchmessern von 200 m, 500 m, 2 km, 4 km und 6 km. Die beiden erstgenannten Kreise liegen im Betriebsgelände des Kernforschungszentrums, die drei letztgenannten umschliessen es. Die "Außenüberwachung" wird ergänzt durch 7

Dosimetermeßstellen in den benachbarten Ortschaften. Die überwachte Fläche beträgt ca. 30 km^2. Neben den 32 Meßstellen, die sich auf den "inneren" Kreisen im Kernforschungszentrum befinden, dienen noch 97 Meßstellen entlang des rund 5 km langen Geländezaunes der "Innenüberwachung".

Abb. 1 gibt einen Lageplan der Festkörperdosimetermeßstellen. Er macht deutlich, daß dieses Meßstellennetz eine praktisch lückenlose Überwachung des γ-Strahlungspegels im Kernforschungszentrum und seiner Umgebung gewährleistet. Abb. 2 zeigt die Lage der Meßstellen entlang des Geländezaunes des Kernforschungszentrums.

Der Vollständigkeit halber sei die Überwachung des Betriebsgeländes durch eine Zählrohrmonitoranlage sowie die Überwachung der umliegenden Ortschaften durch Zählrohraußenstationen erwähnt. Diese Meßstellen liefern eine Direktanzeige der γ-Dosisleistung bzw. des $(\beta+\gamma)$-Strahlungspegels. Die Nachweisgrenze der Dosisleistungsmeßstellen liegt mit 10 μR/h knapp oberhalb des natürlichen Untergrundes, dem bei den Außenstationen eine $(\beta+\gamma)$-Impulsrate von 430 ipm entspricht.

Zur Durchführung der Routineüberwachung werden Phosphatglas-, LiF- und CaF_2:Dy-Dosimeter eingesetzt. Für den Routineeinsatz sind Glasdosimeter trotz ihrer relativ geringen Empfindlichkeit am besten geeignet. Ihre Energieabhängigkeit beträgt bei Verwendung der Kugelkapselung [6] oberhalb 45 keV nur $\pm$ 8 %. Glasdosimeter gestatten eine Dosisakkumulation über lange Zeiträume hinweg mit Zwischenauswertungen.

Neben den Glasdosimetern werden auch LiF-Presslinge der Größe 3 x 3 x 0,9 mm^3 verwendet. Sie sind auch β-empfindlich und haben eine um den Faktor 10 kleinere Nachweisgrenze. Thermolumineszenzdosimeter sind nur einmal auswertbar, weshalb zur Kontrolle des Meßwertes die Glowkurve ausgeschrieben werden sollte. CaF_2:Dy-Dosimeterpreßlinge derselben Abmessungen werden ebenfalls mit der oben erwähnten Kugelkapselung versehen, die zur weiteren Herabsetzung der Energieabhängigkeit der Dosisanzeige zusätzlich mit einem Aluminiumeinsatz ausgestattet wird. Ihre Nachweisgrenze liegt bei nur 0,1 mR. Die dosimetrischen Eigenschaften der verwendeten Dosimeter sowie eine Gegenüberstellung der Möglichkeiten zur Messung der akkumulierten Strahlungsdosis in der Umgebung kerntechnischer Anlagen werden in [3, 6] gegeben.

Ein Vorteil der CaF_2:Dy-Dosimeter besteht darin, daß sie Backgroundmessungen innerhalb kurzer Zeiträume ermöglichen. Solche Backgroundmessungen waren insbesondere notwendig, um den Beitrag der Argonemission des FR 2 zur Umgebungsbe-

lastung abschätzen zu können. Für die Backgroundmessungen wurde außerdem ein "Szintillationsdosimeter, Modell H 7201" [7], verwendet. Geräte des gleichen Typs wurden auch für die γ-Strahlungspegelmessungen in Wohnhäusern verwendet [1].

3. Langzeitmessungen mit Glasdosimetern

Mit dem Ziel, die örtliche Verteilung der über einen größeren Zeitraum gemittelten γ-Strahlenbelastung zu bestimmen, wurde eine Auswertung der zur Umgebungsüberwachung eingesetzten Glasdosimeter bezüglich ihrer bisherigen Gesamtexpositionszeit durchgeführt. Der überwiegende Teil der Dosimeter befand sich seit 6 Jahren im Einsatz (Ausmessung alle 6 Monate). An jeder Meßstelle werden zwei Dosimeter eingesetzt. Die Meßergebnisse der Dosimeterpaare sind in Abb. 3 in Säulenform nebeneinander dargestellt. Die Meßwerte sind auf ein Jahr bezogen. Benutzt man die Abweichungen der Meßwertpaare zu einer Abschätzung des 2 σ-Fehlers der Einzelmessung, so erhält man bei Akkumulation über 6 Jahre ca. ± 4 mR/a. Die im Bereich der Meßstellen 18 bis 34 zu beobachtenden erhöhten Werte sind dem Lager für radioaktive Abfälle zuzuordnen und werden später diskutiert (siehe Kap. 5.2). Unter Ausschluß dieser Meßstellen erhält man für die zeitlich und örtlich gemittelte Jahresdosis am Zaun einen Wert von 64 ± 4 mR/a.

In Abb. 4 sind die Meßergebnisse auf den drei äußeren Ringen um das Kernforschungszentrum angegeben. Die errechneten Mittelwerte und ihre 2 σ-Streuungen betragen 51,9 ± 2,6 mR/a für den Ring mit 2 km Durchmesser, 52,5 ± 2,4 mR/a für den Ring mit 4 km Durchmesser und 55,9 ± 3,8 mR/a für den Ring mit 6 km Durchmesser. In den Abbildungen sind - soweit dies möglich war - Hinweise auf die Ursachen für stellenweise erhöhte Strahlungspegel eingetragen. Der erhöhte Mittelwert für den Ring mit 6 km Durchmesser ist darauf zurückzuführen, daß dieser die Wohngebiete von Eggenstein, Leopoldshafen und Linkenheim schneidet. Allein zwei dieser 54 Meßstellen auf diesem Ring tragen 3 mR/a zum Mittelwert und 1,9 mR/a zur Streuung bei!

Die Dosismeßwerte auf den Ringen lassen keine Abhängigkeit vom Abstand vom Kernforschungszentrum erkennen. Daher kann ein Wert von 52 ± 3 mR/a als mittlerer natürlicher γ-Strahlungspegel in der Umgebung des Kernforschungszentrums Karlsruhe angesehen werden. Die Differenz zwischen der mittleren Jahresdosis am Zaun und diesem Wert beträgt 12 ± 5 mR/a. Sie ist auf die Direktstrahlung und auf die gasförmigen radioaktiven Ableitungen der kerntechnischen Anlagen im Kernforschungszentrum zurückzuführen.

4. Backgroundmessungen an der Betriebsgeländegrenze des Kernforschungszentrums

Um den Beitrag der ^{41}Ar-Ableitungen des FR 2 zur Umgebungsgammadosis abschätzen zu können, war es notwendig, Backgroundmessungen während einer Betriebspause des FR 2 durchzuführen. Die mit Szintillationsdosimeter und CaF_2:Dy-Dosimetern am Geländezaun ermittelten Meßergebnisse sind in Abb. 5 zusammengestellt. Die Mittelwerte ergaben sich zu 60 bzw. 59 mR/a. Der statistische 2 σ-Fehler ergibt sich aus Doppelmessungen am gleichen Ort für das Szintillationsdosimeter zu $\pm$ 6 mR/a und für das CaF_2:Dy-Dosimeter bei vierwöchiger Expositionszeit zu ca. $\pm$ 4 mR/a. Für die Differenz der mit beiden Meßmethoden bei fehlendem ^{41}Ar-Einfluß ermittelten Ortsdosis erwartet man somit einen 2 σ-Fehler von $\pm$ 7 mR/a. Diese Differenzwerte sind in Abb. 6 dargestellt. Die Stärke ihrer Streuung um die Nullinie zeigt, daß die durchgeführte Fehlerabschätzung zutreffend ist.

5. Diskussion der Meßergebnisse

5.1 Umgebungsbelastung durch ^{41}Ar-Ableitungen des FR 2

Zur Abschätzung des Beitrags der ^{41}Ar-Ableitungen des FR 2 zur γ-Strahlenbelastung wurden die Differenzen von Glasdosimetermeßwerten, die den ^{41}Ar-Beitrag enthalten, und Backgroundmeßergebnissen (siehe Kap. 4) gebildet. Diese Differenzbildung wurde auf jenen Bereich beschränkt, in dem nur ein relativ geringer Einfluß der Streustrahlung aus dem Abfallager zu erwarten ist. Die Ergebnisse sind in Abb. 7 zusammengestellt. Es ergaben sich hierbei für nur vier Meßstellen Differenzwerte oberhalb von 15 mR/a, von denen der größte 25 mR/a beträgt. Der räumliche Verlauf der Meßwerte zeigt, daß es sich hier nicht ausschließlich um Beiträge der ^{41}Ar-Ableitungen des FR 2 handelt, da nach der Windrichtungsverteilung nur ein einziges, breites Maximum zu erwarten ist. Das Maximum an der Nordost-Ecke des Kernforschungszentrums liegt - vom FR 2 aus gesehen - in einer der beiden Hauptwindrichtungen und kann somit mit den ^{41}Ar-Ableitungen des FR 2 in Verbindung gebracht werden. Bei den drei anderen Maxima müssen dagegen zusätzliche Einflüsse in Betracht gezogen werden. Da sie bei den zeitlich begrenzten Backgroundmessungen nicht in Erscheinung getreten sind, muß es sich um zeitlich veränderliche Strahlenfelder handeln. Die wahrscheinliche Ursache für das dritte Maximum ist Einstrahlung von der SUAK bzw. von deren Neutronenflugrohr, das auf den Geländezaun gerichtet ist. Bei der Deutung der Differenz zwischen den langzeitig ermittelten Glasdosimetermeßwerten und den vor kurzem ermittelten Backgroundwerten muß auch die Streustrahlung aus dem nach oben offenen Lager für

radioaktive Abfälle (sog. Skyshine) berücksichtigt werden (siehe Kap. 5.2). Der Abstand der Lagermitte zum Westzaun beträgt 1/10 des Abstandes zur Nordost-Ecke (maximaler Abstand zum Ostzaun des Zentrums). Bei Annahme eines quadratischen Abstandsgesetzes* verursachen also 400 mR/a, die sich als Sechsjahresmittel der Strahlung aus dem Abfallager maximal ergeben (siehe Abb. 3), noch 4 mR/a an der Nordost-Ecke des Zentrums.

Zur Deutung des beobachteten Dosisprofils dürften neben den verschiedenen Strahlenquellen selbst (^{41}Ar-Ableitungen des FR 2, Skyshine aus dem Abfallager, Direktstrahlung von SUAK) auch Abschattungseffekte eine Rolle spielen, die durch unterschiedlich hohe und unterschiedlich dichte Bebauung in unmittelbarer Nachbarschaft des Abfallagers sowie durch örtlich unterschiedlichen Waldbestand zustandekommen.

Aufgrund dieser Betrachtungen läßt sich schließen, daß die Strahlenbelastung durch die ^{41}Ar-Ableitungen des FR 2 im Mittel bei 5 mR/a liegt und im Maximum 20 mR/a nicht übersteigt.

5.2 Strahlenbelastung in der näheren Umgebung des Abfallagers

An einem erheblichen Teil der westlichen Geländegrenze des Kernforschungszentrums Karlsruhe ist der Beitrag des Lagers für radioaktive Abfälle zur Ortsdosis durch Streustrahlung erheblich größer als jener des FR 2 durch seine ^{41}Ar-Ableitungen. Das Abfallager war jahrelang nur von einem ca. 3,50 m hohen Erdwall umgeben. Innerhalb des Walls wurden aktive Abfälle bis zu ihrem Abtransport in einer in Leichtbauweise errichteten Lagerhalle von 1500 m^2 Fläche gestapelt. Außerdem wurden auch mittelaktive Abfälle hinter Betonabschirmungen aufbewahrt, die nicht nach oben abgedeckt waren. Diese Lagerung hatte eine merkliche Einstrahlung durch Skyshine in der Umgebung zur Folge, über die bereits früher berichtet worden war [5, 8].

Das Strahlungsfeld in der Umgebung des Abfallagers ist zeitabhängig. Ursache hiervon sind Umlagerungen innerhalb des Lagers sowie Anlieferung und Abtransport von Abfällen zur Endlagerung. Vor dem Frühjahr 1973 hatte ein ständiger Anstieg der γ-Dosisleistung am Abfallager stattgefunden. Durch Gegenmaßnahmen, insbesondere durch Errichtung von nach oben abgeschirmten Abschirmboxen, konnte die

---

*Nach Abb. 8 (Kap. 5.2) gilt ein Abstandsgesetz der Form $r^{-\alpha}$, worin α etwas größer als 2 ist.

betriebsbedingte Dosisleistung inzwischen erheblich gesenkt werden. Sie liegt z.Z. bei 300 mR/a. Möglichkeiten zu ihrer weiteren Verminderung werden untersucht.

Wegen der häufigen Schwankungen ist es problematisch, aus Momentanwerten Vorhersagen für längere Zeiträume abzuleiten. Jedoch läßt sich aus aufeinanderfolgenden Halbjahreswerten der integrierenden Festkörperdosimeter die Entwicklungstendenz erkennen. Die routinemäßige Expositionszeit von einem halben Jahr bedeutet jedoch eine erhebliche Zeitkonstante für Gegenmaßnahmen.

Abb. 8 zeigt die Kurven gleicher Dosisleistung in der Zeit höchster γ-Dosisleistung im Abfallager (März 1973). Während in dem Waldgebiet außerhalb des Geländes relativ leicht Isodosisleistungskurven aufgenommen werden können, wird innerhalb des Zaunes durch die Bebauung und durch weitere Strahlenquellen die Ermittlung solcher Kurven erheblich erschwert. Deshalb sind die Kurven innerhalb des Geländes, soweit sie überhaupt angegeben werden konnten, gestrichelt gezeichnet.

6. Schlußbemerkungen

Vorstehende Untersuchungen zeigen, daß nur am Westzaun in der Nachbarschaft des Abfallagers und nur infolge Streustrahlung die Jahresortsdosis von 30 mR/a überschritten wird. Bereits in 600 m Entfernung - an den dem Abfallager nächstgelegenen Meßstellen von Meßstellenring I (2 km Durchmesser) - läßt sich keine Erhöhung der γ-Jahresdosis gegenüber dem natürlichen Untergrund mehr erkennen. Die emissionsbedingte γ-Strahlenbelastung der Umgebung, vorwiegend durch ^{41}Ar, erreicht am Geländezaun maximal 20 mR/a und liegt damit deutlich unter dem nur für Ableitungen in die Luft nach einem Beschluß des Länderausschusses vom 13.5.1974 anzuwendenden Richtwert. Bei der Beurteilung der derzeitigen Strahlenbelastung in der Nachbarschaft des Abfallagers ist außerdem zu berücksichtigen, daß es sich bei diesem Bereich um ein Waldgebiet handelt, in dem sich Personen nur selten und dann nur wenige Stunden pro Jahr aufhalten. Die von Personen in diesem Gebiet tatsächlich aufgenommene γ-Dosis liegt daher bei Annahme eines 24-stündigen Aufenthalts pro Jahr unter 1 mR/a.

Das hier beschriebene System der Anwendung verschiedenartiger Festkörperdosimeter stellt eine lückenlose Überwachung des Strahlungspegels in der Umgebung einer kerntechnischen Anlage dar. Auf diese Weise ist es möglich, mit relativ geringem Aufwand Erhöhungen der Jahresdosis selbst um nur 5 mR/a nachzuweisen.

Literatur

[1] E. Piesch, I. Hofmann: "Messung der natürlichen Strahlenbelastung in Wohnhäusern und im Freien", Beitrag zum Jahresbericht der Abteilung Strahlenschutz und Sicherheit 1973, Herausgeber H. Kiefer und W. Koelzer, KFK 1973, S. 51

[2] R. Maushart, E. Piesch, M. Winter: "Measurement of the Local Distribution of the Accumulated Dose in the Vicinity of Nuclear Research Installations by means of Photoluminescent Glasses, Proc. International Congress on the Environmental Radiation Protection connected with the Development of the Pacific Use of Nuclear Energy, Toulouse, 14.-16. März 1967, S. 517, Société française de radioprotection, Paris 1968, siehe auch KFK 551, 1967

[3] M. Winter: "Möglichkeiten zur Messung der akkumulierten Strahlungsdosis in der Umgebung kerntechnischer Anlagen", Proc. IAEA Symposium on Rapid Methods for Measurement of Radioactivity in the Environment, IAEA-SM 148/77, S. 525, Wien 1971

[4] B. Burgkhardt, E. Piesch, M. Winter: "Long-term Use of Various Solid-state Dosimeters for Environmental Monitoring of Nuclear Plants - Experience and Results", Proc. IRPA-Kongreß, Washington 1973

[5] M. Winter: "Umgebungsüberwachung", Beiträge zu den Jahresberichten der Abteilung Strahlenschutz und Sicherheit, Herausgeber H. Kiefer und W. Koelzer

1969	KFK 1158
1970	KFK 1365
1971	KFK 1565
1972	KFK 1818
1973	KFK 1973

[6] E. Piesch: "Festkörperdosimetrie - 10 Jahre Routineeinsatz und Entwicklung", Kerntechnik 16, 71 (1974)

[7] W. Kolb, U. Lauterbach: "Ein Dosisleistungsmesser für die Messung der Umgebungsstrahlung", Proc. IAEA-Symposium Rapid Methods for Measuring Radioactivity in the Environment, IAEA-SM 148/34, S. 565, Wien 1971

[8] L.A. König: "Strahlenschutzerfahrungen bei der Behandlung radioaktiver Abfälle und der Dekontamination von Geräten und Anlagen", 6. Jahrestagung des Fachverbands für Strahlenschutz, Karlsruhe, 17.-19. Mai 1972

2 konzentrische Kreise (je 16 Meßstellen) um den FR 2-Kamin mit Radien von 100 m und 250 m

97 Meßstellen in Abständen von 50 m entlang der Betriebsgeländegrenze des KFZ
6 Meßstellen an der Betriebsgeländegrenze der WAK

3 konzentrische Kreise (insgesamt 108 Meßstellen) um das KFZ mit Durchmessern von 2 km, 4 km und 6 km

8 Meßstellen an den Standorten der Zählrohrstationen (Meßstelle Karlsruhe liegt außerhalb des Kartenausschnitts)

Waldgebiet

Abb. 1 Lageplan der Festkörperdosimeter-Meßstellen

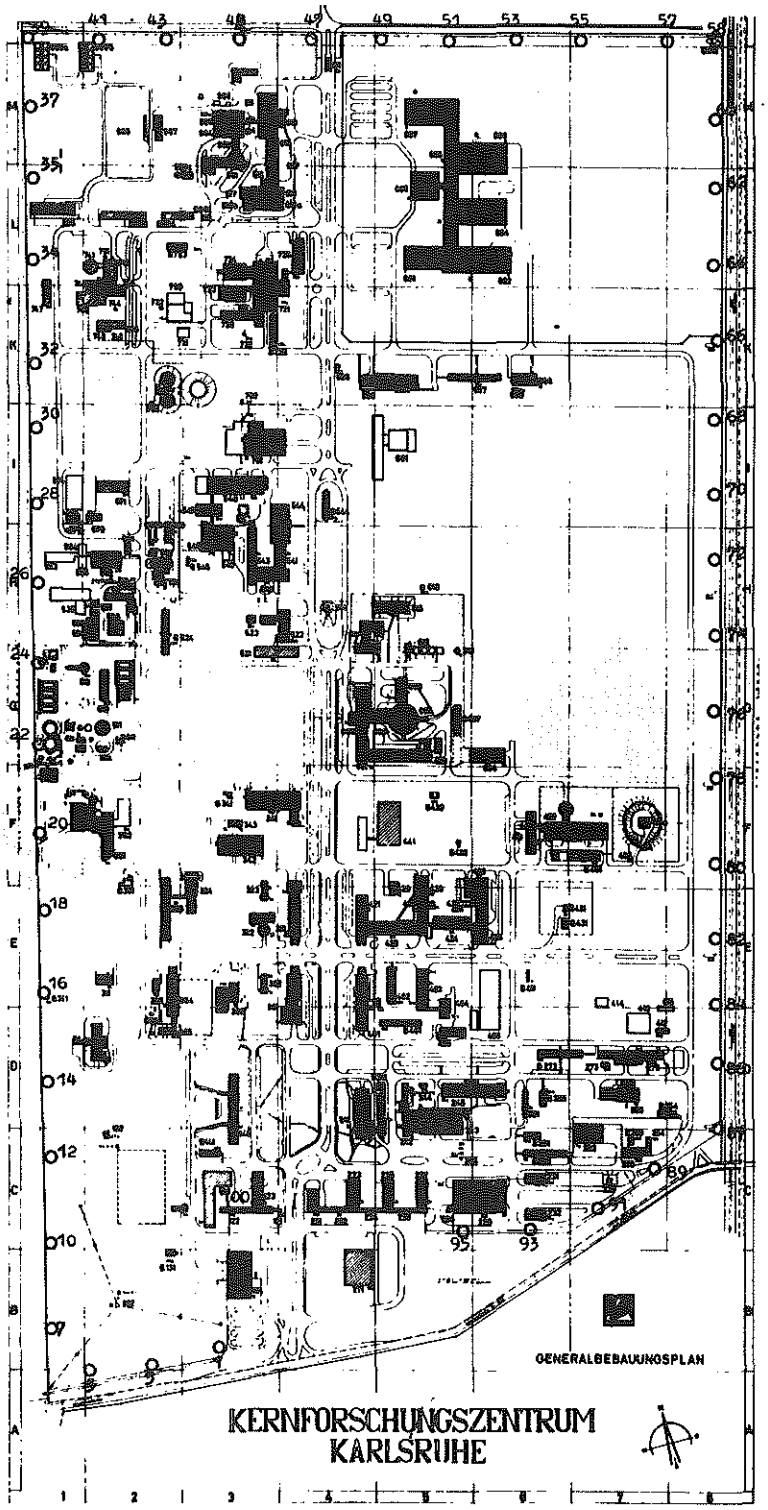


Abb. 2 Lageplan der Festkörperdosimeter-Meßstellen entlang des Geländezaunes des Kernforschungszentrums

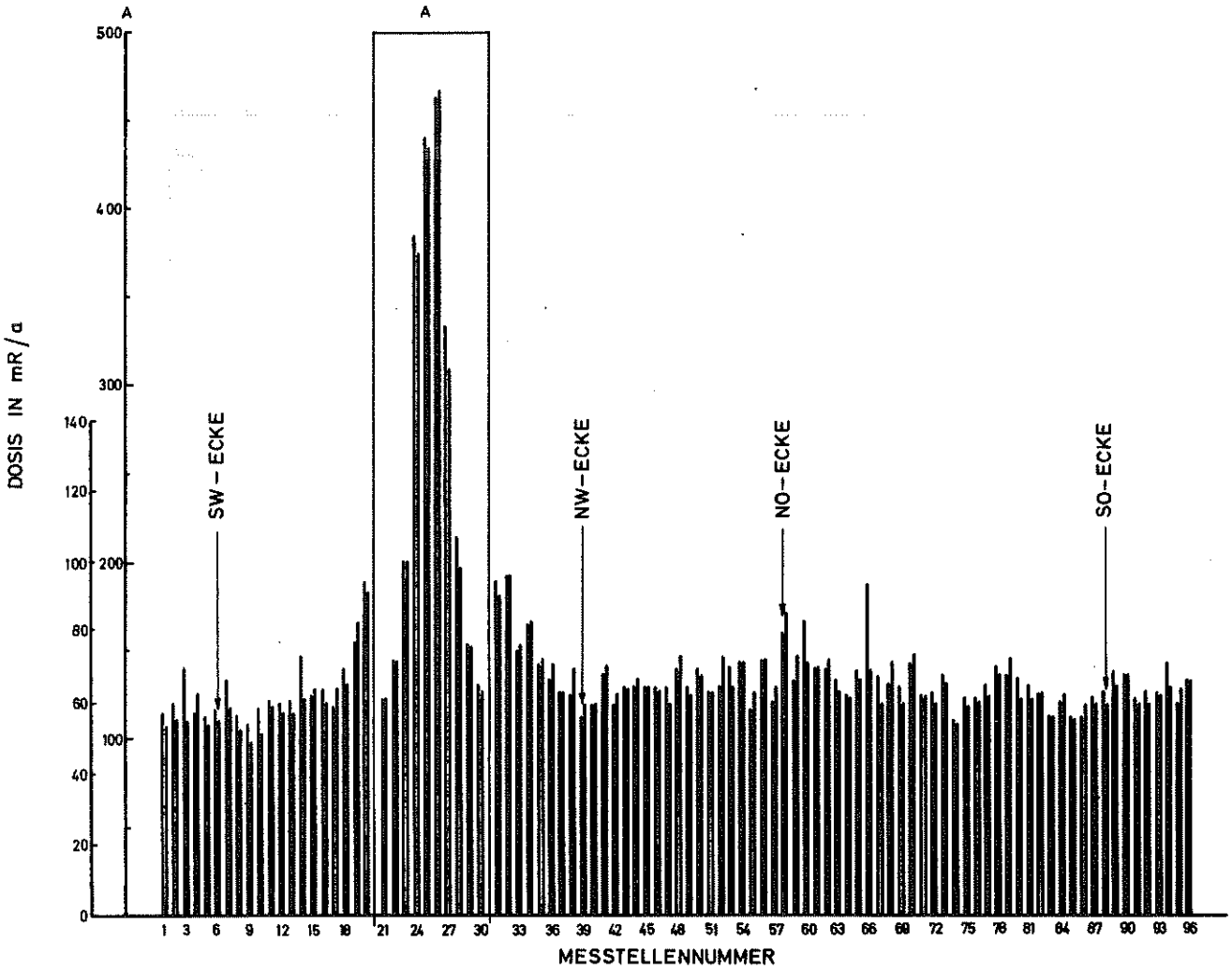


Abb. 3 Mittlere Jahresdosis entlang des Geländezaunes gemessen mit Glasdosimeter. Expositionszeiten bis zu sechs Jahren

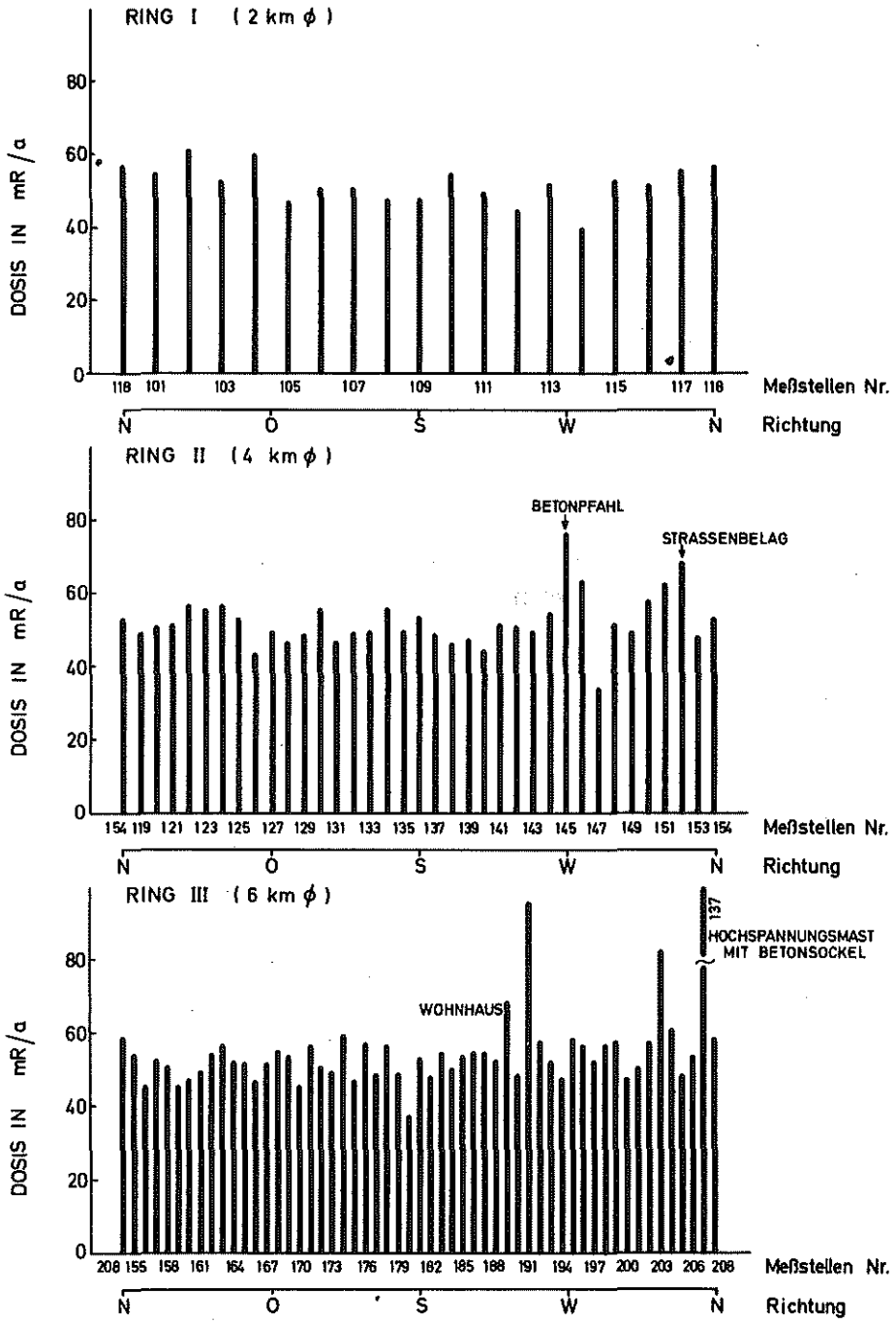


Abb. 4 Dosisverlauf an den drei äußeren Ringen um das Kernforschungszentrum. Expositionszeiten bis zu sechs Jahren.

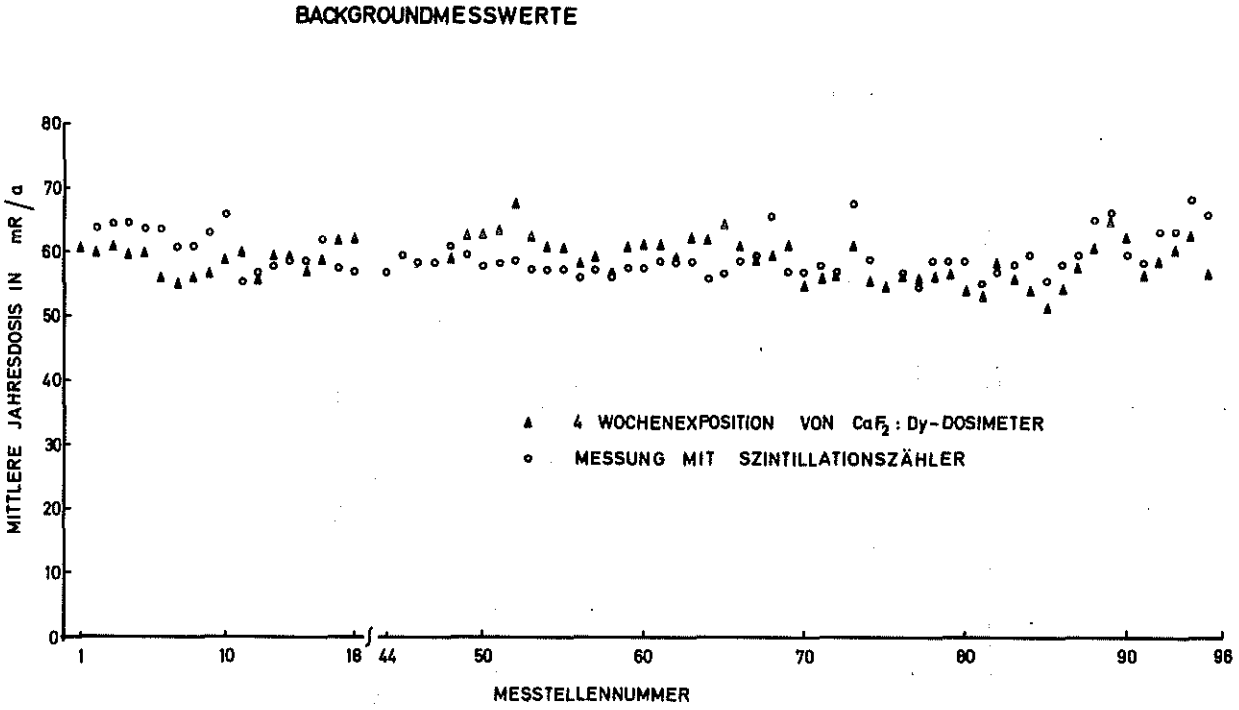


Abb. 5 Background bei abgeschaltetem FR 2

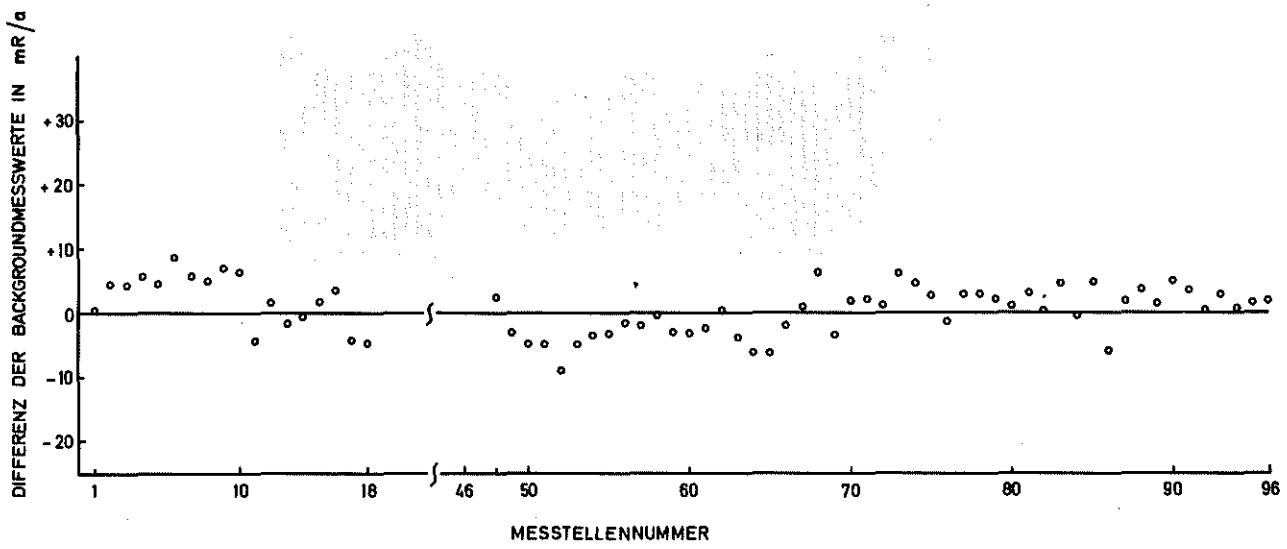


Abb. 6 Differenz der Backgroundmeßwerte

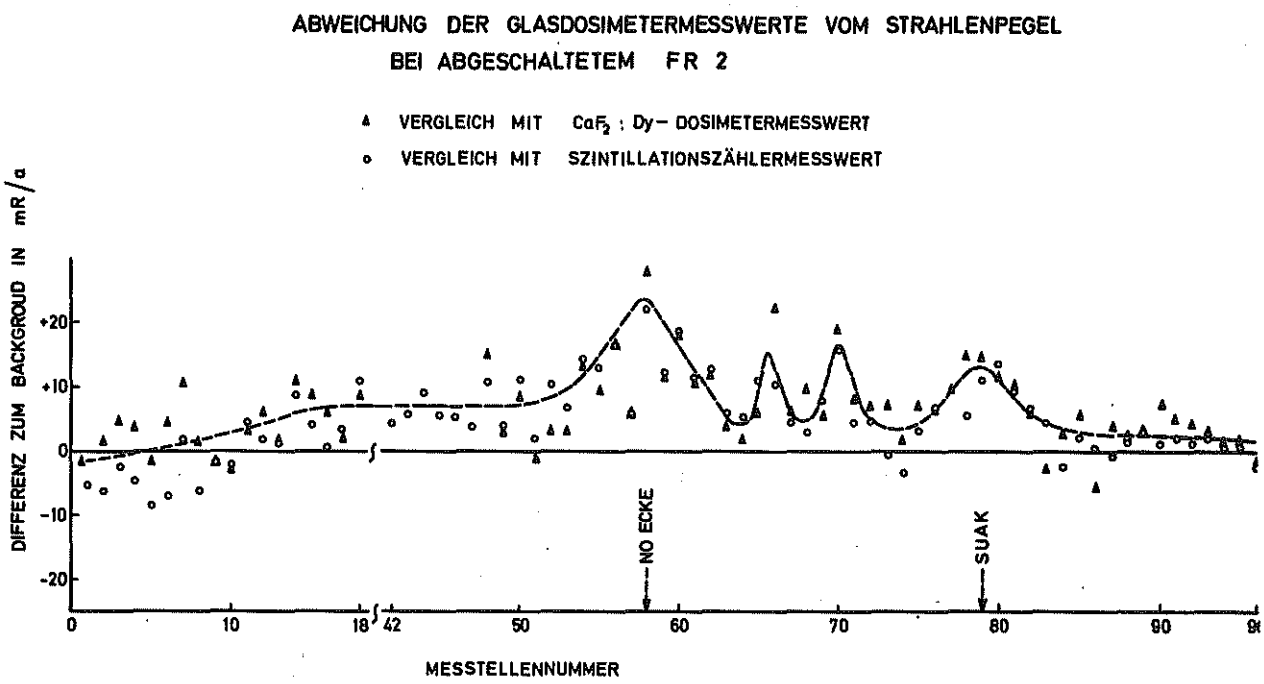


Abb. 7 Differenz der Glasdosimetermeßwerte zum Background

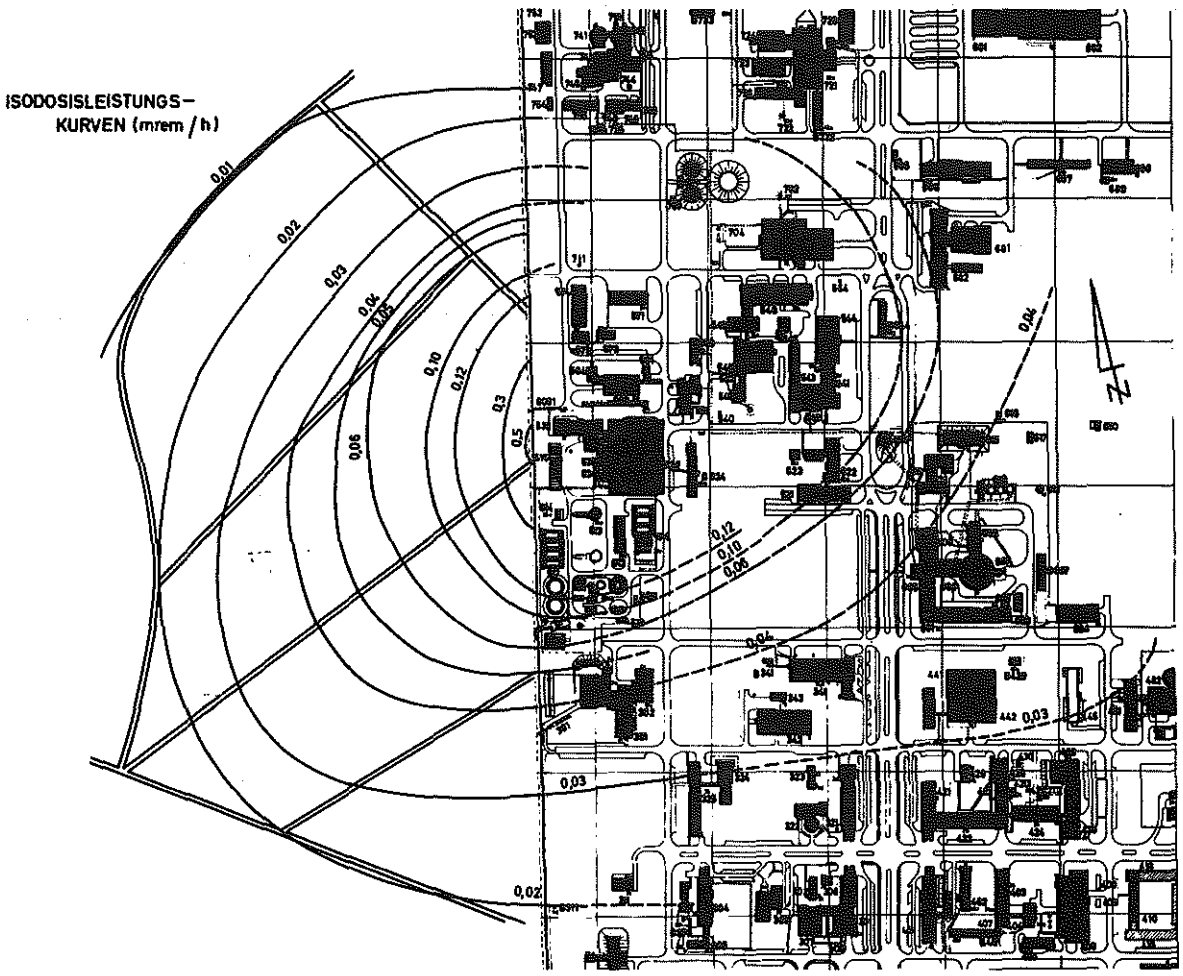


Abb. 8 Kurven gleicher Dosisleistung infolge Streustrahlung aus dem Lager für radioaktive Abfälle

Zur Strahlenexposition durch "fallout"-Radionuklide

von

G. Kistner und H. Schmier

Im Jahresbericht "Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung" des Bundesministers des Innern wird für 1973 die durch den "fallout" von Kernwaffenversuchsexplosionen verursachte mittlere genetische Strahlenexposition des Menschen in der Bundesrepublik Deutschland mit weniger als 8 mrem/Jahr angegeben. Die durch inkorporierte Radionuklide, vor allem durch Strontium 90 und Caesium 137 verursachte Strahlenexposition liegt unter 0,5 mrem/Jahr (Abb. 1).

Obwohl dieser Wert nur geschätzt ist, sagt er doch etwas aus über die Relation der die Gesamtstrahlenbelastung ausmachenden Einzelexpositionen der verschiedenen natürlichen und künstlichen Strahlenquellen.

Grundlage dieser Schätzungen sind die von den amtlichen Meßstellen zur Überwachung der Umweltradioaktivität durchgeführten Messungen an Luft- und Niederschlagsproben. Eine Erläuterung des Berechnungsmodus einschließlich der zugrunde liegenden Meßdaten mag den Wert und die Bedeutung einer solchen Schätzung im Zusammenhang mit der Gesamtstrahlenexposition etwas genauer aufzeigen.

1. Strahlenexposition durch die Radioaktivität in Luft und Niederschlägen:

Die mit dem Wettergeschehen in Form von trockenem oder feuchtem Niederschlag auf die Erde zurückgelangende Radioaktivität aus

Kernwaffenversuchsexplosionen wird sowohl als Gesamtbeta-Radioaktivität gemessen als auch auf Einzelradionuklide hin untersucht. Der bisherige Verlauf der Beta-Aktivität nach den Meßwerten des Deutschen Wetterdienstes ist in Abb.2 wiedergegeben. Auch für die Radioaktivität in der Luft liegen seit 1957 Meßergebnisse vor, die sich in ähnlichen Kurven darstellen lassen.

1.1 Strahlenexposition bei Aufenthalt in der radioaktiven Wolke:

Mit Hilfe der Meßergebnisse über die Beta-Aktivität und der Analyse der Nuklidzusammensetzung der Luft läßt sich unter bestimmten Annahmen nach W. MINDER

die Jahresdosisleistung bei Aufenthalt in der radioaktiven Wolke berechnen (Abb.3).

Es ergeben sich nachfolgende Werte:

1961/62 (dem Jahr der Versuchsexplosionen)
< 18 µR/Jahr

1964/65 (dem Zeitpunkt des "fallout"-Maximums)
< 2 µR/Jahr

1970 < 6 µR/Jahr.

1.2 Strahlenexposition durch Gamma-Strahler an der Bodenoberfläche:

Mit Hilfe der Meßergebnisse über die auf den Boden aufgebrachte Radioaktivität läßt sich die Strahlenexposition durch auf der Bodenoberfläche abgelagerte Gamma-Strahler nach W. MINDER als Dosisleistung einer unendlich ausgedehnten Fläche berechnen. H. SCHMIER hat diesen Ansatz für die "fallout"-Situation modifiziert (Abb.4).

Für die Abschätzung müssen eine Reihe von Annahmen getroffen werden. So wird u.a.

1) mit einem 24stündigem Aufenthalt im Freien gerechnet, obwohl man sich normalerweise nicht Tag und Nacht im Freien aufhält,

2) die Abschirmung durch Häuser und Bauwerke nicht berücksichtigt,

3) die Veränderung des Radioaktivitätsgehalts der Bodenoberfläche durch Abwanderung oder Diffusion der Einzelradionuklide in tiefere Bodenschichten und damit Abschirmung der Gamma-Strahlung nicht einbezogen.

Messungen an Bodenproben sowohl aus der Bundesrepublik als auch aus der Schweiz zeigen aber, daß eine Abwanderung von Strontium 90 mit der Zeit erfolgt. Auch bei Caesium 137 in der oberen Bodenschicht ist gegenüber dem Maximum im Jahre 1966 ein Rückgang zu verzeichnen (Abb.5).

Somit liegt der geschätzte Wert für die Strahlenexposition durchaus auf der sicheren Seite und dürfte aufgrund der obenangeführten Annahmen um den Faktor 10 niedriger anzusetzen sein als angegeben.

Für die Strahlenexposition durch auf den Boden abgelagerte Gamma-Strahler ergeben sich nachfolgende Werte:

1964/65	$<$ 14 mR/Jahr
1973	$<$ 8 mR/Jahr.

Der Verlauf der Strahlenexposition durch auf den Boden aufgebrachte Gamma-Strahler ist in Abb.6 dargestellt. Die obere Kurve gilt für Oberstdorf, als der Meßstelle mit den höchsten Meßwerten für die Beta-Aktivität in der Bundesrepublik, die zweite Kurve kann als Mittelwert aus Meßwerten aller Meßstellen des Deutschen Wetterdienstes für die Bundesrepublik als repräsentativer Durchschnittswert angesehen werden.

2. Strahlenexposition durch inkorporierte Radionuklide

2.1 Gamma-Strahler im Körper:

Von den im "fallout" vorhandenen Radionukliden werden nur einige wenige vom menschlichen Körper aufgenommen. Gammaspektren, gemessen in einem Ganzkörperzähler, zeigen im allgemeinen nur Peaks bei

0,66 MeV (Gammalinie des als Tochtersubstanz von Caesium 137 bekannten Barium 137

1,46 MeV (Gammalinie des Kalium 40).

Radionuklide wie Cer 141 oder 144, Zirkon/Niob 95, Ruthenium 103/106 und Antimon 125 wurden bei Ganzkörpermessungen am Menschen nicht festgestellt. Sie sind daher bei der Abschätzung der Strahlenexposition durch inkorporierte radioaktive Stoffe außer Betracht geblieben.

In Zeiten jungen "fallouts" werden wegen der kurzen Zufuhrwege z.B. über Milch, Frischgemüse, eventuell auch über Zisternenwasser bestimmte Mengen an Jod 131 inkorporiert, das somit einen gewissen Anteil an der Strahlenexposition von innen besitzen kann.

Die in den letzten Jahren im Niederschlag und auch in Milchproben vereinzelt gemessene Jod 131-Aktivität aus chinesischen und französischen Kernwaffenversuchen hat in keinem nennenswerten Ausmaß zur Strahlenexposition beigetragen. Die Aktivitäten waren zu gering, um einen erhöhten Jod 131-Pegel in der Schilddrüse aufzubauen.

Abb.7 und 8 zeigen den Verlauf des Caesium 137-Gehalts bei Männern und Frauen nach Meßergebnissen an einer Referenzgruppe gesunder Personen in Karlsruhe. Mit Hilfe der von der ICRP festgesetzten maximal zugelassenen Menge eines Radionuklids im Körper läßt sich aus dem Nuklidgehalt die applizierte Jahresdosis berechnen. Es ergeben sich nachfolgende Werte für Caesium 137:

1964/65		3 - 3,5 mrem/Jahr
1974	weniger als	0,5 mrem/Jahr.

2.2 <u>Strontium 90 im Knochen</u>:

Nach den bisher vom Institut für Gerichtliche und Soziale Medizin der Universität Kiel, Prof. Pribilla, durchgeführten Messungen über den Strontium 90-Gehalt im Knochen läßt sich die Strahlenexposition, hier die des kritischen Organs Knochen in den einzelnen Altersgruppen darstellen (Abb.9).

Während bei Kleinkindern, Kindern und Heranwachsenden 1958/59 und auch noch 1964/65 aufgrund des erhöhten Angebots an Strontium 90 in der Nahrung der Gehalt im Knochen ein Maximum zeigte, in den folgenden Jahren dagegen wieder abfiel, ist der Pegel bei den Erwachsenen praktisch konstant geblieben. Dies mag einerseits darauf zurückzuführen sein, daß einmal in das

Knochengerüst eingebautes Strontium 90 nach Abschluß der kindlichen Aufbauphase nur sehr langsam wieder ausgeschieden wird, andererseits mehr und mehr Menschen in die Erwachsenengruppe hinübergelangen, die zwischen 1958/59 und 1964/65, d.h. in der Zeit des erhöhten Strontium-Angebots als Kinder und Heranwachsende ihr Knochengerüst aufbauten. Somit ist eine Abflachung der Kurve über die Zeit hin in der Gruppe der Erwachsenen zwangsläufig zu erwarten. Wie lange dieser Trend jedoch anhält, sollte weiterhin untersucht werden.

Hier wurde nur die Strahlenexposition des Knochens durch Strontium 90 gezeigt; die des Ganzkörpers durch Strontium 90 ist sicherlich um den Faktor 10 geringer.

Um derartige Abschätzungen durchführen zu können, sollten auch in Zukunft Messungen über den Strontium 90-Gehalt von Knochen zur Verfügung stehen. Nachdem das Institut für Gerichtliche und Soziale Medizin der Universität Kiel seine Messungen eingestellt hat, hoffen wir in Zusammenarbeit mit dem Institut für Rechtsmedizin der Universität München derartige Untersuchungen weiterführen zu können.

2.3 Zufuhr radioaktiver Stoffe mit der Nahrung:

Messungen des Strontium 90- und Caesium 137-Gehalts in der Nahrung und damit die Überwachung der Zufuhr radioaktiver Stoffe sind ein wichtiges Glied in der Kette, die Strahlenexposition des Menschen abschätzen zu können.

Die amtlichen Meßstellen zur Überwachung der Umweltradioaktivität untersuchen sowohl Einzellebensmittel als auch Kostzusammenstellungen aus der Gemeinschaftsverpflegung von Krankenhäu-

sern, Jugendheimen und Kasernen auf Strontium 90 und Caesium 137. Den im Jahresbericht "Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung" zusammengestellten Übersichten über die Zufuhr von Strontium 90 und Caesium 137 über Nahrungsmittel ist zu entnehmen, daß beide Arten der Überwachung trotz ihrer Vor- und Nachteile für die Abschätzung der Strahlenexposition geeignet sind und ein Bild auch über die Streubreite derartiger Abschätzungen vermitteln.

Der Verlauf der Zufuhr radioaktiver Substanzen in Abhängigkeit von der Zeit, ausgedrückt in Prozent der maximal zugelassenen Menge ist in Abb.10 dargestellt. Es zeigt sich, daß die aufgrund der ICRP-Empfehlungen festgesetzte Bilanzgrenze, .h. die maximal zugelassene Zufuhr auch in Zeiten des "fallout Maximums 1963/64 nicht überschritten wurde und heute bei gen Prozent der maximal zugelassenen Zufuhr liegt.

3. Strahlenexposition durch Tritium und Kohlenstoff 14:

Zwei Radionuklide sind bei den bisherigen Überlegungen über die Strahlenexposition durch "fallout"-Radioaktivität kaum berücksichtigt worden: Wasserstoff 3 (Tritium) und Kohlenstoff 14. Während der Testperiode 1961/62 wurden gerade diese beiden Radionuklide in erhöhtem Maße gebildet und könnten eventuell meßbare Anteile an der Gesamtstrahlenexposition ausmachen.

3.1 Wasserstoff 3 (Tritium):

Tritium gelangte 1961/62 als Rückstand aus den Versuchen mit thermonuklearen Sprengsätzen (Wasserstoffbombe) in erheblichem Umfang in die Atmosphäre. Abb.11 zeigt den Verlauf des Tritium-Gehalts im Oberflächenwasser, im Niederschlag und im Grundwas-

ser am Neusiedler-See nach Messungen unserer österreichischen Kollegen. Messungen über den tatsächlichen Tritiumpegel sind in Mitteleuropa nicht sehr zahlreich durchgeführt worden. Auch für die Bundesrepublik liegen uns kaum aussagekräftige Meßreihen vor. Lediglich die in der aerobiologischen Station des Deutschen Wetterdienstes in Stuttgart-Bad Cannstatt monatlich gesammelten Niederschlagsproben, die bei der IAEA ausgemessen werden, geben ein Bild vom zeitlichen Verlauf der Tritium-Kontaminationen in der Bundesrepublik.

Nach Berechnungen von BENETT (1973) betrug die Strahlenexposition durch Tritium in den USA

1963/64	0,2109 mrad/Jahr
1974	0,0243 mrad/Jahr

wenn man annimmt, daß die im Flußwasser gemessene Tritium-Konzentration mit der Tritium-Konzentration im menschlichen Körper gleichzusetzen ist. Die kumulative Dosis (dose commitment) bis 1990 beträgt 1,5 mrad.
Im UNSCEAR-Bericht 1972 wurde

für die nördliche Hemisphäre	3 mrad
für die südliche Hemisphäre	1 mrad

angegeben. In Anbetracht der möglicherweise durch die zunehmende Entwicklung auf dem Gebiete der Kerntechnik und der Reaktorindustrie steigenden Tritium-Konzentration der Umwelt sollten auch bei uns die Untersuchungen von Umweltproben auf ihren tatsächlichen Tritium-Gehalt forciert werden. Hierbei sollte es sich um Untersuchungen über den tatsächlichen derzeitigen Tritium-Gehalt der Umwelt handeln, der wohl nur mit Hilfe einer Tritium-Anreicherung zu messen ist.

Kohlenstoff 14:

Der zeitliche Verlauf des Gehalts an Kohlenstoff 14 in der Troposphäre und in der Meeresoberfläche nach den Kernwaffenversuchsexplosionen ist in Abb.12 dargestellt (UNSCEAR 1972). Nehmen wir für die Kohlenstoff 14-Konzentration auch im menschlichen Körper den gleichen Wert an, so bewegt sich die Strahlenexposition

zwischen 0,7 und 1,3 mrem/Jahr.

Wegen der langen Halbwertszeit des Kohlenstoff 14 wird dieser Dosisbeitrag mehrere tausend Jahre vorhanden sein.

Nach dem UNSCEAR-Bericht beträgt der Beitrag bis zum Jahre 2000

für Gonaden und Knochenzellen	12 mrad
für Zellen an der inneren Knochenoberfläche	15 mrad.

Zusammenfassung:

Eine Abschätzung der Strahlenexposition durch "fallout"-Radionuklide aufgrund der in der Bundesrepublik erhaltenen Meßdaten ist möglich, wenn auch nur als Maximalwert und somit auf der sicheren Seite liegend. Um derartige Schätzungen weiterführen zu können, sind die bisherigen Untersuchungen der amtlichen Meßstellen fortzusetzen. Auch ist es sinnvoll, dies nun einmal durchgeführte größte radioökologische Experiment bis zu seinem Ende hin zu verfolgen und nicht auf halbem Wege abzubrechen.

Die Untersuchung von Strontium 90 im Knochen ist wieder aufzunehmen, Messungen des Radionuklidgehalts im Boden sollten zur Überprüfung und Kontrolle des Rechenmodells weitergeführt werden und eventuell auf die gammastrahlenden Radionuklide Caesium 137, Antimon 125, Cer 141/144, Ruthenium 103/106 ausge-

dehnt werden. Caesium 137-Messungen von Bodenproben aus der Umgebung der Meßstellen des Deutschen Wetterdienstes wurden zwar 1966/67 durchgeführt, sollten jedoch nach gewissen Zeitabständen wiederholt werden.

Untersuchungen von Umweltproben auf Tritium und Kohlenstoff 14, vor allem des tatsächlichen Pegels, sollten in Angriff genommen werden, um über die Auswirkungen einer zunehmenden Kern- und Reaktorindustrie auf die Strahlenexposition des Menschen weitergehende Aussagen machen zu können als bisher.

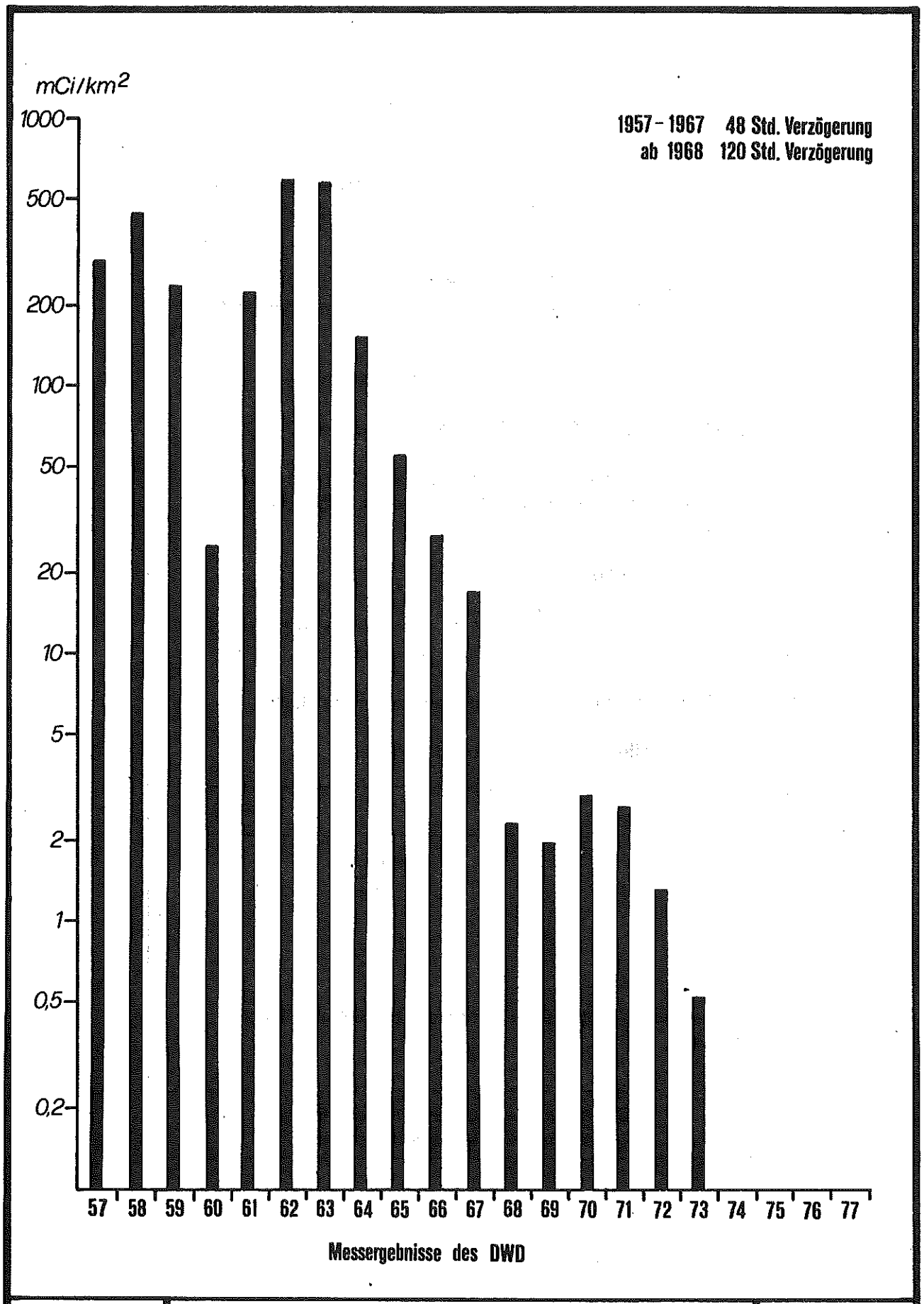
MITTLERE GENETISCHE STRAHLENEXPOSITION DES MENSCHEN IN DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND 1973

(Stand Mai 1974)

Zusammengestellt von der Abteilung für Strahlenhygiene des Bundesgesundheitsamtes Berlin

1. Natürliche Strahlenexposition			**ca. 110 mrem/a**
1.1 durch kosmische Strahlung in Meereshöhe		ca. 30 mrem/a	
1.2 durch terrestische Strahlung von außen		ca. 60 mrem/a	
1.3 durch inkorporierte radioaktive Stoffe		ca. 20 mrem/a	
2. Künstliche Strahlenexposition			**ca. 60 mrem/a**
2.1 durch Anwendung ionisierender Strahlen und radioaktiver Stoffe in der Medizin		ca. 50 mrem/a	
2.11 Röntgendiagnostik (geschätzt aufgrund der Zunahme der Zahl der Untersuchungen pro Kopf der Bevölkerung)	ca. 50 mrem/a		
2.12 Nuklearmedizin (Berlin-West)	ca. 0,5 mrem/a		
2.13 Strahlentherapie (München)	ca. 0,5 mrem/a		
2.2 durch Fallout von Atombombenversuchen		< 8 mrem/a	
2.21 von außen, im Freien unabgeschirmt	< 8 mrem/a		
2.22 durch inkorporierte radioaktive Stoffe	ca. 0,5 mrem/a		
2.3 durch Anwendung ionisierender Strahlen und radioaktiver Stoffe zu technischen Zwecken		< 2 mrem/a	
2.31 durch technische Strahlenquellen	< 1 mrem/a		
2.32 durch Industrieprodukte	< 1 mrem/a		
2.33 durch Störstrahlen (Fernsehen)	< 0,7 mrem/a		
2.4 durch beruflich strahlenexponierte Personen		< 1 mrem/a	
2.5 durch friedliche Nutzung der Kernenergie		< 1 mrem/a	

BGA	Strahlenexposition des Menschen	



BGA	Jahresmittelwerte der dem Erdboden durch Niederschläge zugeführten Gesamt-β-Aktivität	

Abb 2

Berechnung der Strahlenexposition des Ganzkörpers von außen durch die auf den Boden niedergeschlagene Radioaktivität

Aus Meßwerten des DWD über die dem Boden durch Niederschläge zugeführte Sr-90 Aktivität und mit Hilfe der Untersuchungen über die Nuklidzusammensetzung der Gesamtaktivität

einem Faktor für das Cs 137/Sr 90 - Verhältnis von 1,5

einem Faktor für das Sb 125/Sr 90 - Verhältnis von 0,7 - 1,7

und einer Abschätzung der Mengen an Ru/Rh 106 und sonstigen kurzlebigen Radionukliden aus der dem Boden insgesamt zugeführten -Aktivität

läßt sich mit W. Minder aus

$$DL_F = 2\pi \times K \times \varrho \int_{\mu a}^{\infty} \frac{e^{-\mu x}}{\mu x} \, d(\mu x \, (R/h)$$

(Dosisleistung einer unendlich ausgedehnten Fläche)

und für den Fallout modifiziert von H. Schmier

$$DL_{F;1m} = 27{,}9 \; K_\gamma \times \varrho \qquad (\mu R/a)$$

mit K_γ in $\frac{R\,cm^2}{mCi}$

und ϱ in $\frac{mCi}{km^2}$

die Jahresdosis 1 m über einer unendlich ausgedehnten Fläche berechnen.

BGA	Strahlenexposition durch auf den Boden niedergeschlagene Radioaktivität	

Berechnung der Strahlenexposition des Ganzkörpers von außen durch die Radioaktivität der Luft: (radioaktive Wolke)

Aus Meßwerten des DWD über die Radioaktivität der Luft (Mittelwert aller Meßstellen)

einem mittleren Alter des Spaltproduktgemisches

der γ-Dosiskonstanten für das jeweilige Nuklidgemisch

läßt sich mit W. Minder aus

$$DL_H = \frac{4\pi \times K \times \varrho}{\mu} \text{ (R/h)}$$

(Dosisleistung im Mittelpunkt einer unendlich ausgedehnten Halbkugel)

für den Fallout modifiziert von H. Schmier

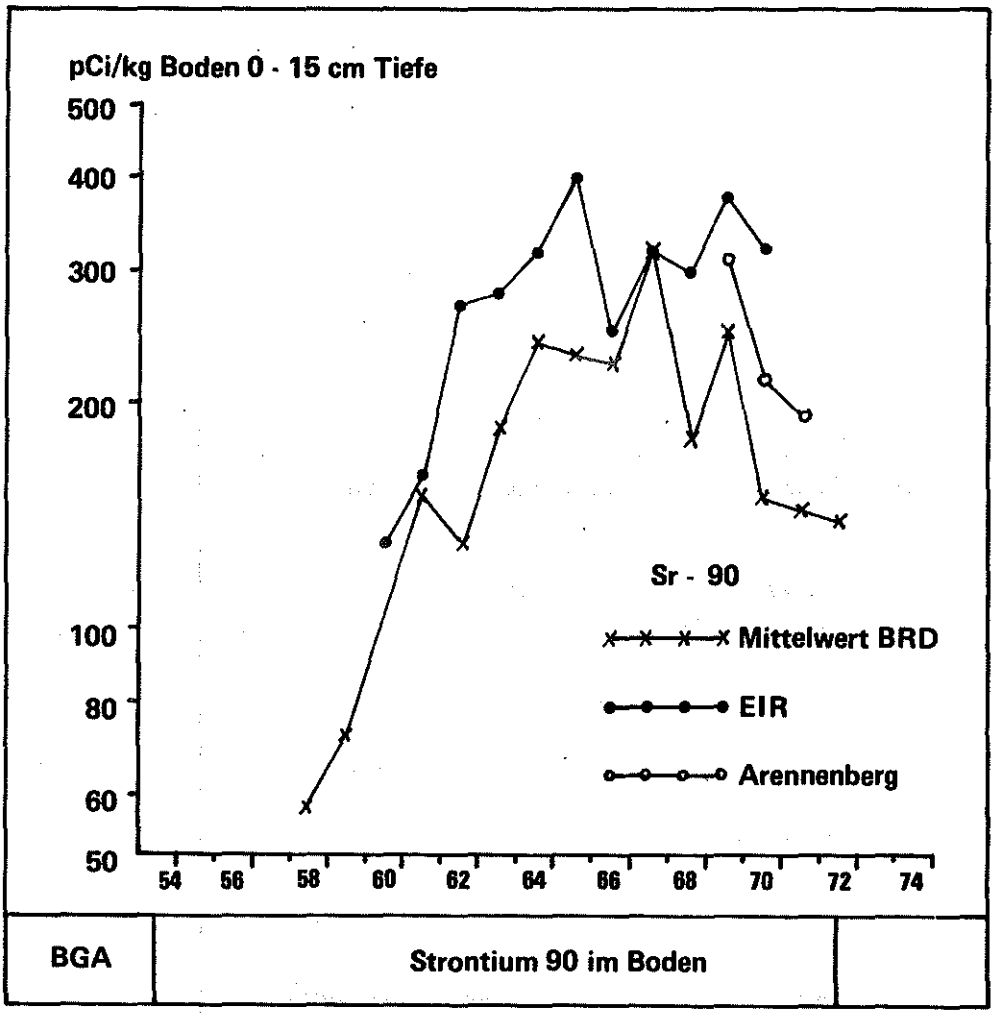
$$\boxed{DL_{H;\,1\,m} = 1{,}52 \; K_\gamma \times \varrho \text{ (uR/a)}}$$

mit K_γ in $\frac{R \times cm^3}{mCi/h}$

ϱ in $\frac{pCi}{m^3}$

die Jahresdosis für den Aufenthalt in der radioaktiven Wolke berechnen.

BGA	Strahlenexposition durch die Radioaktivität der Luft	


pCi/kg Boden 0 - 15 cm Tiefe
500
400
300
200
100
80
60
50
54
56
58
60
62
64
66
68
70
72
74
Sr - 90
Mittelwert BRD
EIR
Arennenberg
BGA
Strontium 90 im Boden

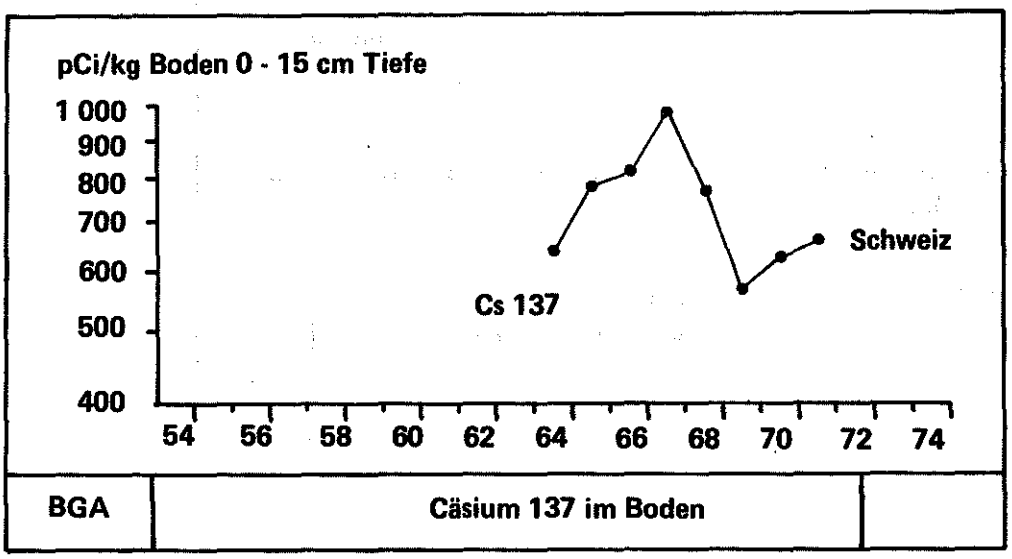
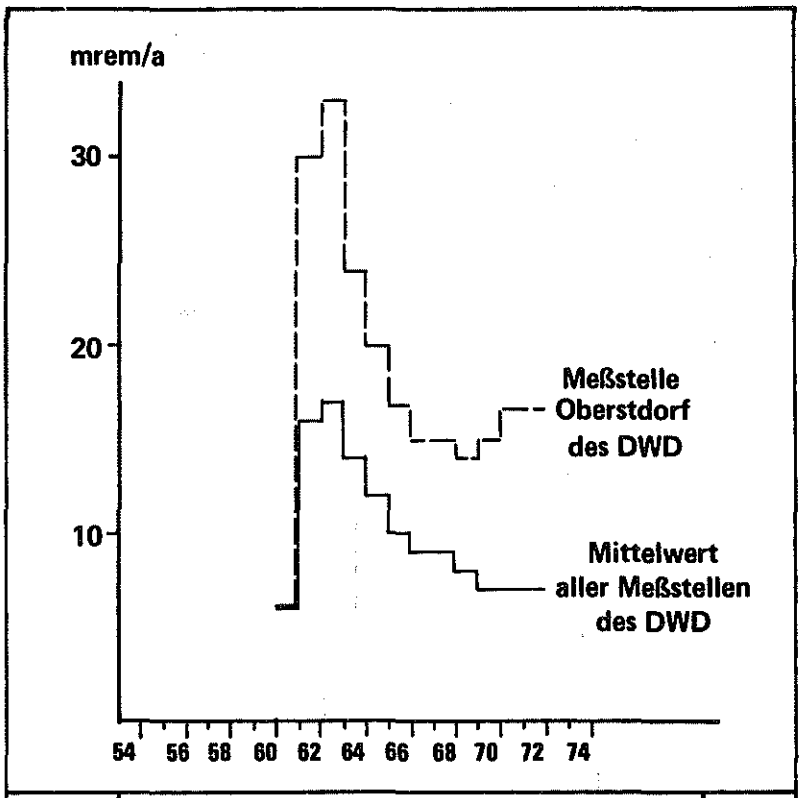
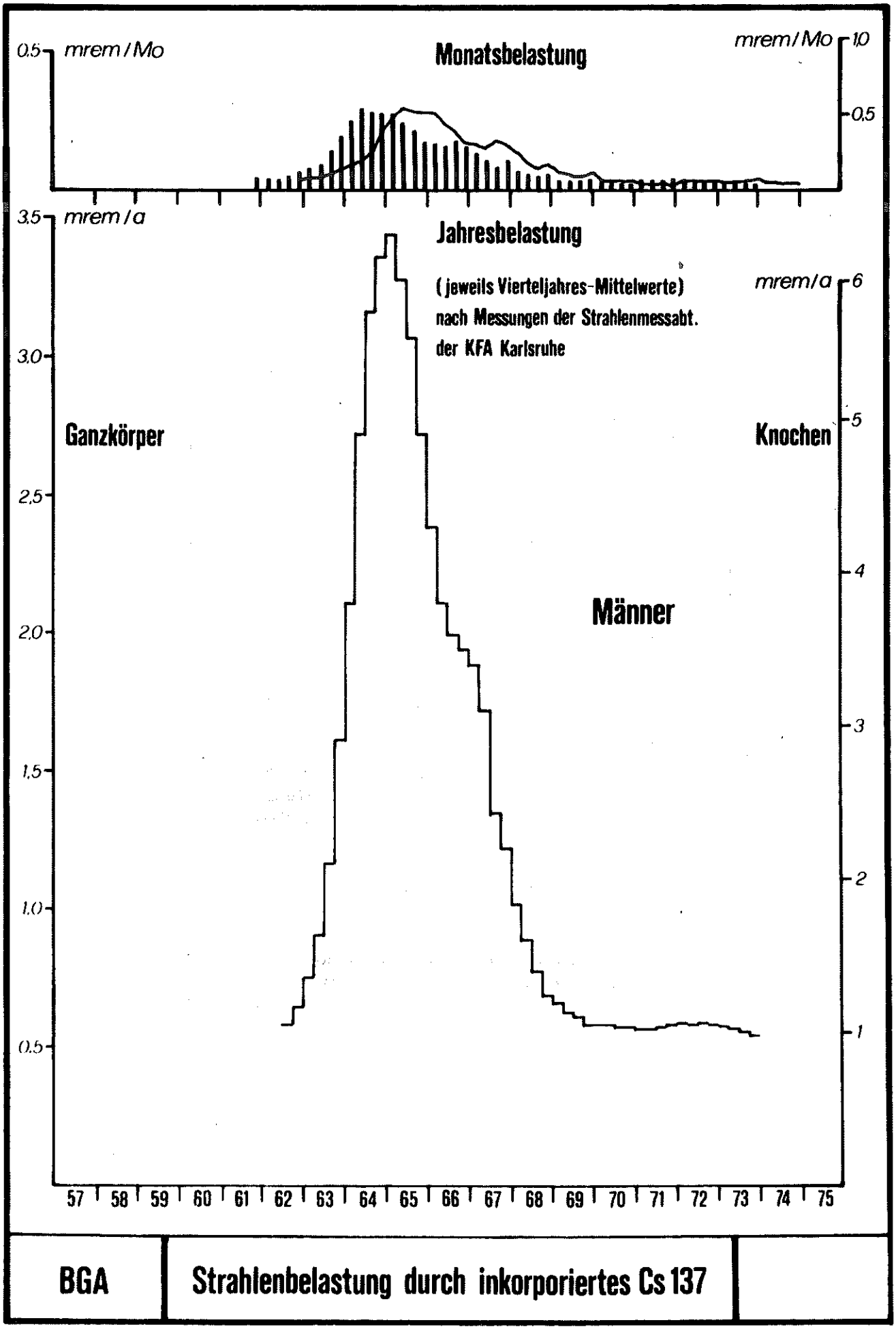

pCi/kg Boden 0 - 15 cm Tiefe
1 000
900
800
700
600
500
400
54
56
58
60
62
64
66
68
70
72
74
Schweiz
Cs 137
BGA
Cäsium 137 im Boden

Abb 5-6

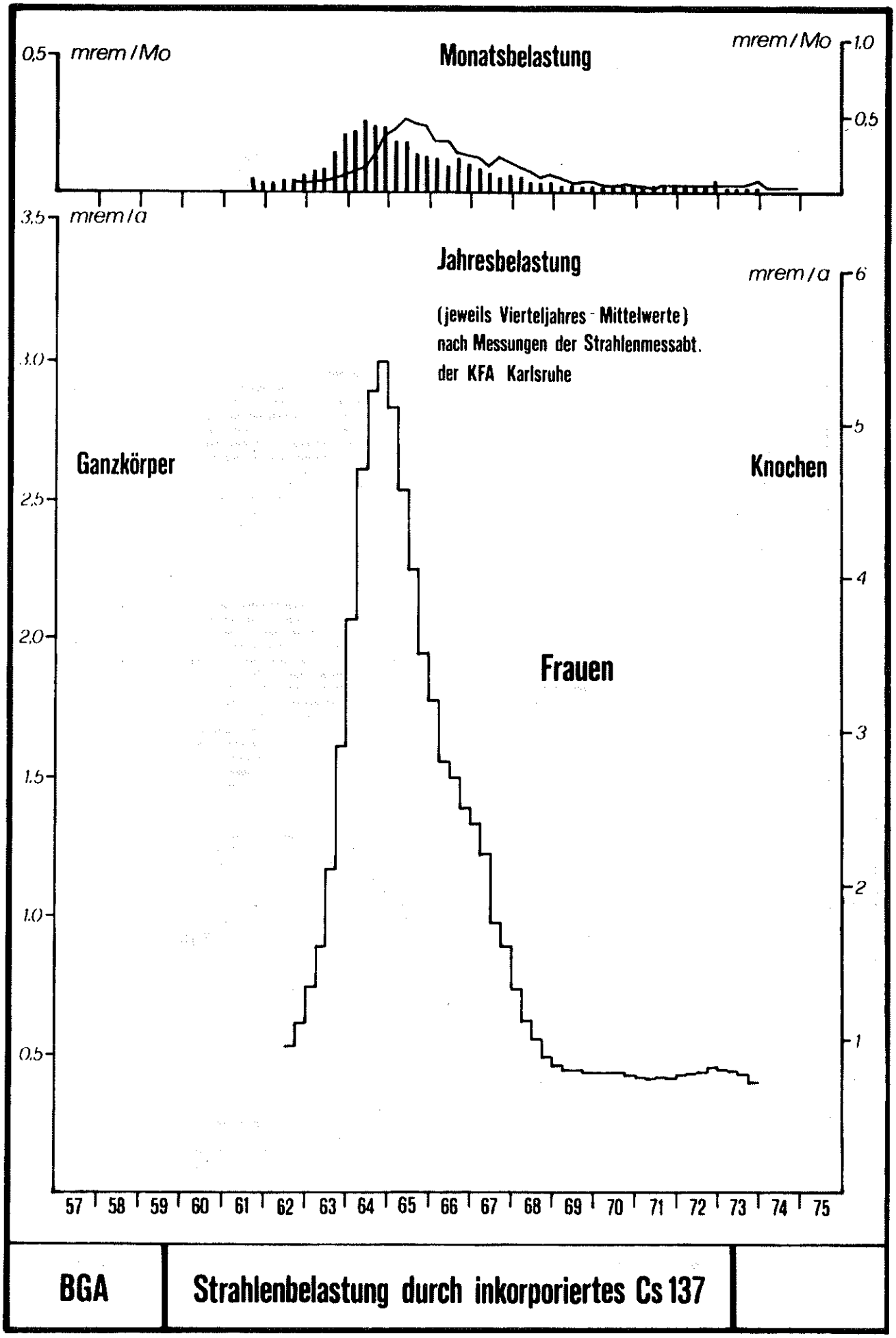


BGA	Strahlenexposition durch auf den Boden niedergeschlagene Radioaktivität 1961 - 1973	

Abb 7



BGA	Strahlenbelastung durch inkorporiertes Cs 137	



BGA	Strahlenbelastung durch inkorporiertes Cs 137	

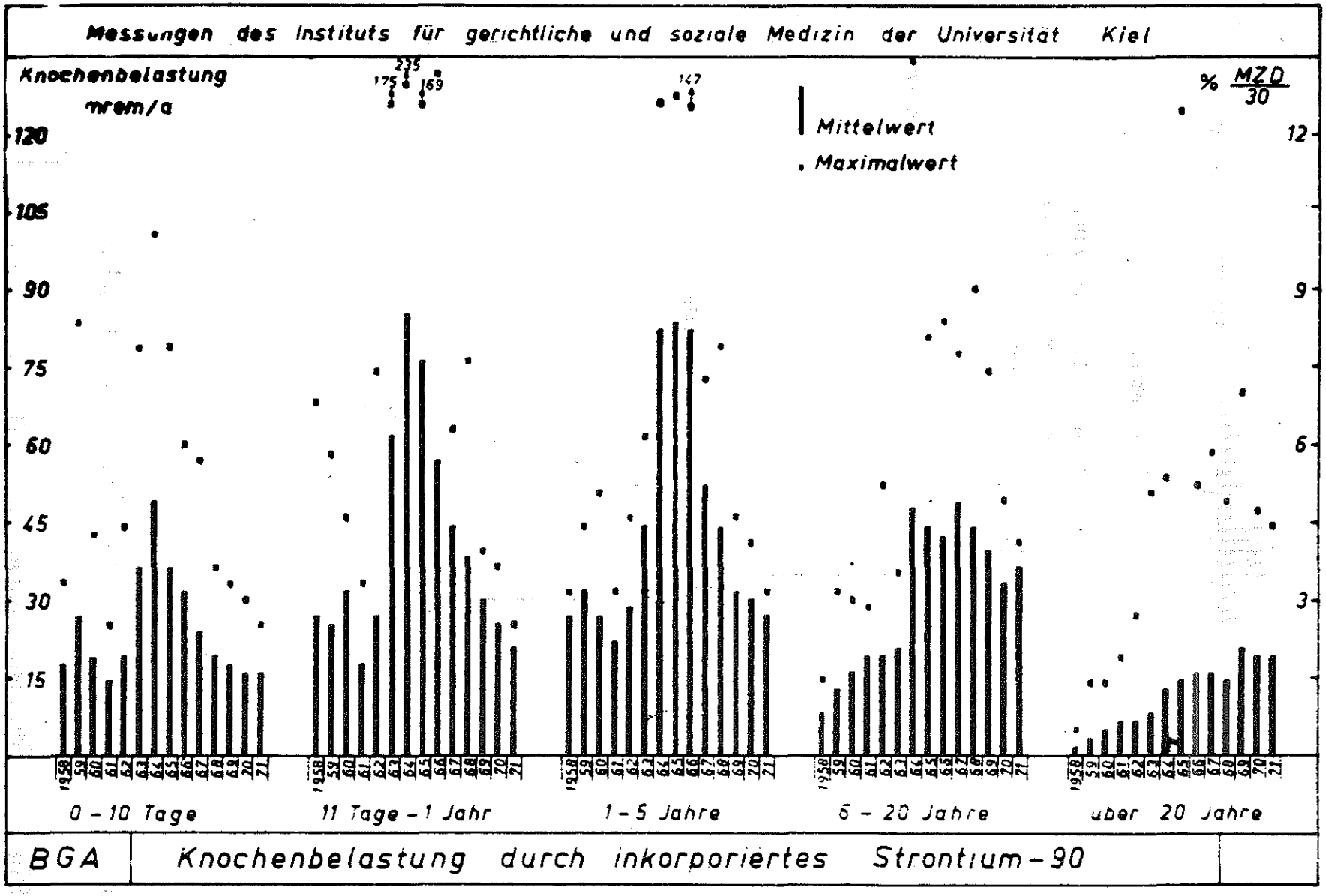
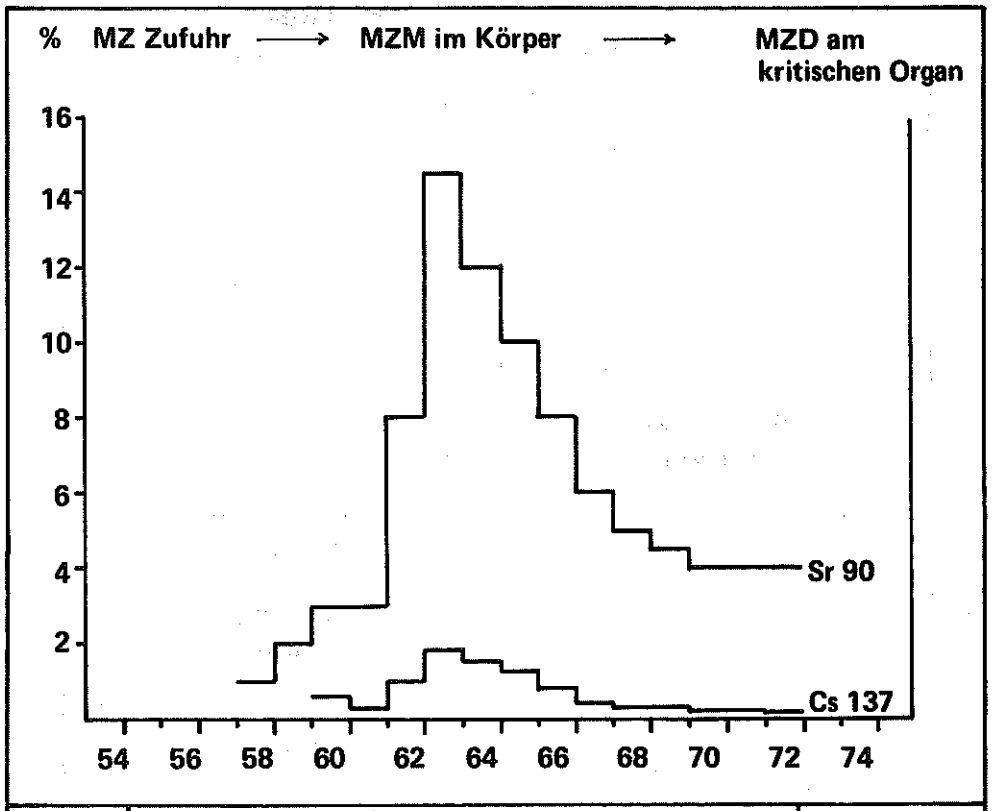

Messungen des Instituts für gerichtliche und soziale Medizin der Universität Kiel
Knochenbelastung
mrem/a
120
105
90
75
60
45
30
15
235
175
169
147
Mittelwert
Maximalwert
% MZD/30
12
9
6
3
1958
59
60
61
62
63
64
65
66
67
68
69
70
71
0 - 10 Tage
11 Tage - 1 Jahr
1 - 5 Jahre
6 - 20 Jahre
über 20 Jahre
BGA
Knochenbelastung durch inkorporiertes Strontium-90

Abb 9



BGA	Zufuhr von Sr 90 und Cs 137 mit der Nahrung	

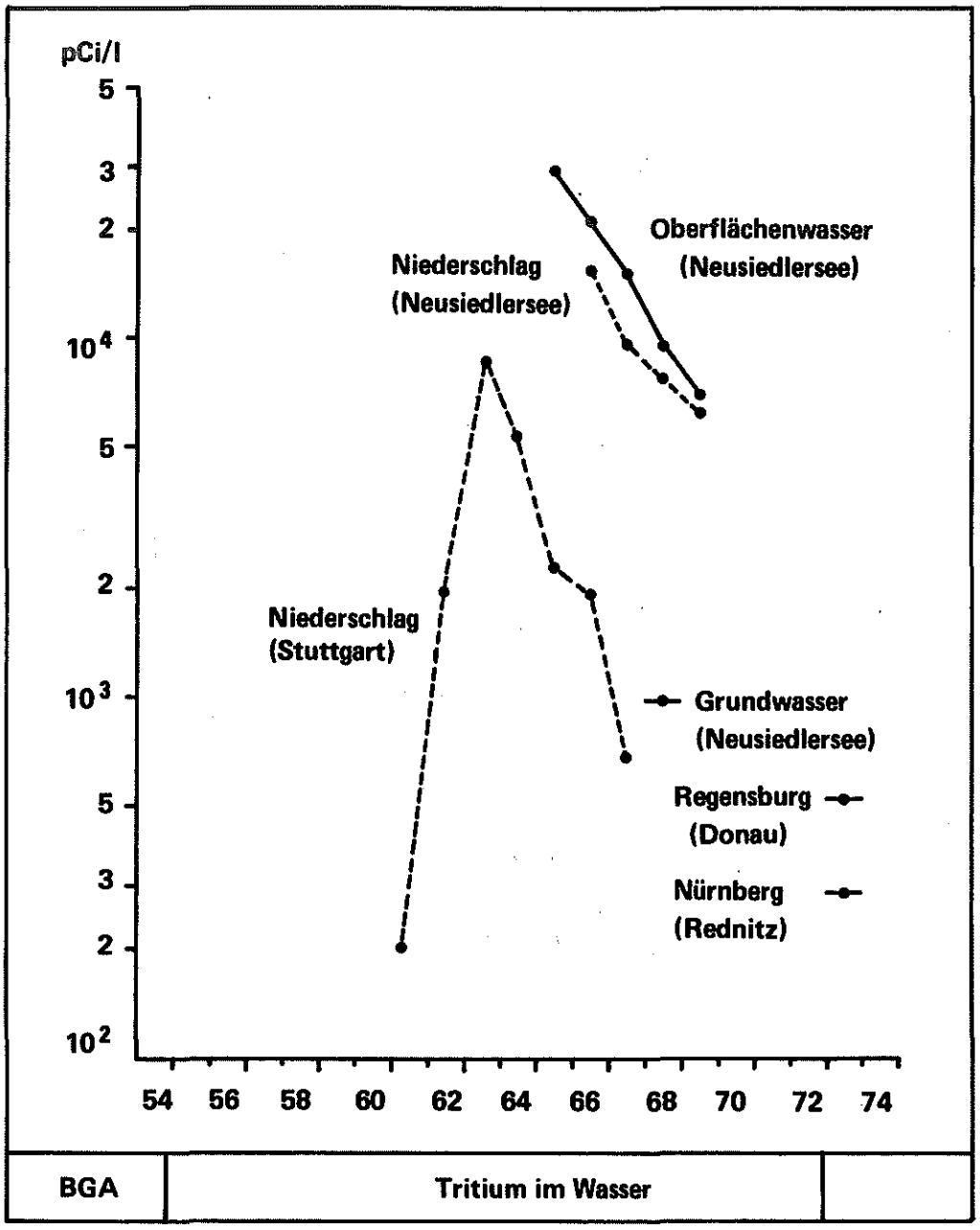
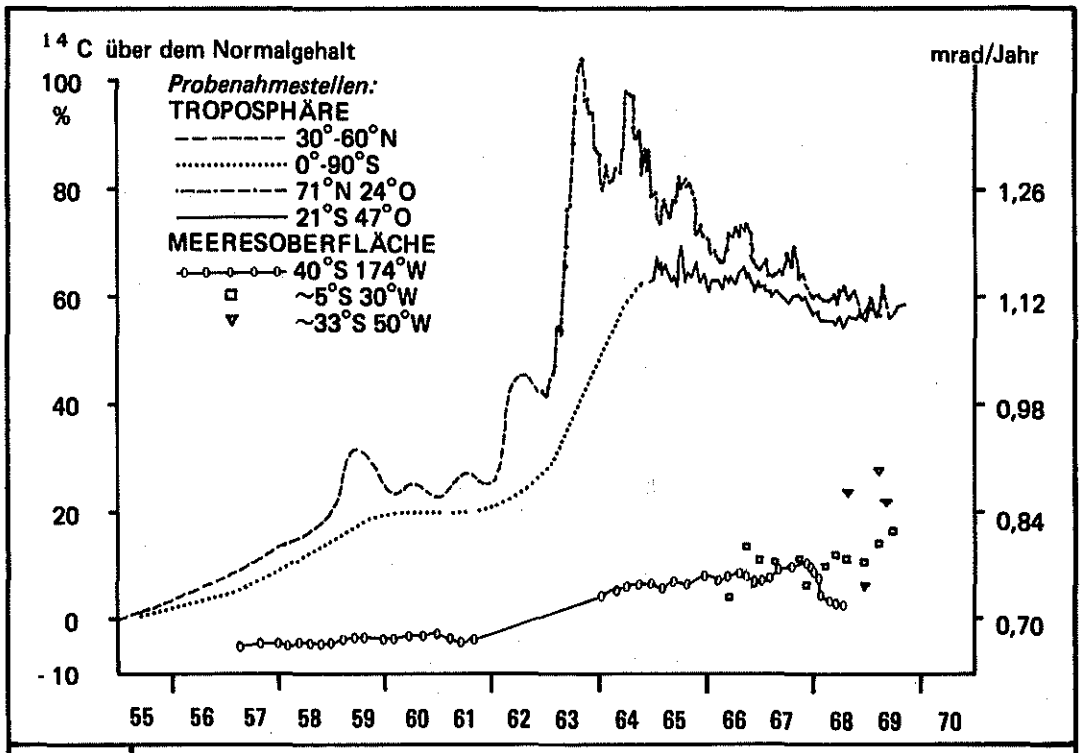

pCi/l
5
3
2
10^4
5
2
10^3
5
3
2
10^2
54
56
58
60
62
64
66
68
70
72
74
Oberflächenwasser
(Neusiedlersee)
Niederschlag
(Neusiedlersee)
Niederschlag
(Stuttgart)
Grundwasser
(Neusiedlersee)
Regensburg
(Donau)
Nürnberg
(Rednitz)
BGA
Tritium im Wasser

Abb. 11



BGA	Radioaktiver Kohlenstoff in der Troposphäre und im Meerwasser

Abb. 12

Schrifttum

Bundesminister für Wissenschaftliche Forschung	"Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung" Vierteljahresbericht IV/62 S. 173 - 177
Bundesminister für Bildung und Wissenschaft	"Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung" Umweltüberwachung 1956 - 1958 Schriftenreihe Kernforschung 2 (1970)
Bundesminister für Bildung und Wissenschaft	"Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung" Jahresbericht 1969, Schriftenreihe Kernforschung 3 Jahresbericht 1970, Schriftenreihe Kernforschung 4 Jahresbericht 1971, Schriftenreihe Kernforschung 5
Bundesminister des Innern	"Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung" Jahresbericht 1972
International Atomic Energy Agency (IAEA)	World Survey of Isotope Concentration in Precipitation Environmental Isotope Data Nr. 1 (1953 - 1963) Techn.Rep.Series Nr. 96 Nr. 2 (1964 - 1965) Techn.Rep.Series Nr. 117 Nr. 3 (1966 - 1967) Techn.Rep.Series Nr. 129 Nr. 4 (1968 - 1969) Techn.Rep.Series Nr. 147
Vereinte Nationen (UN)	Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) 19. Sess.; Suppl. Nr.14 (A/5814) New York 1964 24. Sess.; Suppl. Nr.13 (A/7613) New York 1969 27. Sess.; Suppl. Nr.25 (A/8725) New York 1972

B. G. BENETT — Fallout tritium in the environment and the dose commitment
HASL-Report 268, S. I 50 - I 70 (1973)

H. v. BUTLAR, K. FARZINE, H. D. WOHLFAHRT — Tritium concentration of german river waters measured with the proportional counting technique
Nuclear Instruments and Methods 37, 288 - 292 (1965)

P. FABIAN, W. F. LIBBY, C. E. PALMER — Stratospheric residence time and interhemispheric mixing of strontium 90 from fallout in rain
J. Geophys.Res. 73, 3611 - 3616 (1968)

R. NYDAL, K. LOVSETH — Prospektive decrease in atmospheric radiocarbon
J.Geophys.Res. 75, 2271 - 2278 (1970)

O. PRIBILLA, U. MUTSCHKE — Über die Strontium 90-Kontamination von menschlichen Geweben und einer Standardnahrung
Klin.Wochenschr. 43, 690 - 694 (1965)

J. A. RAFTER, B. J. O'BRIEN — Exchange rates between the atmosphere and the ocean as shown from recent C 14 measurements in the South Pacific
12. Nobel Symp. on radio-carbon variations and absolute chronology
Uppsala 1969

M. RUF — Persönliche Mitteilung

Integrierende Dosimeter zur Überwachung der Umwelt-Strahlenbelastung+)

Klaus Becker - Health Physics Division, Oak Ridge, National Laboratory, Oak Ridge, Tenn./USA

Die Entwicklung zuverlässiger Festkörperdosimeter für die Personendosis-Überwachung war im letzten Jahrzehnt Gegenstand erheblicher Anstrengungen, deren Ergebnisse in über tausend Publikationen und zahlreichen kommerziellen TLD- und RPL-Systemen ihren Niederschlag gefunden haben (eine neuere Zusammenfassung des Gesamtgebietes ist in (1) gegeben). Viele dieser Resultate sind auch auf die Probleme der integrierenden Messung der Umgebungsstrahlung, z.B. in der Nähe kerntechnischer Anlagen, anwendbar. Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, daß die Anforderungen, die an die Detektoren hinsichtlich Genauigkeit, Stabilität und Empfindlichkeit gestellt werden, erheblich höher sind. Oft sollen z.B. Dosiswerte im mR-Bereich mit einer Genauigkeit von wenigen Prozent gemessen werden, nachdem die Dosimeter für Wochen Temperaturen bis zu 40°C und hoher Luftfeuchtigkeit ausgesetzt waren. Andererseits sind erheblich geringere Anforderungen an die Energieunabhängigkeit zu stellen, da das Dosisspektrum der Umgebungsstrahlung relativ konstant ist, und Photonenergien unterhalb 100 keV nur mit wenigen Prozent zur Gesamtdosis beitragen (Abb.1). Es soll die Aufgabe dieser Übersicht sein, die einschlägigen Untersuchungen in der Festkörperdosimetrie-Gruppe des Oak Ridge National Laboratory in den letzten Jahren kurz zusammenzufassen.

Offensichtlich ist die Auswahl optimaler Detektoren von zentraler Bedeutung. Leider findet man in der Literatur zu diesem Thema aber immer wieder Arbeiten, in denen Detektoren mit bekanntermaßen unzulänglichen Eigenschaften eingesetzt worden sind. Erwartungsgemäß sind die Ergebnisse solcher Studien unzuverlässig. Es scheint so, als ob einige neuere TL-Materialien wie z.B. Dysprosium -aktiviertes Kalziumsulfat und Terbium-aktiviertes Magnesiumorthosilikat den zu stellenden Anforderungen am besten genügen (2). Wie man aus Tab.I ersehen kann, ist $CaSO_4$: Dy über zwanzigfach empfindlicher als das handelsübliche LiF: Mg, Ti und zeigt sowohl im Labor wie auch unter tatsächlichen Außenklimabedingungen (3) (Tab.II) weniger Fading bei höheren Temperaturen.

Die meisten Stabilitätsuntersuchungen, über die in der Literatur berichtet wird, wurden unter "normalen" Laborbedingungen, d.h. bei Temperaturen um

+) Die Arbeiten werden unter einem Vertrag mit der USAEC durchgeführt.

18 - 25° C, durchgeführt. Oft zeigten Detektoren in diesem Bereich kein oder nur geringes Fading. Tatsächlich hat man es jedoch in der Umgebungsüberwachung, besonders im Sommer und in südlichen Ländern, oft mit hohen Temperaturen zu tun, über die auch die mittleren am Ort gemessenen Werte nur ungenügenden Aufschluß geben. So betrug z.B. in Santa Fe, Argentinien, wo wir im Rahmen eines WHO-Projektes Fading-Studien durchführten, die Durchschnittstemperatur im Februar 1973 17,8° C, während die Spitzentemperaturen 38° C überschritten. Da die Fadinggeschwindigkeit mit steigender Temperatur sehr schnell zunimmt, sind einige Stunden bei 40° C u.U. mehreren Wochen bei 20° C äquivalent. Selbst kurzfristig hohe Mittagstemperaturen können größere Fehler verursachen, als man aufgrund von Laborversuchen erwarten würde.
Ein weiterer Vorzug von $CaSO_4$: Dy ist es, daß man diesen Phosphor mit nur minimalem Aufwand und geringen Kosten im Labor selbst herstellen kann (4). Wenn man ihn z.B. als Pulver in Polyäthylen einschweißt, lassen sich in konventionellen Auswertegeräten wie dem Harshaw 2000 Dosen im 2 - 10 mR-Bereich mit einer Standardabweichung von 2 - 5 % messen. Mit einem optimierten Photonenzähler ist es sogar möglich, noch 0,1 mR mit σ = 5 % zu erfassen.
Ein anderes TLD-Material, welches unseres Erachtens mehr Interesse verdient, ist Mg_2SiO_4:Tb. Es ist noch empfindlicher als $CaSO_4$:Dy und weniger energieabhängig, jedoch etwas schwieriger im Labor herstellbar. Temperaturen von ca. 1700° C sind notwendig, um ein hinreichend empfindliches Material zu erhalten (5). Auch macht es die ausgeprägte UV-Empfindlichkeit (Abb.2) notwendig, Mg_2SiO_4:Tb sorgfältig vor Sonnenlicht zu schützen. Es kann wie Kalziumsulfat als Pulver eingebettet in Teflon verwendet werden.

Exoelektronendosimeter auf der Basis von keramischem Berylliumoxyd, welche durch eine geeignete Vorbehandlung (längeres Erhitzen bei etwa 1400° C mit anschließender Hydratisierung der Oberfläche) stabilisiert und sorgfältig kalibriert wurden, können in modernen Auswertegeräten im mR-Bereich ebenfalls mit einer Reproduzierbarkeit von ± 2 - 5 % ausgewertet werden (6). Selbst bei hohen Luftfeuchtigkeiten wird nach einem ursprünglichen Fading von 10 % innerhalb einiger Stunden bei weiterer Lagerung nur noch wenige Prozent Fading pro Monat beobachtet (7). Damit sind solche Detektoren grundsätzlich zur Umgebungsdosimetrie geeignet. In Tab.III sind einige

TSEE-Messungen in Privathäusern in Oak Ridge zusammengestellt und mit TLD-Werten verglichen. Jedoch sind bei diesen Dosimetern besonders große Erfahrungen und viel Sorgfalt in der Handhabung und Auswertung erforderlich, um hinreichend zuverlässige Ergebnisse zu erhalten.
Es überrascht nicht, daß die Ergebnisse verschiedener Meßstellen keinesfalls immer innerhalb der angegebenen Fehlerbreiten übereinstimmen. In einem ersten Versuch, die Methodik verschiedener Labors zu vergleichen und, falls notwendig, zu standardisieren, wurde im vergangenen Jahr vom ORNL ein Test durchgeführt, an dem sechs Gruppen aus Deutschland, Schweden und den USA teilnahmen. Die Detektoren wurden am gleichen Ort mit ca. 10 mR erhöhter Umgebungsstrahlung exponiert. Die schwedischen Resultate stehen noch aus, die der anderen Gruppen sind in Tab.IV zusammengefaßt.
Anläßlich einer USAEC-Arbeitstagung im Februar 1974 (8) wurde beschlossen, einen weiteren solchen Vergleich im größeren Rahmen im Sommer 1974 in Houston durchzuführen. Einladungen des Organisationskommittees (9) sind weltweit, natürlich auch an zentraleuropäische Arbeitsgruppen, ergangen. Die Teilnehmer wurden aufgefordert, je drei Detektorgruppen oder Detektoren mit Luftpost zu übersenden, die wie folgt behandelt wurden:

1. "Field Dosimeters" wurden, beginnend am gleichen Tag (2.7.74) ungeschützt und in 1 m Bodenabstand (= ungefähre mittlere Gonadenhöhe) für 3 Monate der natürlichen Umgebungsstrahlung ausgesetzt. Am gleichen Ort befand sich auch eine registrierende Hochdruck-Ionisationskammer des HASL-Typs.

2. Ein Teil der Kontroll-Dosimeter wurde in einem effektiv abgeschirmten low-level Teil eines klimatisierten Labors, in dem die Dosisleistung gut bekannt ist, gelagert. Diese Dosimeter wurden zur Korrektur der Dosisbelastung während des An- und Abtransportes benutzt.

3. Ein anderer Teil der Kontrollen wurde mit einer kalibrierten ^{226}Ra-Quelle mit einer (dem Teilnehmer zunächst nicht mitgeteilten) Dosis bestrahlt. Dies diente zum Vergleich der Kalibrierbestrahlungen in den teilnehmenden Institutionen.

Die Dosimeter wurden dann zur Auswertung per Luftpost returniert. Über die Ergebnisse, die z.Zt. noch nicht vorliegen, wird an anderer Stelle berichtet werden. Weitere solche Vergleiche sind in kommenden Jahren geplant.

Der hauptsächlich von der Höhe abhängige Anteil der Höhenstrahlung ist relativ konstant und beträgt in Helgoland beispielsweise etwa 3,7 ± 0,2 µR/Stunde. Dagegen variiert der Beitrag der radioaktiven Bestandteile der oberen Erdschichten und der Baumaterialien zur äußeren Strahlenbelastung beträchtlich nicht nur von Ort zu Ort, sondern auch in tages- und jahreszeitlichen Zyklen als Funktion von Bodenfeuchtigkeit, Schneedecke, Wetterlage, Lüftung bzw. Klimatisierung im Inneren von Gebäuden, usw.. So wurden z.B. in der Radon-Exhalation aus dem Boden am gleichen Ort Schwankungen bis zu einem Faktor von 30, und in Häusern tageszeitliche Schwankungen bis zu einem Faktor von 12 beobachtet (8). Überdies variiert die "durchschnittliche" Dosisbelastung durch die Umgebungsstrahlung infolge von deren wechselnder spektraler Zusammensetzung auch etwas als Funktion des betrachteten Organs.
Es ist deshalb wünschenswert, über relativ lange Zeiträume (zumindest in der Größenordnung einiger Jahrzehnte) zu integrieren, um zuverlässige Mittelwerte zu erhalten, die von den Schwankungen der jährlichen Niederschlagsmengen, dem Sonnenzyklus usw. unabhängig sind. Wir haben uns mit einer Methode beschäftigt, die es grundsätzlich gestattet, Mittelwerte für mehrere Jahrhunderte oder gar Jahrtausende zu messen. Sie basiert auf der wohlbekannten Tatsache, daß sich das Alter von Keramik wie Töpfereischerben, Ziegeln oder Terrakotta-Statuen durch Messung der seit dem Brennvorgang akkumulierten Thermolumineszenz (TL) bestimmen läßt (10). Bei Proben bekannten Alters, wie sie in zahlreichen Fällen vorliegen, läßt sich umgekehrt die mittlere Dosisleistung DL wie folgt bestimmen:

$$DL = \frac{TL}{\text{Alter} \times \text{Empfindlichkeit}}$$

Wir extrahieren Quarzkörner von ca. 0,15 mm Durchmesser, welche keine radioaktiven Verunreinigungen enthalten, aus dem Inneren der Keramik und entfernen durch Ätzen mit Flußsäure die oberen Schichten dieser Körner, welche einerseits das emittierte TL-Licht schwächen und andererseits mit Alphastrahlung aus der Ton-Matrix bestrahlt worden sind (Abb.3). Nach Subtraktion der "inneren Betadosis", die durch den ^{40}K-Gehalt des Tons verursacht wird, erhält man dann aus dem Korninneren ein TL-Signal, aus dem durch Kalibrierung die energetische Komponente der Umgebungsstrahlung ermittelt werden kann (Abb.4). Die Ergebnisse, welche wir mit bis zu 3000 Jahren alten Proben aus Mexiko, Ägypten und Zentralasien erhalten haben (11),

können bishlang zwar noch keinenAnspruch auf große Genauigkeit erheben, jedoch sind Verbesserungen der Methodik möglich.

Literaturhinweise

1. K.Becker, Solid-State Dosimetry, CRC Press, Cleveland/Ohio, 1973

2. K.Becker, R.L.Lu, und P.S.Weng, Proceed.Third Internat.Conf. Luminescence Dosimetry, Risö-Rep.249, S.960, 1973

3. K.Becker, ORNL-TM-4297 (1973) und Atomkernenergie, im Druck

4. K.Becker, Nucl.Instr.Meth. 104, 105 (1972)

5. J.S.Jun und K.Becker, Health Physics, im Druck

6. K.Becker, Proceed. 4th Internat.Symp. on Exoelectron Emission and and Dosimetry, Liblice 1973, S.218

7. R.B.Gammage and J.S.Cheka, ibid., S.247

8. Proceed. Second USAEC Environmental Radiation Workshop, HASL, New York 1974 (im Druck)

9. K.Becker, G. de P.Burke und T.F.Gesell, Einladungsschreiben vom 7.5.1974

10. M.J.Aitken und S.J.Fleming, in Topics in Radiation Dosimetry (F.H.Attix, Herausgeber), Academic Press 1972, S.1

11. K.Becker und A.Moreno, ORNL-TM-4572; und Proceed.4th Internat.Conf. Luminescence Dosimetry, Krakau, 1974

12. H.L.Beck, Proceed. 2nd Internat.Conf.on Natural Radioactivity, Houston 1972

Abbildungen

Abb.1 Photonenfluß- und Dosisleistungs-Energieverteilung der Umgebungsstrahlung in 1 m Bodenabstand, berechnet unter Annahme einer gleichmäßigen, durchschnittlichen Verteilung von Th, U und K im Boden (nach 12).

Abb.2 Ultraviolett-induzierte Thermolumineszenz in terbium-aktiviertem Magnesiumorthosilikat für direktes Sonnenlicht und monoenergetisches UV.

Abb.3 Schematische Darstellung der Rest-Thermolumineszenz großer Quarzkörner aus alter Keramik als Funktion der Dicke der durch Ätzen mit Flußsäure abgetragenen Oberflächenschicht.

Abb.4 Thermolumineszenzkurve großer Quarzkristalle aus dem Inneren einer ca. 3000 Jahre alten mexikanischen Topfscherbe ohne zusätzliche Bestrahlung, nach zusätzlicher Kalibrierbestrahlung mit 600 R Gammastrahlung, und Infrarotemission der ausgeheizten Probe.

Tab.I Relative Empfindlichkeit und Stabilität einiger TLD-Materialien

Material	Relative Empfindlichkeit[1)]	Fading während 6 Wochen bei 32°C (%)
LiF:Mg,Ti	1	-10
CaF_2:Dy	15	-20 to 60[2)]
$CaSO_4$:Tm	22	-12
$CaSO_4$:Dy	23	-1.5
Mg_2SiO_4:Tb	30	+ S

1) Konstantes Pulver-Volumen, Harshaw 2000 Auswertegerät
2) Abhängig von Temperaturbehandlung vor der Auswertung

Tab.II Fading von zwei bekannten TLD-Phosphoren während dreimonatiger Lagerung bei unterschiedlichen Klimabedingungen (Kontrollen = 100 % Anzeige)

Ort	LiF:Mg,Ti	$CaSO_4$:Dy
Bogota, Kolumbien	89	94.7
Cartagena, Kolumbien	77.2	97.6
Guayaquil, Ekuador	86.2	94.6
Santiago, Chile	87.5	106
Los Angeles, Chile	92.7	109.5
Buenos Aires, Argentinien	90.5	100
Santa Fe, Argentinien	82.6	97

Tab.III Vergleich der mit TSEE- und TL-Dosimetern in Privathäusern in Oak Ridge gemessenen Dosisleistungen

Haus	Dosisleistung (μR/h)	
	TSEE (BeO)	TLD ($CaSO_4$:Dy)
R.B.G.	8.8 ± 0.2	9.3 ± 0.5
K.B.	7.1 ± 0.7	7.2 ± 0.3
J.S.C.	7.1 ± 0.6	9.7 ± 0.5

Tab.IV Vergleich der Ergebnisse identisch exponierter Umgebungsdosimeter (ORNL, August 1973)

Institution	Detektor	Dosisleistung (μR/h)
GFK Karlsruhe	CaF_2:Dy	31.3
	LiF:Mg,Ti	34.5
Savannah	CaF_2:Dy	38.0
Harshaw Co.	CaF_2:Dy	25.5
	CaF_2:Mn	27.5
ORNL	BeO (TSEE)	19.6
	$CaSO_4$:Dy	40.3

Das Szintillationsdosimeter PTB 7201 in verbesserter Ausführung

von

W. Kolb u. U. Lauterbach

Für das Forschungsvorhaben "Erfassung der derzeitigen Strahlenbelastung der Bevölkerung in Wohn- und Aufenthaltsräumen", über dessen Ziele und Ergebnisse hier mehrfach [1,2,3] berichtet wurde, wurde als Meßgerät für die natürliche Umgebungsstrahlung das in der Physikalisch-Technischen Bundesanstalt entwickelte Szintillationsdosimeter (Typ PTB 7201) mit einem geringfügig abgeänderten Betriebsgerät unter der Bezeichnung H 7201 benutzt. Da dieser Dosimetertyp schon mehrfach ausführlich beschrieben worden ist [4,5,6], soll auf die Wirkungsweise und den Aufbau des Gerätes nur kurz eingegangen werden. Eingehender wird die Temperaturabhängigkeit und das Ansprechvermögen für kosmische Strahlung besprochen, zwei Gesichtspunkte die für den Einsatz des Gerätes als universelles Dosimeter von Bedeutung sind. Davon muß besonders der zweite Punkt für die Auswertung der Ergebnisse des Forschungsvorhabens genauer analysiert werden, da jeweils nur der terrestrische Anteil der Umgebungsstrahlung bestimmt werden sollte. Zur Klärung des Ansprechvermögens für kosmische Strahlung wurden eine Reihe von Messungen und Vergleiche mit einer Hochdruck-Ionisationskammer in Gegenden unterschiedlicher geologischer Formationen, auf Binnenseen und der Nordsee, im Flugzeug und unterschiedlichen Gebäuden vorgenommen, über die abschließend berichtet werden soll.

1. Aufbau und Eigenschaften des Dosimeters H 7201

Die Fotografie des Dosimeters H 7201 zeigt den äußeren Aufbau des Gerätes, das aus zwei Bauteilen, der Sonde und dem Betriebsgerät besteht (s. Abb.1). Das Betriebsgerät enthält 9 Trockenbatterien für die Stromversorgung, einen hochwertigen Elektrometerverstärker mit Anzeigeinstrument zur Messung des Ausgangsstroms der Sonde und den Hochspannungsgenerator für die Versorgungsspannung der Sonde. Das Gerät besitzt 5 Meßbereiche von 3 µR/h (22 fA/kg) bis 300 µR/h (22 pA/kg) Vollausschlag und eine umschaltbare Dämpfung, die mit ihrer Stufung auf die 5 Bereiche abgestimmt ist.

Einen Schnitt durch die Szintillatoranordnung gibt Abb.2 wieder. Der Plastikszintillator NE 102 A von 75 mm Höhe und 75 mm Durchmesser ist von einer dünnen Schicht Zinksulfid umgeben. Diese Szintillatorkombination ergibt eine innerhalb ± 15 % energieunabhängige Anzeige der Ionendosisleistung von 25 keV bis über 1 MeV hinaus (Abb.3). Der Plastikszintillator ist mit einem optischen Kontaktmittel auf Silikonbasis mit der Photokathode des Vervielfachers verbunden. Der ebenfalls in der Sonde eingebaute Spannungsteiler des Vervielfachers ist so ausgelegt, daß der Querstrom mit etwa 60 µA mehr als zwei Zehnerpotenzen größer ist als der maximale Signalstrom des Vervielfachers von 300 nA bei einer Dosisleistung von 300 µR/h (22 pA/kg).

Die Verwendung von Szintillatoren als Detektor hat gegenüber Ionisationskammern vergleichbarer Empfindlichkeit den Vorteil, daß für die genannten Meßbereiche ein Szintillatorvolumen von nur 330 cm^3 gegenüber mehreren Litern bei Hochdruck-Ionisationskammern ausreicht. Deshalb konnte das Dosimeter H 7201 als bequem tragbares Handgerät aufgebaut werden. Dieses war mit einer der Gründe, die für den Einsatz dieses Dosimeters in dem Forschungsvorhaben sprachen. Das Gewicht des betriebsfertigen Gerätes beträgt ca. 5 kg. Während z.B. die für Vergleichsmessungen benutzte Hochdruck-Ionisationskammer vom Typ Reuter Stokes RS-111, die ebenfalls aus zwei Bauteilen besteht, etwa 26 kg wiegt. (s. a. Abb.4). Die Kalibrierung der Dosimeter erfolgte mit γ-Strahlung von Ra-226. Hierbei wurde die Verstärkung des Vervielfachers für ein günstiges Signal/Dunkelstromverhältnis (s.u.) so eingestellt, daß der Ausgangsstrom für eine Dosisleistung von 100 µR/h (7,2 pA/kg) 100 nA betrug. Zur Überprüfung der Langzeitkonstanz wurden nach einer einjährigen Betriebszeit 10 der für das Forschungsvorhaben eingesetzten Dosimeter mit einem Kontrollpräparat verglichen. Die Standardabweichungen der Kontrollanzeigen der einzelnen Geräte betrugen ± 10 % und reduzieren sich auf ± 6 %, wenn ein - möglicherweise fehlerhaft kalibriertes - Gerät nicht berücksichtigt wird.

Die Nachweisgrenze dieser Szintillationsdosimeter wird hauptsächlich durch die Eigenschaften des Vervielfachers bestimmt. Der in der Sonde

verwendete Vervielfachertyp EMI 9635QA bzw. 9635A zeichnet sich durch hohe Kathodenempfindlichkeit und Verstärkung bei gleichzeitig niedrigem Dunkelstrom aus. Der günstigste Arbeitspunkt für ein optimales Signal/Dunkelstrom-Verhältnis wurde für eine Dosisleistung von 100 µR/h bei einer Temperatur von +20°C durch Variation der Vervielfacherspannung experimentell ermittelt. Das Optimum ergab sich für eine Verstärkungseinstellung, bei der der Ausgangsstrom des Vervielfachers unter den oben angegebenen Bedingungen etwa 100 nA betrug (Abb.5). Hierbei wurde der Vervielfacher mit dem vom Hersteller empfohlenen Standardspannungsteiler betrieben. Für 21 untersuchte Vervielfacher lag bei dieser Betriebsweise das Signal/Dunkelstromverhältnis zwischen 830 und 3850. Den Dunkelströmen entsprachen Dosisleistungen zwischen 0,12 µR/h (0,86 fA/kg) und 0,026 µR/h (0,19 fA/kg). Hierauf beruht der größte Teil des apparativ bedingten Nulleffektes des Dosimeters. Ein weiterer Anteil des Nulleffektes wird durch die nicht ganz vermeidbare Eigenaktivität der Bauteile der Sonde verursacht, der aber sicher kleiner als 0,02 µR/h (0,14 fA/kg) ist [5].

In einem Steinsalzbergwerk konnten mit diesem Dosimetertyp noch Dosisleistungen unter 1 µR/h (7,2 fA/kg) sicher gemessen werden [5].

An dieser Stelle sei auf eine Variante des Szintillationsdosimeters hingewiesen, die sich aus der Kombination des Dosimeters PTB 6810 [4] mit dem hier beschriebenen Dosimeter H 7201 ergibt. Die Sonden beider Dosimeter entsprechen sich im Aufbau. Nur das Volumen des Plastikszintillators ist mit 44 cm^3 bei dem Dosimeter PTB 6810 wegen der höheren Meßbereiche von 100 µR/h (7,2 pA/kg) bis 10 R/h (0,72 µA/kg) wesentlich kleiner. Da die Versorgungsspannungen dieses Sondentypes und ihre Ausgangsströme den Werten der großen Sonde entsprechen, können mit einem entsprechend ausgelegten Betriebsgerät und zwei Sonden Dosisleistungen im Bereich von 3 µR/h (22 fA/kg) bis zu 10 R/h (0,72 µA/kg) gemessen werden. Diese Kombination führt zu einem universellen Dosimetersystem, mit dem viele Meßaufgaben im Rahmen des Strahlen- und Umweltschutzes gelöst werden können.

2. Verbesserungen gegenüber dem Prototyp PTB 7201

a.) Austausch des Vervielfachertyps EMI 9635QA gegen den Typ EMI 9635A

Um die Eigenaktivität der Sondenbauteile möglichst gering zu halten, wurden zunächst Vervielfacher mit Quarzfenster vom Typ EMI 9635QA verwendet, da frühere Untersuchungen gezeigt hatten, daß die - wenn auch geringe α-Aktivität der Glasfenster zum apparativen Nulleffekt beiträgt. Im Laufe des Forschungsvorhabens ergaben sich hier jedoch Schwierigkeiten. Bei mehreren Vervielfachern traten ohne äußere Einwirkung Haarrisse an der Einschmelzung der Quarzfenster auf, die zu Lufteinbrüchen und damit zur Zerstörung des Vervielfachers führten. Für die Ersatzbestückung werden daher nur noch Vervielfacher der Normalausführung mit Glasfenster (EMI 9635A) verwendet. Die α-Strahlung aus dem Glas konnte durch Plexiglas-Lichtleiter von etwa 1 mm Dicke abgeschirmt werden. Der hierdurch bedingte Lichtverlust kann bei dem relativ hohen Signal/Dunkelstrom-Verhältnis in Kauf genommen werden.

b.) Kompensation der Temperaturabhängigkeit des Dosimeters

Eine Änderung der Sondentemperatur beeinflußt hauptsächlich den Photovervielfacher. Die Temperaturabhängigkeit der Fluoreszenzausbeute der Szintillatoranordnung ist im Bereich von -5°C bis +30°C nicht größer als +0,1 %/°C und liefert deshalb keinen wesentlichen Beitrag zur Temperaturabhängigkeit.

Sowohl die Verstärkung als auch der Dunkelstrom des Vervielfachers sind dagegen stärker von der Temperatur abhängig. Bei steigender Temperatur nimmt die Verstärkung um etwa 0,5 %/°C ab und der Dunkelstrom um etwa 1 %/°C zu.

Solange der Dunkelstrom kleiner als 1 % des Signalstromes ist, kann seine Änderung unberücksichtigt bleiben. Dagegen muß die Verstärkungsänderung beachtet werden, die bei einer Temperaturänderung von 20°C eine Änderung des Ausgangsstroms um etwa 10 % bedingt. Um das Dosimeter auch im Freien einsetzen zu können, muß dieser Temperaturgang

durch geeignete Maßnahmen eliminiert werden. In einer früheren Arbeit [5] wurde eine Methode zur Temperaturstabilisierung der Sonde beschrieben, die aber nur für begrenzte Meßzeiten (ca. 12 h) benutzt werden konnte. In einer jetzt weiter entwickelten Ausführung der Sonde [7] wird die Vervielfacher-spannung von der Sondentemperatur so gesteuert, daß sich im Bereich von -5°C bis +35°C die Verstärkung und damit auch der Ausgangsstrom nur um etwa 2 % ändert. Als Temperaturfühler dient ein NTC-Widerstand, der mit in die Mu-Metallabschirmung des Vervielfachers eingebaut und in seiner Größe so bemessen ist, daß die durch Temperaturänderungen hervorgerufenen Änderungen der Versorgungsspannung die Verstärkungsänderung des Vervielfachers kompensiert. Zur Linearisierung der exponentiellen Temperatur-Widerstandskennlinie des NTC-Widerstandes dient ein parallelgeschalteter temperaturunabhängiger Widerstand. In Abb.6 ist der experimentell ermittelte Verlauf der Dosisleistungsanzeige mit (a) und ohne (b) Temperaturkompensation wiedergegeben.

c.) Verbesserung des Ansprechvermögens für Strahlung hoher Energie

Messungen der kosmischen Komponente der natürlichen Umgebungsstrahlung sowohl auf Binnenseen als auch in größeren Höhen in Verkehrsflugzeugen hatten ergeben, daß von der Standardausführung H 7201 des Szintillationsdosimeters Dosisleistungswerte angezeigt wurden, die nur etwa 50 % der mit Ionisationskammern gemessenen Werte betrugen. Zu dieser Zeit war die Energieabhängigkeit der Anzeige nur bis zu einer Energie von 1,25 MeV (γ-Strahlung von Co-60) untersucht worden und hatte den in Abb.3 gezeigten Verlauf ergeben. Auch bei sehr hohen Energien ist die Fluoreszenzausbeute der hier verwendeten Szintillatoren proportional zur Photonenenergie. Nach Untersuchungen von Gooding und Pugh [8,9] gilt dieses auch für Elektronen, Protonen und Mesonen, wenn auch bei schwereren geladenen Teilchen die Lichtausbeute kleiner als bei Elektronen oder Photonen gleicher Energie ist. Da die Fluoreszenzausbeute der Szintillatoren

keine Sättigungserscheinungen zeigt, muß das reduzierte Ansprechvermögen für Strahlung hoher Energie durch die Eigenschaften des Vervielfachers bedingt sein. Wegen der Proportionalität zwischen Teilchenenergie und Lichtausbeute wird bei sehr großen Energien pro einfallendes Teilchen eine wesentlich größere Zahl von Lichtquanten von dem Szintillator emittiert als z.B. bei der γ-Strahlur von Ra-226. Die innerhalb von wenigen Nanosekunden auf die Photokathode auftreffenden Lichtquanten lösen so viele Photoelektronen aus, daß es bei einer genügend hohen Verstärkung des Photovervielfachers zu einer Raumladungsbegrenzung des verstärkten Photostrome zwischen den letzten Dynoden kommen kann.

Der Teilchenfluß der Höhenstrahlung durch den Szintillator des Dos meters beträgt unter Zugrundelegung des Wertes für die Teilchenflu dichte von Burch [10] mit $2{,}17 \cdot 10^{-2} cm^{-2} s^{-1}$ in Meereshöhe im Mittel 1,22 Teilchen pro Sekunde. Um ein optimales Siganl- zu Dunkelstron verhältnis zu erhalten, ist, wie bereits erwähnt wurde, bei der St dardausführung des Szintillationsdosimeters die Verstärkung des Photovervielfachers so eingestellt, daß der Ausgangsstrom des Vervielfachers bei einer Dosisleistung von 100 µR/h (0,72 pA/kg) 100 nA beträgt. Da in Meereshöhe von Ionisationskammern für die ko mische Strahlung eine Dosisleistung von etwa 3,6 µR/h (25,9 fA/kg) angezeigt wird, müßte der mittlere Ausgangsstrom des Vervielfacher 3,6 nA betragen. Der Szintillator wird aber im Mittel nur von eine Teilchen in der Sekunde getroffen, das zu einem Lichtblitz von wer gen Nanosekunden Dauer führt. Eine Abschätzung zeigt, daß in diese kurzen Zeit Ausgangsströme von 0,2 A fließen müssen, um einen mitt ren Strom von 3,6 nA zu erzeugen. Vom Hersteller des Photovervielfachers wird angegeben [11] , daß auf Grund der Raumladungsbegrenzu bei Ausgangsströmen von 8 mA eine Abweichung um 10 % und von 20 mA Abweichung um 50 % von der linearen Verstärkung des Photostromes a tritt. Damit der Ausgangsstrom nicht durch die entstehende Raumladu begrenzt wird, muß die Verstärkung so eingestellt werden, daß währ der Impulsdauer der Strom möglichst nicht größer als 8 mA wird.

In der Physikalisch-Technischen Bundesanstalt steht ein allseitig durch 10 cm aktivitätsarmen Blei abgeschirmter Raum zu Verfügung,

in dem die natürliche Umgebungsstrahlung zum größten Teil aus der durchdringenden Komponente der kosmischen Strahlung besteht. Dieses Strahlungsfeld bietet sich zur Untersuchung des Ansprechvermögens des Szintillationsdosimeters bei hohen Energien an. Von der Standardausführung des Szintillationsdosimeters wird hier eine Dosisleistung von 1,25 - 1,3 µR/h (9,0 - 9,4 fA/kg) angezeigt. Mit einer Hochdruckionisationskammer RS-111 wurden in diesem Raum Dosisleistungen von 1,9 - 2,0 µR/h (13,7 - 14,4 fA/kg) gemessen.

Der Spannungsteiler einer Sonde wurde so umgebaut, daß der Spannungsabfall zwischen den beiden letzten Dynodenpaaren drei bzw. zweimal so groß war, wie an den übrigen. Gleichzeitig wurde die Gesamtverstärkung des Vervielfachers schrittweise so geändert, daß einer von ^{226}Ra erzeugten Dosisleistung von 100 µR/h ein Ausgangsstrom von 100, 30, 10, 3 und 1 nA entsprach. Die in dem abgeschirmten Raum angezeigte Dosisleistung (bezogen auf die jeweilige Kalibrierung mit ^{226}Ra) ist in Abb.7 als Funktion der Verstärkung wiedergegeben. Bei Verkleinerung der Verstärkung nimmt die angezeigte Dosisleistung zu, und erreicht bei einer um den Faktor 30 reduzierten Verstärkung einen kostanten Wert, der mit 2,3 - 2,5 µR/h (16,6 - 18,0 fA/kg) über der von der Hochdruck-Ionisationskammer angezeigten Dosisleistung von 1,9 - 2,0 µR/h (13,7 - 14,4 fA/kg) liegt. Dieser Arbeitspunkt des Vervielfachers, an dem der Ausgangsstrom für eine Dosisleistung von 100 µR/h 3 nA beträgt, hat aber den Nachteil, daß er nicht mehr dem Optimum des Signal/Dunkelstromverhältnisses entspricht. Dieses Verhältnis beträgt bei der obigen Einstellung bezogen auf eine Dosisleistung von 100 µR/h nur noch etwa 700 gegenüber mehr als 3000 bei optimaler Einstellung. Bei den wiedergegebenen Meßwerten ist wegen der kleinen Signalströme der Dunkelstrom berücksichtigt worden. Das Betriebsgerät der Sonde wurde durch Vergrößerung der Gegenkopplungswiderstände des Elektrometerverstärkers an die kleineren Ausgangsströme des Vervielfachers angepaßt. In den folgenden Abschnitten wird diese Variante des Szintillationsdosimeters mit H 7201B bezeichnet, die auch für höhere Energien in Übereinstimmung mit den vorhergehenden Überlegungen ein mit Ionisationskammern vergleich-

bares Ansprechvermögen haben sollte. Wie aus der in Abb.8 gezeigten Energieabhängigkeit der Dosisleistungsanzeige des Dosimeters H 7201 und Ionisationskammer RS-111 zu ersehen ist, ist unterhalb von 150 keV diese Übereinstimmung nicht mehr gegeben. Dies muß bei der Interpretation und dem Vergleich von Meßwerten, die mit beiden Instrumenten gewonnen wurden, besonders beachtet werden.

3. Bestimmung des Ansprechvermögens der Szintillationsdosimeter H 7201 und H 7201B für kosmische Strahlung und Vergleichsmessungen mit der Hochdruck-Ionisationskammer RS-111

a.) Standarddosimeter H 7201

Wie eingangs erwähnt wurde, soll in dem Forschungsvorhaben nur der terrestrische Anteil der Umgebungsstrahlung erfaßt werden. Um die gewonnenen Meßwerte entsprechend korrigieren zu können, muß die Anzeige des Standarddosimeters für kosmische Strahlung bekannt sein. Zur Bestimmung dieses Wertes in Meereshöhe wurde mit sämtlichen in dem Vorhaben benutzten Dosimetern die Umgebungsstrahlung auf dem Tonnenleger "Konrad Meisel" in der Deutschen Bucht gemessen. Bis auf einen vernachlässigbaren Anteil von ca. 1 %, der hauptsächlich vom Kalium-40 Gehalt des Meereswassers [12,13] und dem Radongehalt der Luft herrührt, entspricht die angezeigte Dosisleistung dem kosmischen Anteil der Umgebungsstrahlung. Im Mittel wurde von den Standarddosimetern für die kosmische Strahlung in Meereshöhe bezogen auf Normaldruck eine Dosisleistung von 2,0 µR/h (14,4 fA/kg) bei einer Standardabweichung von $\pm$8 % angezeigt.

Diese Bestimmung muß jedoch bis zu Höhen von mindestens 1500 m über dem Meeresspiegel ausgedehnt werden, um die Meßwerte für alle Meßorte korrigieren zu können. Die Höhenabhängigkeit der angezeigten Dosisleistung für die kosmische Strahlung wurde in einem Flugzeug bestimmt, das in verschiedenen Höhen von etwa 150 m bis 3000 m über der Deutschen Bucht kreiste. Die Wetterbedingungen bei den Flugzeugmessungen entsprachen ziemlich genau denen während der Messungen auf dem Tonnenleger "Konrad Meisel". Für die Messungen im Flugzeug wurde ein Dosimeter benutzt, dessen Anzeige in Meereshöhe etwa dem

Mittelwert aller Anzeigen entsprach. Das Ergebnis zeigt Abb.9. Die auf Normaldruck bezogene angezeigte Dosisleistung für die kosmische Strahlung liegt zwischen etwa 2,0 µR/h (14,4 fA/kg) in Meereshöhe und 2,7 µR/h (19,4 fA/kg) in 1500 m über dem Meeresspiegel. Aus dieser Kurve können die in verschiedenen Höhen für die kosmische Strahlung angezeigten Dosisleistungen abgelesen werden, und hiermit dann die Meßwerte auf den terrestrischen Anteil der Umgebungsstrahlung reduziert werden.

Die von dem Dosimeter H 7201 und der Hochdruckkammer RS-111 angezeigten Dosisleistung für den terrestrischen Anteil sollten übereinstimmen, falls die unterschiedliche Energieabhängigkeit beider Geräte im niederenergetischen Bereich keine Rolle spielt (s. Abb.8). Lowder u. Beck [14] geben an, daß die Energieabhängigkeit dieser Hochdruckkammer unter 150 keV die Messungen der natürlichen Umgebungsstrahlung im Freien nicht beeinflußt. Mit beiden Instrumenten wurden Messungen in verschiedenen Höhen im Harz, in einem Moor in der Nähe von Bederkesa und in einem etwa 38 m hohen elfstöckigen Turm auf dem Gelände der Physikalisch-Technischen Bundesanstalt in Braunschweig vorgenommen. Die jeweiligen Meßwerte des Szintillationsdosimeters als auch der Kammer wurden auf den terrestrischen Anteil der Umgebungsstrahlung reduziert.

In Abb.10 sind die Werte des Szintillationsdosimeters H 7201 in Abhängigkeit von den zugehörigen Kammerwerten aufgetragen. In dieser Darstellung sollten alle Werte auf einer unter 45° geneigten Geraden liegen, wenn die von beiden Geräten angezeigten Dosisleistungen gleich sind.

Die Meßwerte im Freien (Harz, Moor und auf dem Turm) liegen nahe bei der unter 45° eingezeichneten Geraden. Während bei Messungen im Turm da Dosimeter H 7201 eine etwa um 0,5 µR/h (3,6 fA/kg) höhere Dosisleistung als die Ionisationskammer anzeigt. Im Gebäude muß ein Teil der niederenergetischen Strahlung im Bereich unter 100 keV liegen, der von der Kammer nicht mehr nachgewiesen wird. Für den Ursprung dieses niederenergetischen Anteils gibt es mehrere Deutungsmöglichkeiten. Es wäre denkbar, daß durch die Wechselwirkung der kosmischen Strahlung mit den verschiedenen Stahlbetondecken im Turm niederener-

getische γ-Strahlung entsteht. Eine weitere Möglichkeit bestünde darin, daß die von den in den Baustoffen enthaltenen Radionukliden ausgehende Strahlung durch Wechselwirkung mit den Baumaterialien einen Anteil niederenergetischer γ-Strahlung erzeugt. Die Klärung dieser Frage ist noch nicht abgeschlossen.

b.) Dosimeter H 7201B

Das Dosimeter H 7201B zeigte auf dem Tonnenleger eine Dosisleistung an, die um ca. 0,35 μR/h (2,5 fA/kg) über den von der Hochdruckkammer mit 3,62 μR/h (26 fA/kg) angezeigten Wert lag. Der Kalibrierung der Kammer für kosmische Strahlung liegt ein von Lowder und Beck beschriebenes Verfahren zu Grunde [14] . Das Dosimeter H 7201B wurde mit der γ-Strahlung von Ra-226 kalibriert. Ob die unterschiedliche Anzeige beider Geräte auf die verschiedene Kalibrierung oder durch die Eigenschaften (z.B. Energieabhängigkeit) beider Instrumente bedingt ist, ist noch nicht geklärt. Bei der Interpretation dieser Messungen muß man auch berücksichtigen, daß die kosmische Strahlung aus einem Teilchenspektrum besteht, dessen Zusammensetzung sich mit der Höhe ändert, z.B. [15] . Die weitere Diskussion dieser Frage würde in die Problematik der Bestimmung der Dosisleistung der kosmischen Strahlung führen, die weit über den gesteckten Rahmen dieser Untersuchungen hinaus geht. Der auf dem Tonnenleger von der Kammer angezeigte Wert stimmt sehr gut mit dem von Lowder und Beck [14] für diese Kammer angegebenen Wert der Dosisleistung der kosmischen Strahlung in Meereshöhe überein. Ein weiterer Vergleich zwischen beiden Geräten wurde während der Messungen im Flugzeug über der Deutschen Bucht vorgenommen. In Abb.11 sind die Meßwerte in den einzelnen Höhen in Abhängigkeit vom Luftdruck dargestellt. In geringeren Höhen liegen die Werte vom H 7201B über der Anzeige der Ionisationskammer, in größeren Höhen gleichen sie sich im Rahmen der Streuung. Wie die Abb.12 zeigt, liegt bis zu Höhen von 3000 m entsprechend einem Druck von etwa 700 mbar die Anzeige des Standarddosimeters bei 50 % der Anzeige vom H 7201B. Um einen kleinen Einblick in die Problematik der Dosisleistungsmessung der kosmischen Strahlung zu geben, sind in Abb. 13 zum Vergleich

mit unseren Meßwerten, Meßwerte und Angaben für die kosmische Strahlung aus den letzten 10 Jahren zusammengestellt. Die Angaben von Herbst [16] sind aus den Werten von verschiedenen Autoren zusammengestellt. Nach den Werten von Herbst ergibt sich eine andere Höhenabhängigkeit der Dosisleistung für die kosmische Strahlung als sie sich nach den Meßwerten der anderen Autoren in dieser Zusammenstellung ergibt. Die Messungen von Lowder und Mitarbeitern [14,17] stimmen gut mit der von uns mit der Kammer RS-111 ermittelten Höhenabhängigkeit überein. Die Werte von George [13] liegen höher als die von Lowder und Mitarbeitern. Die Höhenabhängigkeit ist aber ähnlich. Wie man aus der Abb.13 entnehmen kann, gibt es für die Dosisleistung der kosmischen Strahlung in Meereshöhe um fast 40 % unterschiedliche Angaben. Besonders Lowder und Mitarbeiter bemühen sich (s.a. Beck [18,19]) diese Diskrepanzen aufzuklären, die sicher zum Teil in unterschiedlichen Meßverfahren, verschiedenen Methoden zur Kalibrierung oder ungenügender Beachtung der meterologischen Bedingungen während der Messung (s.a. [19]) begründet sind. Die mitgeteilten Daten sind nur eine kleine Auswahl der in den letzten 10 Jahren veröffentlichten Meßergebnisse. Die Werte von Lowder und Mitarbeitern wurden zum Vergleich herangezogen, da sie eine Kammer benutzt haben, die dem Typ RS-111 entspricht. Die von George mitgeteilten Werte kommen aus dem "California Institute of Technology", in dem sich Millikan und Mitarbeiter schon vor 40 Jahren mit diesem Problemkreis befaßt haben. Die Werte von Herbst sind verschiedentlich benutzt worden, um Angaben über die Strahlenbelastung durch die kosmische Strahlung zu machen.

Für die Unterstützung bei der Durchführung der Messungen auf dem Tonnenleger "Konrad Meisel" danken wir dem Wasser- und Schiffahrtsamt Cuxhaven. Der Deutschen Forschungs- und Versuchsanstalt für Luft- und Raumfahrt e.V. in Braunschweig haben wir für die Bereitstellung eines Flugzeuges vom Typ Do 28 und der Durchführung des Meßfluges zu danken.

Literatur

1 Oberhausen, E.
Gefährdung durch natürlich radioaktive Stoffe?
Jahrestagung 1974 des Fachverbandes für Strahlenschutz e.V. Vortrag Nr. 4.2

2 Kolb, W.
Die Strahlenexposition der Bevölkerung in Wohnhäusern
Jahrestagung 1974 des Fachverbandes für Strahlenschutz e.V. Vortrag Nr. 4.3

3 Schmier, H.
Die Konzentration natürlich radioaktiver Stoffe in Baumaterialien
Jahrestagung 1974 des Fachverbandes für Strahlenschutz e.V. Vortrag Nr. 4.4

4 Lauterbach, U., Kolb, W. und P. Seyfried
Ein empfindlicher Dosisleistungsmesser mit Szintillationsdetektor für Strahlenschutzzwecke
Bull. SEV 61, 24 (1970) 1148

5 Kolb, W. und U. Lauterbach
Ein Dosisleistungsmesser für die Messung der Umgebungsstrahlung
in: Rapid Methods for Measuring Radioactivity in the Environment S. 565 - 572 Wien (1971)

6 Kolb, W. und U. Lauterbach
A Scintillation Dose Rate Meter for Environmental Radiation Surveys
in: Proceedings of the Second International Symposium on the Natural Radiation Environment, AEC Symp. Ser. im Druck (1974)

7 Kolb, W. und U. Lauterbach
Schaltungsanordnung zur Kompensation der Temperaturabhängigkeit von Szintillationsdosimetern
Patentanmeldung P 24 01 836.8

8 Gooding and Pugh
Nucl. Inst. a. Methods 7, 189 - 192 (1960)

9 Gooding and Pugh
Nucl. Inst. a. Methods 11, 365 (1961)

10 Burch, P.R.J.
Cosmic Radiation Ionization Intensity and Specific Ionization in Air at Sea Level
Proc. Phys. Soc. A67, 421 - 430 (1954)

11 Broschüre P 001/fP 70 der Firma EMI Electronics Ltd.

12 Shamos, M.H. and A.R. Liboff
A new Measurement of the Intensity of Cosmic-Ray Ionization at Sea Level
J. Geophys. Res., 71, 4651 - 4659 (1966)

13 George, M.J.
New Data on the Absolute Cosmic Ray Ionization in the Lower Atmosphere
J. Geophys. Res. 75, 3693 - 3705 (1970)

14 Lowder, W.M. and H.L. Beck
Cosmic-Ray Ionization in the Lower Atmosphere
J. Geophys. Res. 71, 4661 - 4668 (1966)

15 O'Brien, K.
Cosmic-Ray Propagation in the Atmosphere
Il Nuovo Cimento 3 A, 521 - 547 (1971)

16 Herbst, W.
Investigations of Environmental Radiation and Its Variability
in: The Natural Radiation Environment herausgegeben von J.A.S. Adams und W.M. Lowder S. 781 - 796
University of Chicago Press, Chicago, Ill. (1964)

17 Lowder, W.M., P.D. Raft and H.L. Beck
Experimental Determination of Cosmic-Ray Charged Particle Intensity Profiles in the Atmosphere
in: Proceedings of the National Symposium on Natural and Manmade Radiation in Space, S. 908 - 913 (1972)

18 Beck, H.L.
The Physics of Environmental Gamma Radiation Fields
in: Proceedings of the Second International Symposium
on the Natural Radiation Environment, AEC Symp. Ser.
im Druck (1974)

19 Beck, H.L.
Gamma Radiation from Radon Daughters in the Atmosphere
J. Geophys. Res. 79, 2215 - 2221 (1974)

Bildunterschriften

Abb. 1 Umgebungsstrahlungsdosimeter H 7201

Abb. 2 Schematischer Aufbau der Szintillatoranordnung

Abb. 3 Energieabhängigkeit der Dosisleistungsanzeige des Dosimeters H 7201

Abb. 4 Hochdruck-Ionisationskammer RS-111 und Szintillationsdosimeter H 7201

Abb. 5 Abhängigkeit des Verhältnisses Signal - zu Dunkelstrom von der Vervielfacherspannung bei einer Dosisleistung von 100 µR/h und einer Temperatur von +20°C

Abb. 6 Abhängigkeit der Dosisleistungsanzeige eines Szintillationsdosimeters von der Sondentemperatur T (a) mit und (b) ohne Kompensationsschaltung für eine Dosisleistung von 100 µR/h

Abb. 7 Abhängigkeit der im PTB-Bleiraum von der Sonde H 7201 B angezeigten Dosisleistung von der Verstärkung des Vervielfachers in A/lm

Abb. 8 Energieabhängigkeit der Dosisleistungsanzeige des Dosimeters PTB 7201 und der Ionisationskammer RS-111

Abb. 9 Anzeige des Dosimeters H 7201 für kosmische Strahlung in verschiedenen Höhen über der Deutschen Bucht (Messungen am 3.4.1974 auf dem Tonnenleger "Konrad Meisel" und Meßflug am 24.6.1974 im Gebiet Feuerschiff "Elbe 1" und Helgoland)

Abb.10 Vergleich der Anzeigen des Dosimeters H 7201 und der Ionisationskammer RS-111 für terrestrische Strahlung bei Messungen in einem Turm auf dem Gelände der Physikalisch-Technischen Bundesanstalt, Braunschweig und im Freien in verschiedenen Höhen des Harzes und in einem Moor bei Bederkesa

Abb.11 Anzeigen der Dosimeter H 7201 und H 7201B und der Ionisationskammer RS-111 für kosmische Strahlung in verschiedenen Höhen über der Deutschen Bucht in Abhängigkeit vom Luftdruck (Messungen am 3.4.1974 auf dem Tonnenleger "Konrad Meisel" und Meßflug am 24.6.1974 im Gebiet Feuerschiff "Elbe 1" und Helgoland)

Abb.12 Verhältnis aus den Anzeigen der Dosimeter H 7201B und H 7201 für kosmische Strahlung in verschiedenen Höhen in Abhängigkeit vom Luftdruck

Abb.13 Vergleich zwischen den von dem Dosimeter H 7201B und der Ionisationskammer RS-111 in verschiedenen Höhen über der Deutschen Bucht angezeigten Dosisleistungen für die kosmische Strahlung mit den von Herbst [16] Lowder und Mitarbeitern [14,17] und George [13] veröffentlichten Werte, die sich in etwa auf die gleiche geographische Breite beziehen.

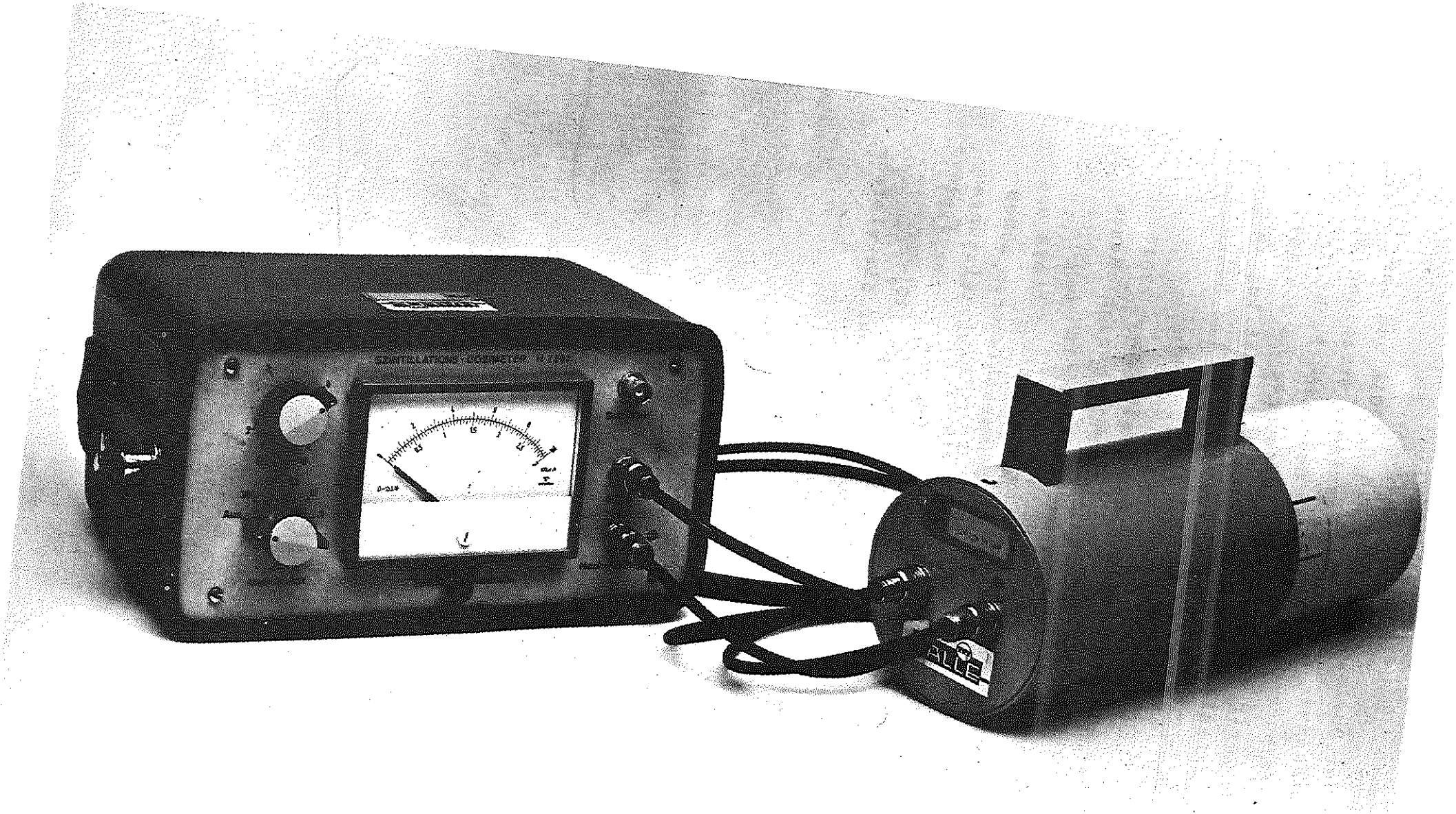


Abb. 1

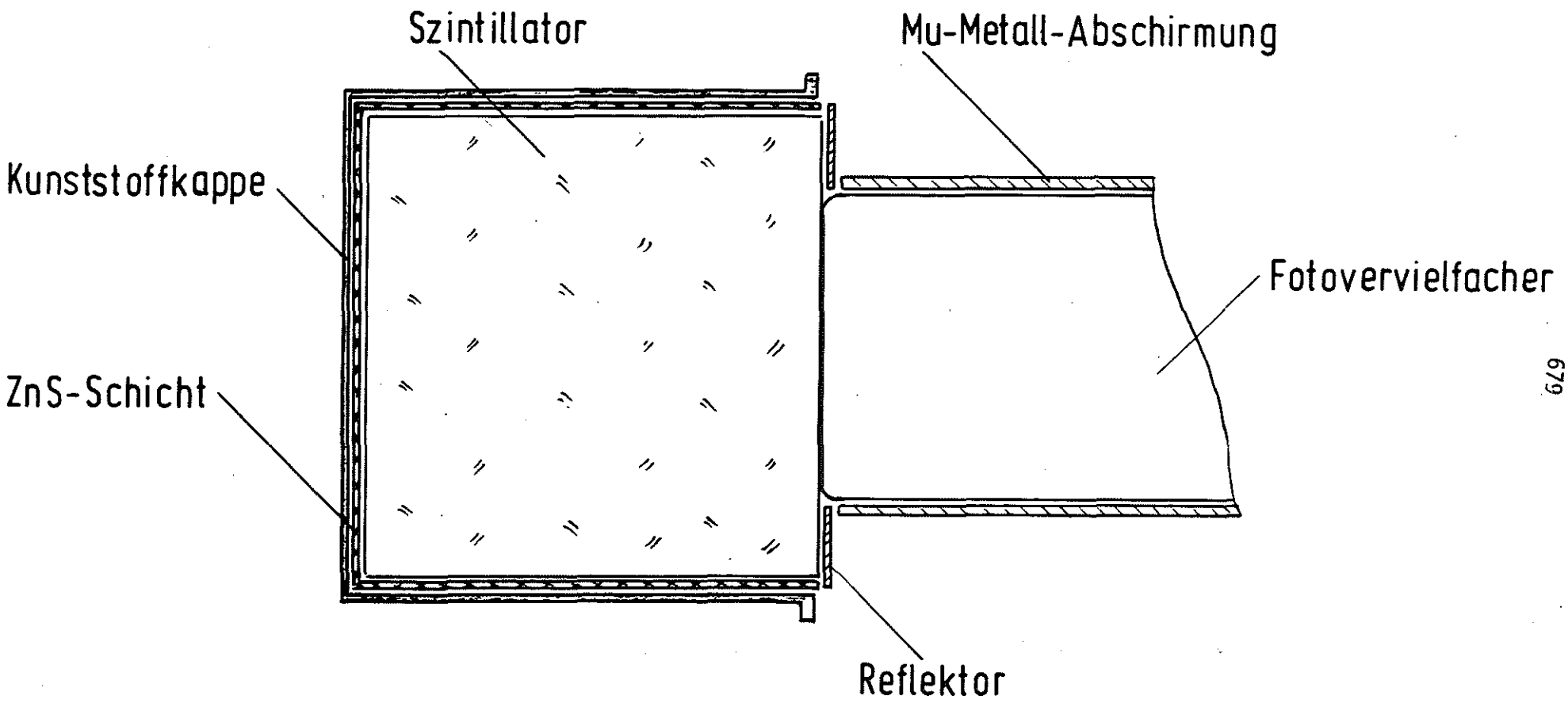

Szintillator
Mu-Metall-Abschirmung
Kunststoffkappe
Fotovervielfacher
ZnS-Schicht
Reflektor

Abb. 2

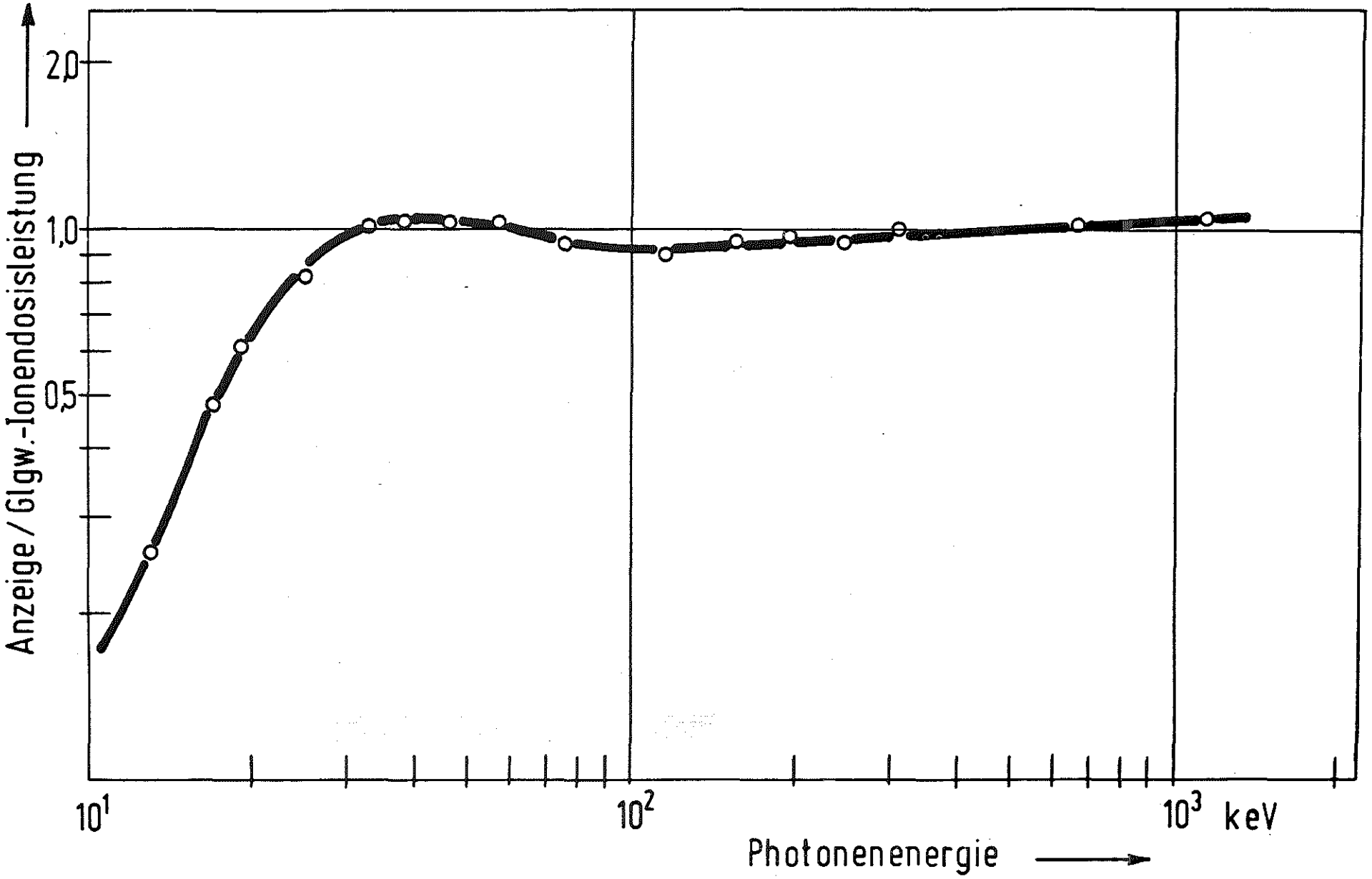

Anzeige / Glgw.-Ionendosisleistung
2,0
1,0
0,5
10^1
10^2
10^3 keV
Photonenenergie

Abb. 3

Abb.4

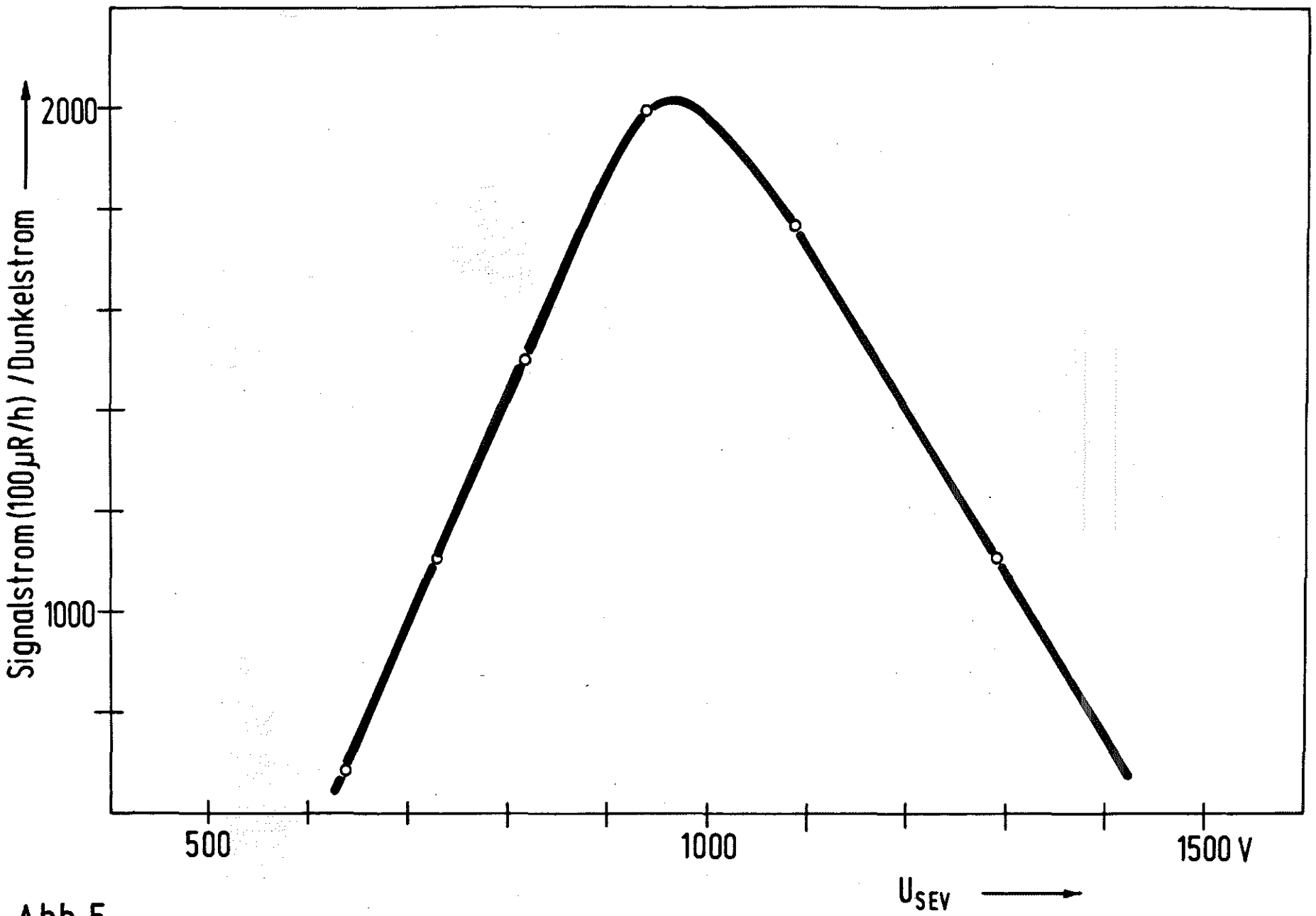

Signalstrom (100µR/h) / Dunkelstrom
2000
1000
500
1000
1500 V
U_{SEV}

Abb. 5

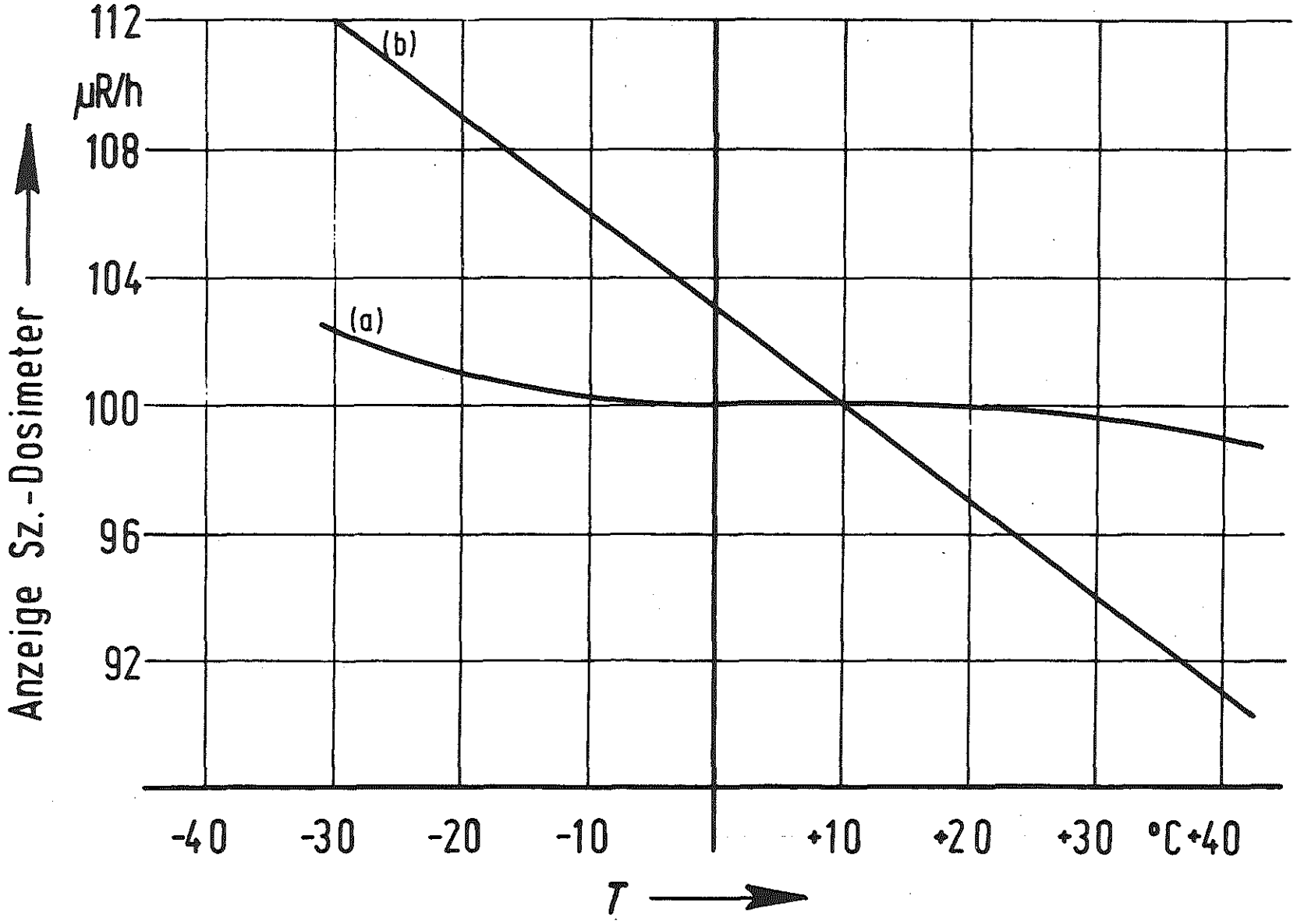

112
µR/h
108
104
100
96
92
Anzeige Sz.-Dosimeter
(b)
(a)
-40
-30
-20
-10
+10
+20
+30
°C+40
T

Abb.6

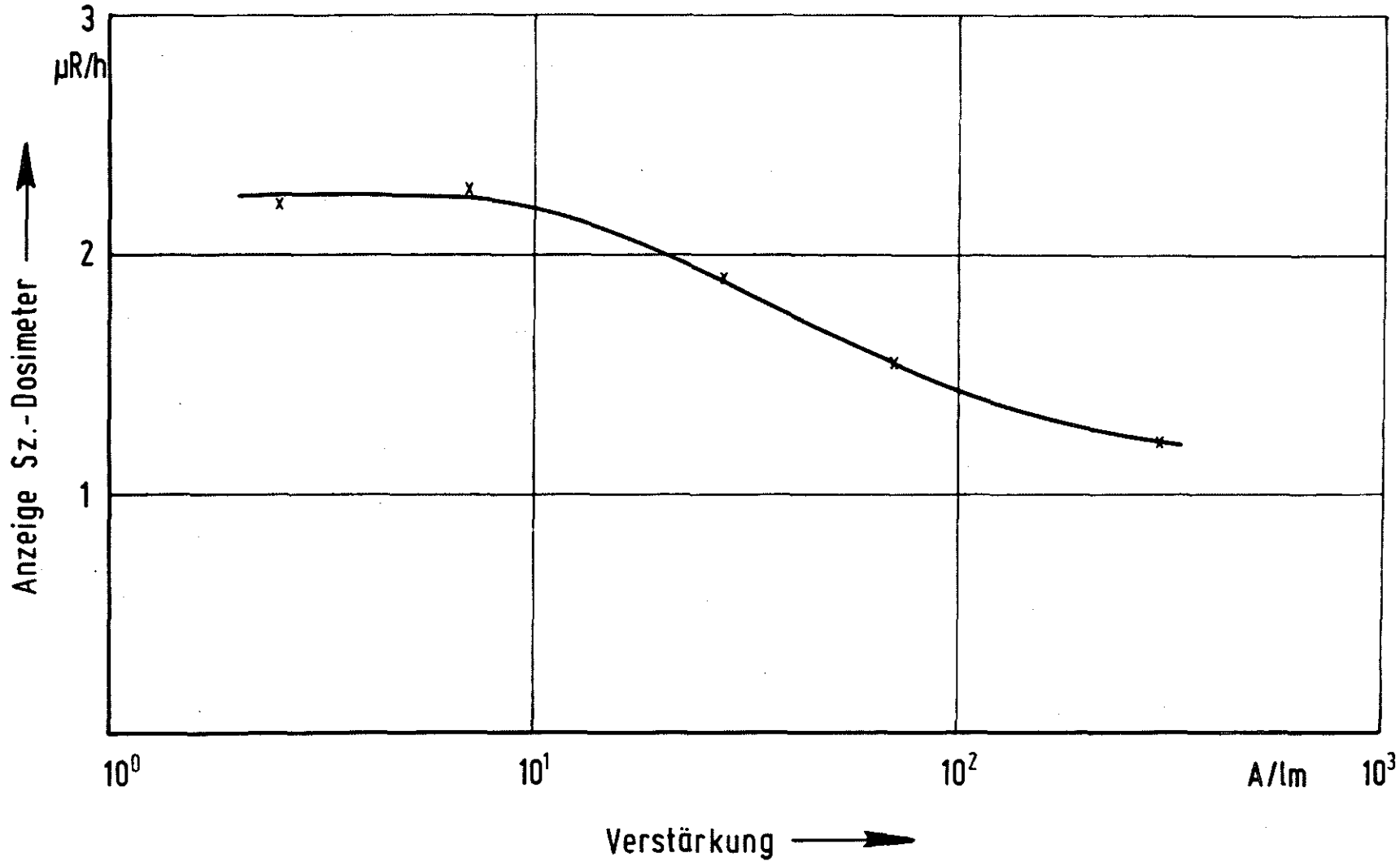

3
µR/h
2
1
Anzeige Sz.-Dosimeter
10^0
10^1
10^2
A/lm
10^3
Verstärkung

Abb.7

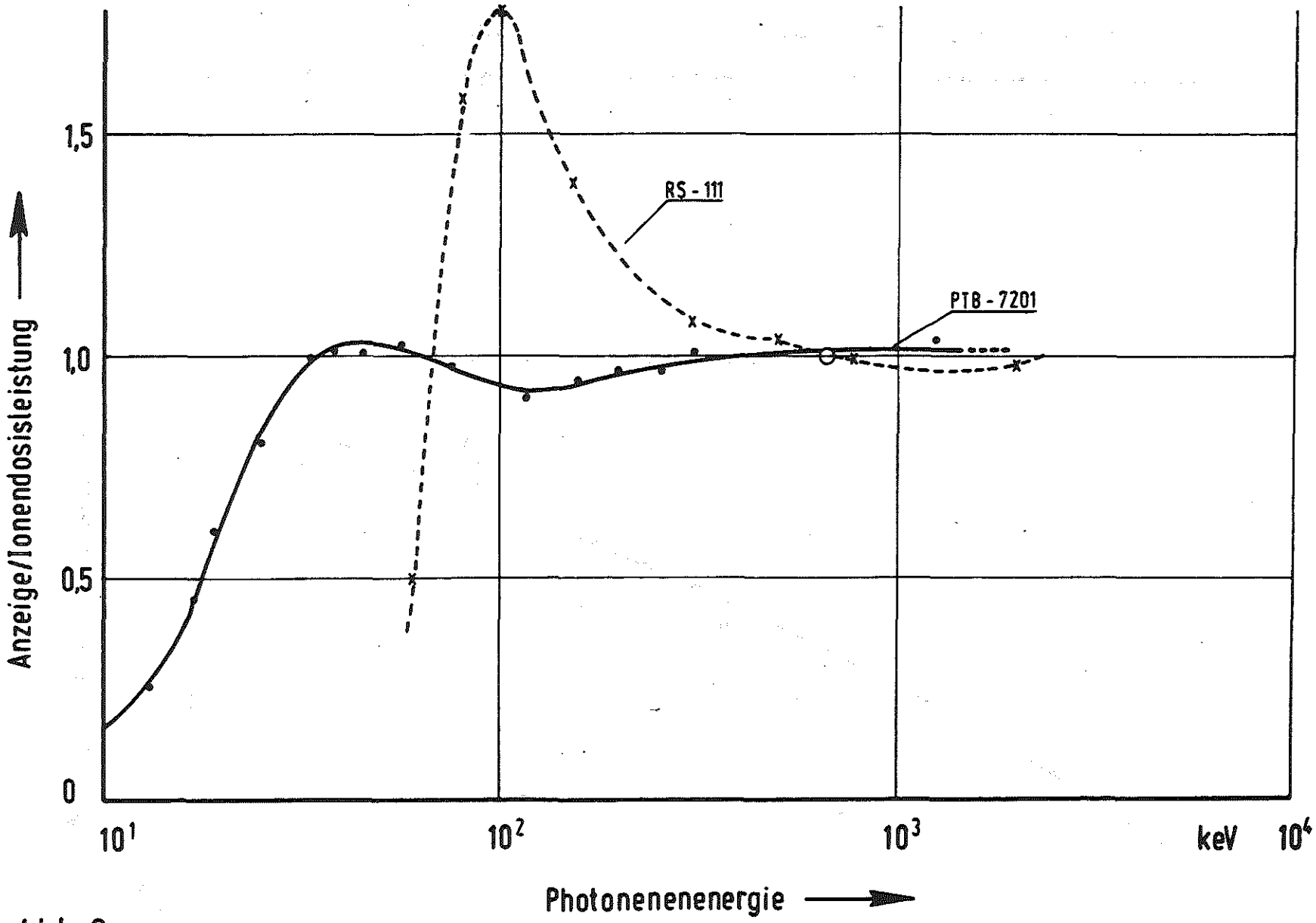

1,5
1,0
0,5
0
Anzeige/Ionendosisleistung
RS - 111
PTB - 7201
10^1
10^2
10^3
keV
10^4
Photonenenenergie

Abb. 8

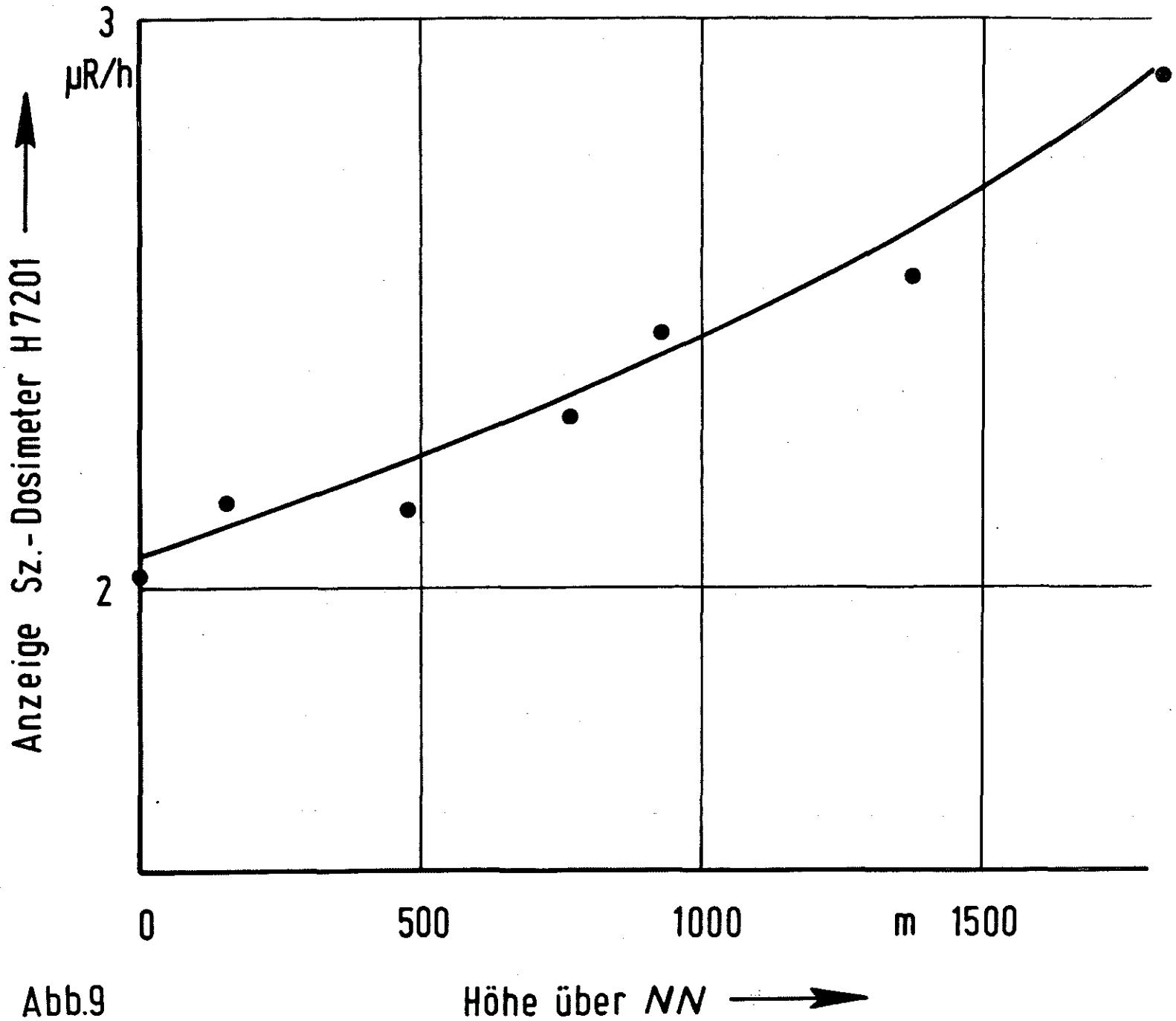

3
µR/h
2
Anzeige Sz.-Dosimeter H 7201
0
500
1000
m 1500
Höhe über NN

Abb.9

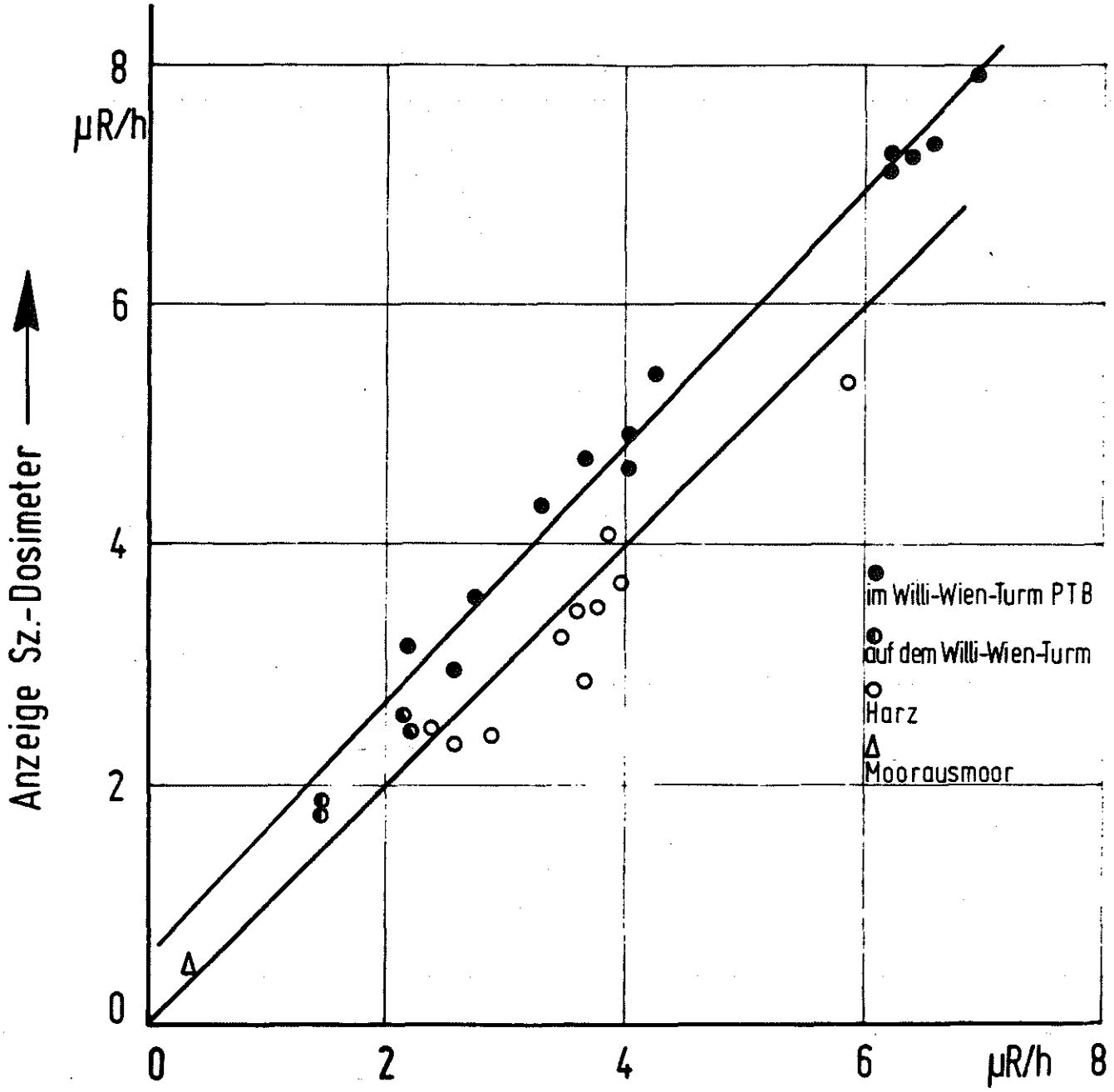

8
µR/h
6
4
2
0
Anzeige Sz.-Dosimeter
0
2
4
6
µR/h
8
Anzeige Hochdruck-Ionisationskammer
im Willi-Wien-Turm PTB
auf dem Willi-Wien-Turm
Harz
Moorausmoor

Abb.10

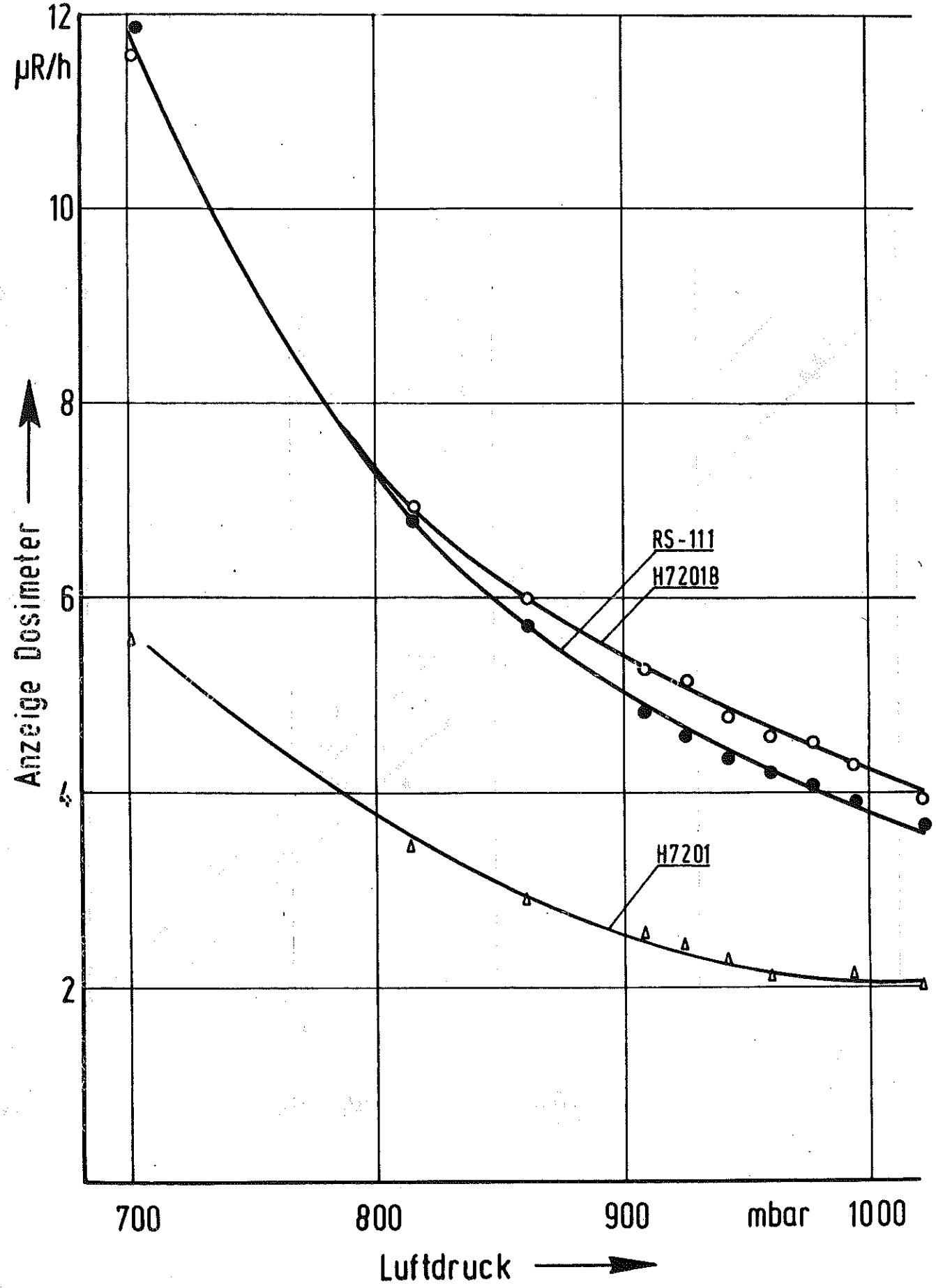

12
µR/h
10
8
6
4
2
Anzeige Dosimeter
RS-111
H72018
H7201
700
800
900
mbar
1000
Luftdruck

Abb.11

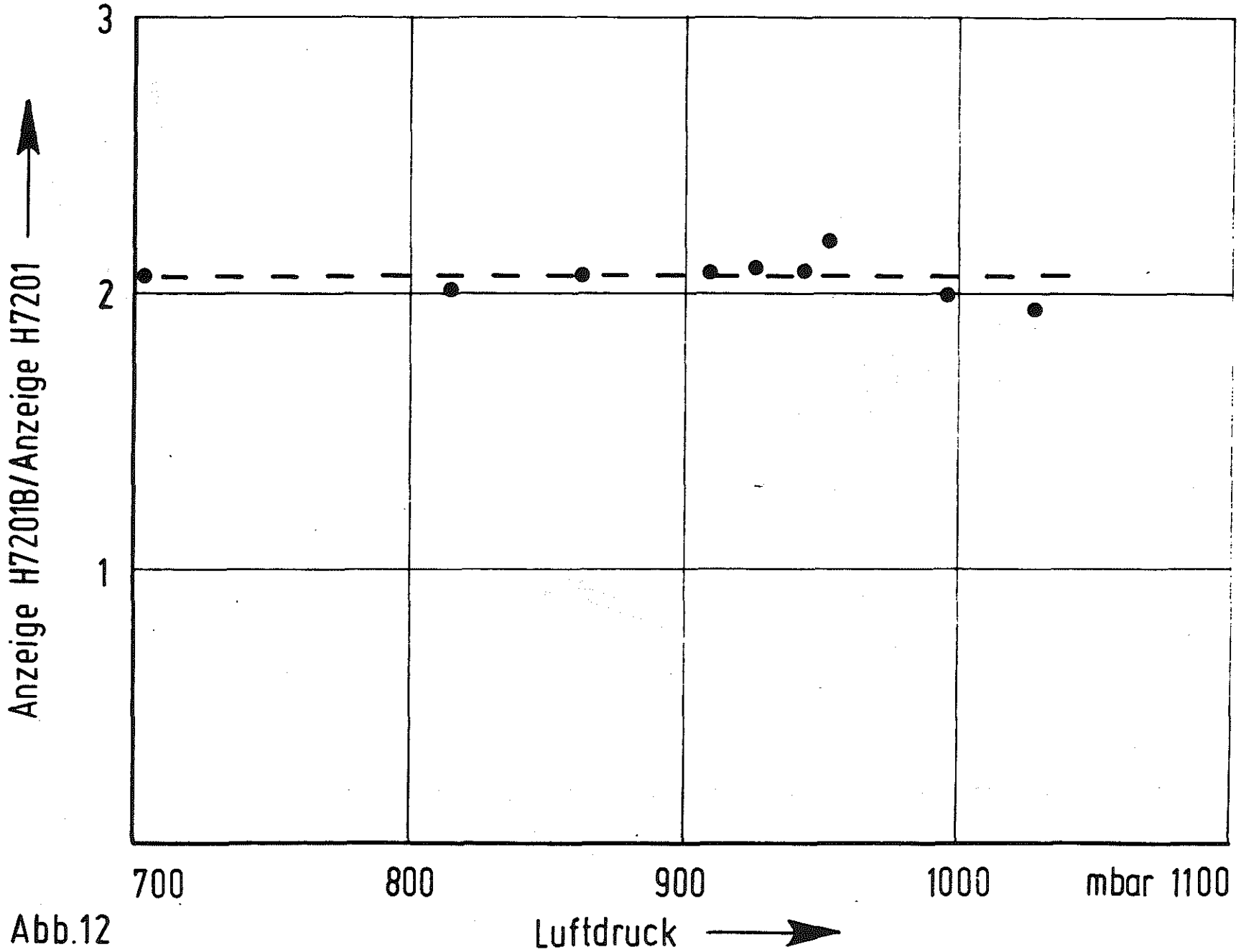

3
2
1
Anzeige H7201B/Anzeige H7201
700
800
900
1000
mbar 1100
Luftdruck

Abb.12

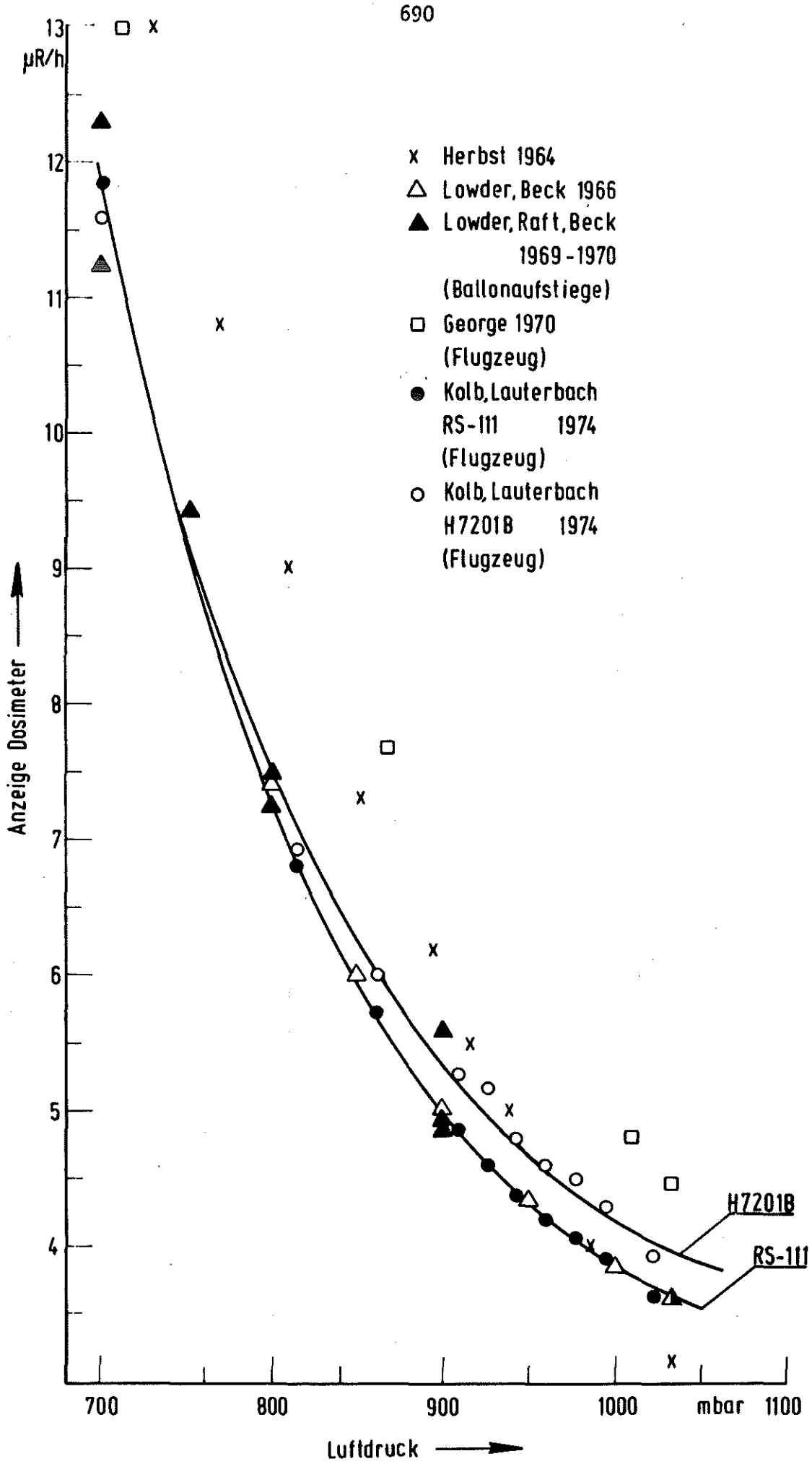

13
µR/h
12
11
10
9
8
7
6
5
4
Anzeige Dosimeter
x Herbst 1964
△ Lowder, Beck 1966
▲ Lowder, Raft, Beck
1969 - 1970
(Ballonaufstiege)
□ George 1970
(Flugzeug)
● Kolb, Lauterbach
RS-111 1974
(Flugzeug)
○ Kolb, Lauterbach
H7201B 1974
(Flugzeug)
H7201B
RS-111
700
800
900
1000
mbar
1100
Luftdruck

Abb. 13

Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz
"Strahlenschutz und Umweltschutz"
vom 23. - 28. September 1974 in Helgoland

4.14 H.-J. Hardt, Bonn:

Ortsfeste Dosisleistungsmeßstellen für die Umgebungsüberwachung kerntechnischer Anlagen in Notfällen

Aufgabenstellung:

Im Normalbetrieb kerntechnischer Anlagen ist die Emission radioaktiver Stoffe so gering, daß eine Dosisleistungsüberwachung in der Umgebung im allgemeinen sinnlos erscheint, weil eine evtl. von der Anlage herrührende Dosisleistungserhöhung in den normalen Schwankungen der Umgebungsstrahlung untergeht. Hier muß die Emissionsüberwachung durch geeignete Instrumentierung an den vorgegebenen Emissionsstellen erfolgen, um in Verbindung mit den meteorologischen Daten Rückschlüsse auf die Umgebungsbelastung zu erhalten.

Anders in einem Störfall, der, was nicht restlos auszuschließen ist, den Auslegungsstörfall überschreitet. Die Kontrollinstrumentierung an den Emissionsstellen kann sicher so ausgelegt werden, daß der Auslegungsstörfall mit abgedeckt wird, aber es lassen sich mit zunehmend geringerer Wahrscheinlichkeit hypothetische Störfälle denken, bei denen die Funktion der Kontrollinstrumentierung gerade dann ausfällt, wenn tatsächlich eine Beeinträchtigung der in der Umgebung lebenden Bevölkerung zu befürchten ist; sei es, daß ein Leck den Aktivitätsaustritt an anderer als der vorgesehenen Stelle ermöglicht, sei es, daß der Meßbereich der Normalinstrumentierung überschritten wird oder das Gerät ausfällt.

Für solche Fälle ist Vorsorge zu treffen, daß die für die Einleitung von Notfallschutzmaßnahmen erforderlichen Daten

schnell und sicher erstellt werden können. Wichtigste Information ist dabei die Aktivitätsfreisetzung, einmal um die Gefährdung der Umgebung zu beurteilen, zum anderen um den Verlauf des Störfalles zu kontrollieren. Ein ortsfestes System von Meßstellen in der Nähe der Anlage wurde als mögliche Überwachungseinrichtung vorgeschlagen und soll hier kurz diskutiert werden.

Darüber hinaus ist die Kenntnis der Ortsdosisleistung auch für die Beurteilung der lokalen Strahlengefahr von Bedeutung, insbesondere dann, wenn eine Gefährdung auch der mit Schutzkleidung ausgerüsteten Hilfskräfte zu befürchten ist. Für Störfälle mit katastrophalen Ausmaßen könnte das Meßstellennetz des Warn- und Alarmdienstes in Anspruch genommen werden, über das anschließend zu berichten ist.

Emissionsüberwachung:

Bisherige Entwicklung

Für die genannten Fälle, in denen die normale Instrumentierung nicht mehr funktioniert, muß in der Umgebung der Anlage mit meßbaren bis möglicherweise sehr hohen Dosisleistungen gerechnet werden. H. Kiefer hat deshalb vor einiger Zeit die Entwicklung von Spezialsonden angeregt, die vom Flugzeug abgeworfen werden und Dosisleistungen bis 10 000 $^{rd}/h$ (100 $\frac{J}{kgh}$) zu messen in der Lage sein sollten.
Die Meßwerte sollten durch Funk zu einer abgesetzten Zentralstelle übertragen und dort registriert werden.
Mit der Bereitstellung ferngesteuerter Fahrzeuge durch den kerntechnischen Hilfszug ließen sich die technischen Schwierigkeiten dadurch umgehen, daß aus der Abwurf- eine Absetzsonde wurde, die nicht mehr die Stoßfestigkeit und Positionsstabilisierung benötigt, sondern fernbedient aufgestellt und eingerichtet wird. Sie soll, soweit mir bekannt, bis Ende dieses Jahres fertiggestellt und anschließend durch den kerntechnischen Hilfszug erprobt werden.

Meßsonde

Kernstück der Sonde ist ein sehr unempfindliches Zählrohr (Valvo 18 529), das sich gemäß Datenblatt für Dosisleistungen bis 1000 $^{rd}/h$ (10 $\frac{J}{kgh}$) eignet.

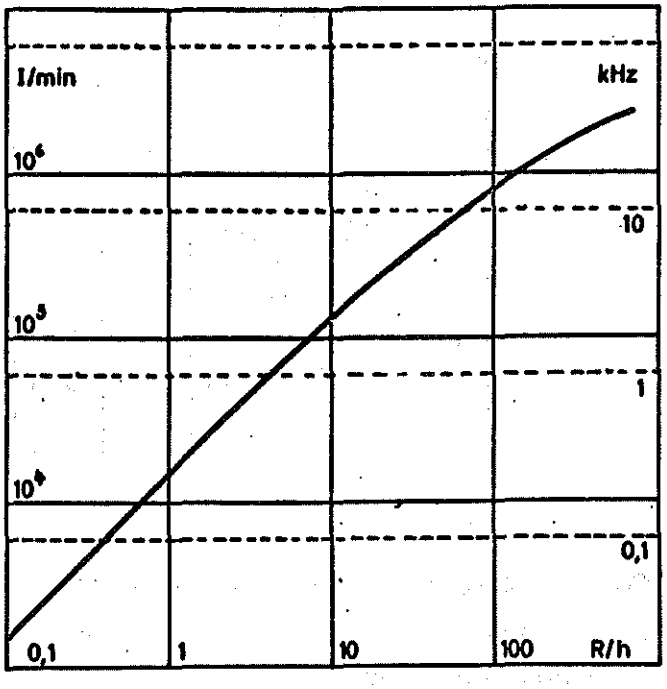


Abb. 1:
Zählrate als Funktion der Dosisleistung für das Zählrohr 18529

In der 1. Abb. ist die Zählrate als Funktion der Dosisleistung aufgetragen. Wegen der Abhängigkeit der Totzeit des Zählrohrs von der Impulshöhe bzw. umgekehrt lassen sich jedoch noch wesentlich höhere Zählraten messen. In Abb. 2 ist oben die Impulsform für geringe Zählraten aufgezeichnet, unten die für sehr hohe Zählraten. Der Einfluß der Impulsfrequenz auf die Impulshöhe läßt sich an der rechts erkennbaren Scheitellinie der Folgeimpulse ablesen. Der Zeitmaßstab betrug bei diesen Aufnahmen 2 us/cm. In der Abb. 3 ist die gemessene Anzeige entspr. Abb. 1 in halblogarithmischer Darstellung um eine weitere Dekade ausgedehnt. Dabei stellt die Kurve a die Anzeige des ungebrauchten etwa 10 Jahre alten Zählrohres dar, die Kurve b die desselben Zählrohres, nachdem es 10 Tage lang einer Dosisleistung von etwa 25 000 rd/h ausgesetzt war. Der Anzeigerückgang des Zählrohres während der Bestrahlungszeit ist in Abb. 4 angegeben.

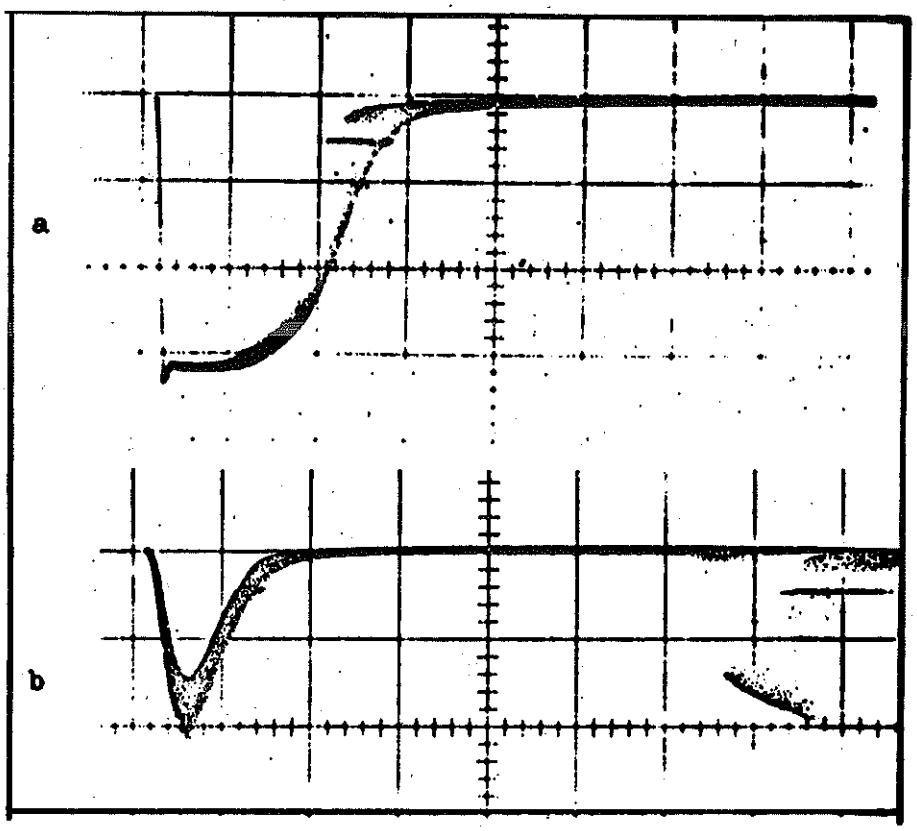


Abb. 2:
Impulsformen für gleiche Zählrohrschaltung
a) niedrige Impulsfrequenz
b) hohe Impulsfrequenz

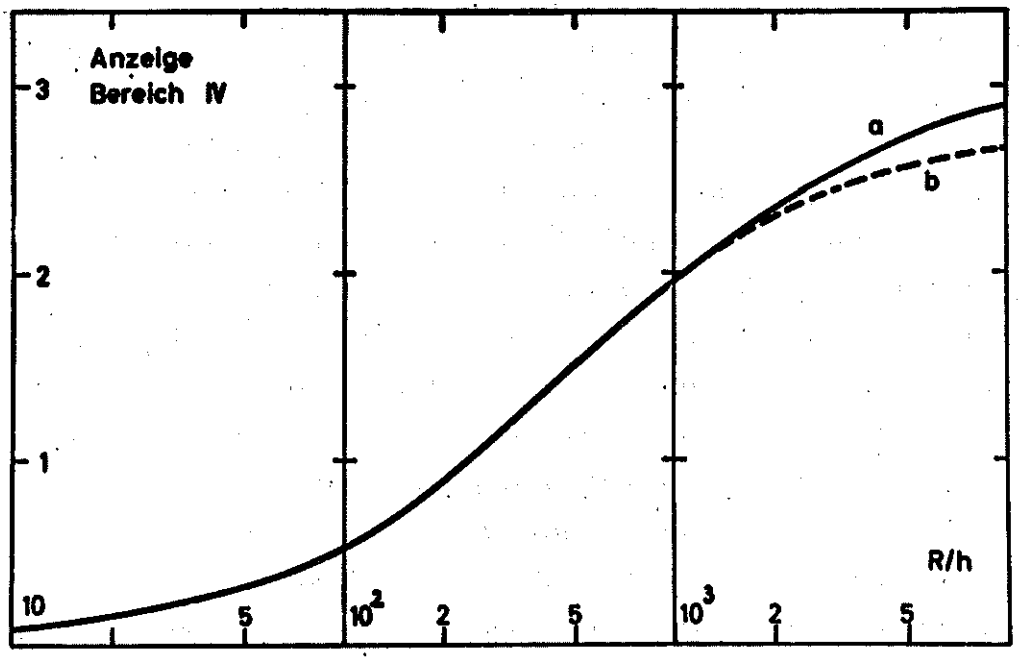


Abb. 3:
Zählrate als Funktion der Dosisleistung
(lin. Anzeige in willkürlichen Einheiten)

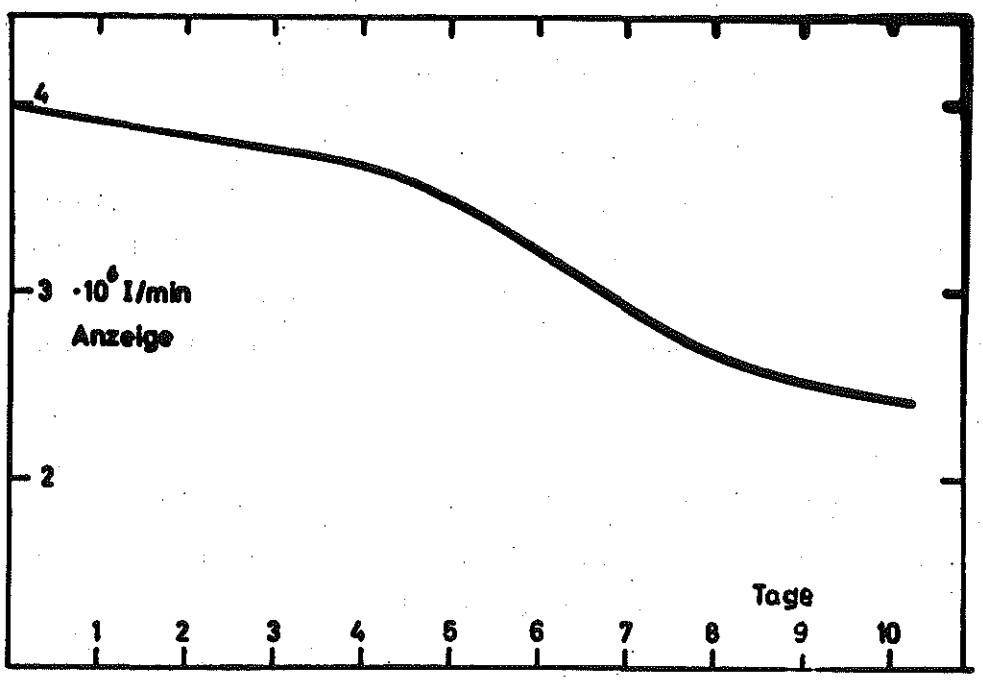


Abb. 4:
Anzeige des Zählrohrs 18529 bei konstanter Bestrahlung mit ca. 25 000 rd/h Cs 137

Da die Zählschaltungen für die verschiedenen Versuche etwas variierten, sind die Abbildungen nicht unbedingt vergleichbar. Genauere Angaben zu den Versuchen können vom Bundesamt für Zivilschutz in Bonn erhalten werden.

Aufgrund der bisherigen Erfahrungen kann davon ausgegangen werden, daß das untersuchte Zählrohr für den vorgesehenen Zweck in dem Meßbereich von etwa 10 mrd/h bis 10 000 rd/h verwendet werden kann.

Bei Verwendung eines Zählrohres statt der sonst für hohe Dosisleistungen üblichen Ionisationskammern bietet sich für eine Fernmessung die digitale Verarbeitung der Zählrate an. Die Zeitbasis ist mit für den Meßzweck vollständig ausreichender Genauigkeit darzustellen. Sie beträgt für die oben genannte Entwicklung 1 s. Die während der Zeitbasis auf einen 18 bit-Speicher auflaufenden Zählimpulse werden dort binär codiert und abgerufen.

Der Abruf erfolgt über Funk auf einer Frequenz im UKW-Bereich, wie sie beispielsweise für die Fernsteuerung von Flug- oder

Schiffsmodellen gebräuchlich ist, mit einer Reichweite von etwa 5 km. In der Empfangsstation wird das übertragene Signal binär-dezimal umgewandelt und 6-stellig ausgegeben.

Auf die Wiedergabe von Schaltbildern soll im Rahmen dieser Zusammenfassung verzichtet werden, da die Entwicklung noch nicht abgeschlossen ist. Interessenten stehen Informationen über die bisherige Entwicklung gerne zur Verfügung.

Ortsfestes System

Bei der Diskussion der Auswertung der von den Meßstellen abgerufenen Daten ist vorgeschlagen worden, zur Vereinfachung von einem ortsfesten System auszugehen, das vor einer erst zu installierenden Anlage den Vorteil hat, im Bedarfsfall unmittelbar funktionsfähig zu sein, und u.U. auch in die normale Umgebungsüberwachung einbezogen werden kann.

In einer Vielzahl denkbarer Fälle ist darüber hinaus die Möglichkeit gegeben, die Datenauswertung über ein geeignetes Programm durch den Rechner der betreffenden Anlage ausführen zu lassen.

In diesem Zusammenhang wird im Rahmen des Projekts Nukleare Sicherheit z. Zt. untersucht, in welchen Abständen Meßsonden zu installieren sind und welche Parameter für ein Rechenprogramm vorzugeben sind, um für denkbare Störfälle optimale Informationen über mögliche Emissionen zu erhalten. Beispielsweise ist eine Mindestanzahl von 3 Sonden erforderlich, um Aussagen über den Emissionspunkt an der Anlage oder die Richtung der abziehenden Wolke zu erhalten, der Sondenabstand darf der Reichweite der zu messenden Strahlung entsprechend etwa 1 km nicht überschreiten (Abb. 5).

Die Zweckmäßigkeit einer derartigen Überwachung wurde teilweise infrage gestellt, weil die Art der Sonde keine Auskunft über die Nuklid - Zusammensetzung der Emission erlaubt, die u.U. die Art von Schutzmaßnahmen beeinflußt. Andererseits erscheint es jedoch entscheidend wichtig, überhaupt schnelle und hinreichend genaue Daten über die Größe der zu erwartenden Gefahr zu erhalten, um Schutzmaßnahmen möglichst frühzeitig einzuleiten.

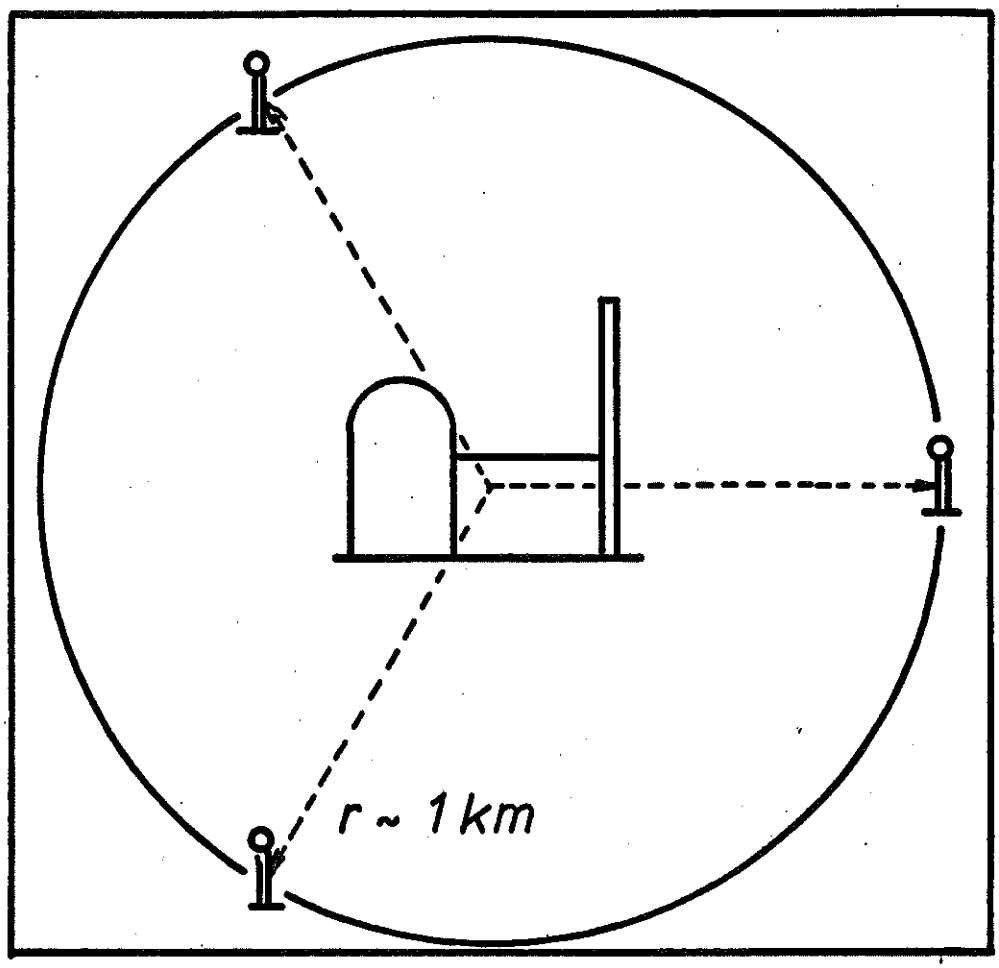


Abb. 5:
Beispiel für eine Minimalanordnung von Überwachungsmeßgeräten in der Umgebung einer Anlage

Die Funkübertragung ist für den vorgesehenen Zweck einer Leitungsverlegung ganz sicher vorzuziehen, weil dadurch die Möglichkeit gegeben ist, für den Fall der Räumung der Kerntechnischen Anlage an der Ausweichzentrale oder an einer beliebigen ggf. auch fahrbaren Zentralstation die Meßwerte abzurufen. Eine vereinfachte Auswertung mittels Tabellen und Schablonen ist auch bei Ausfall des Rechners in jedem Fall möglich.

Außer der Bedeutung für die akute Beurteilung der Gefährdung ist zu späterer Zeit die Ermittlung der lokalen Kontamination über die Messung der örtlichen Dosisleistung ein u.U. wichtiges Hilfsmittel bei der Vorbereitung und Durchführung von Hilfs- und Instandsetzungsmaßnahmen.

Meßnetz des Warn- und Alarmdienstes

Anlage

Schäden, die über die unmittelbare Umgebung einer kerntechnischen Anlage hinausgehen, können wegen der extremen Sicherheitsmaßnahmen nur mit derart geringer Wahrscheinlichkeit auftreten, daß eine Vorbereitung von Notfallschutzmaßnahmen in größerer Entfernung durch nichts gerechtfertigt wäre.

Für Zwecke des Zivilschutzes existiert jedoch das Meßstellennetz des Warn- und Alarmdienstes, das für extreme und praktisch auszuschließende Fälle in Anspruch genommen werden könnte und deshalb hier noch kurz informativ behandelt werden soll.

Die Meßstellen sind bzw. werden in Abständen zwischen 10 und 20 km eingerichtet. Sie enthalten als Meßsonde das vorbeschriebene Zählrohr, werden aus dem Stromnetz über eine Pufferbatterie betrieben und über das öffentliche Telefonnetz abgefragt. Im Gegensatz zu dem vorher genannten Funkübertragungssystem werden 3 Meßbereiche mit automatischer Umschaltung der Zeitbasis von 0,04, 0,4 bzw. 4 Sekunden verwendet. Der statistische Fehler bleibt daher über den gesamten Meßbereich in gleicher Größenordnung und für die Übertragung werden einige Bit eingespart, da für die Meßbereichsangabe nur 2 bit benötigt werden, die Übertragung des Meßwertes 2-stellig im BCD-Code 8 bit erfordert, insgesamt also hier 10 statt im andern Fall 18 bit notwendig sind.

Die Übertragung erfolgt nach den Vorschriften der Deutschen Bundespost über zugelassene Modem-Einrichtungen, wie in Abb. 6 schematisch dargestellt. Einzelheiten der Anlage sollen hier ebenfalls nicht diskutiert werden, die technischen Forderungen und ausführliche Unterlagen können Interessenten gern zur Verfügung gestellt bzw. vermittelt werden.

Bei der installierten Ausführung erfolgt die Anwahl der Meßstellen von Hand, die Anzeige des Meßwertes bereits in Dosisleistung korrigiert in Form von Leuchtziffern. Der Anschluß eines Meßwertdruckers oder einer EDV-Anlage ist möglich.

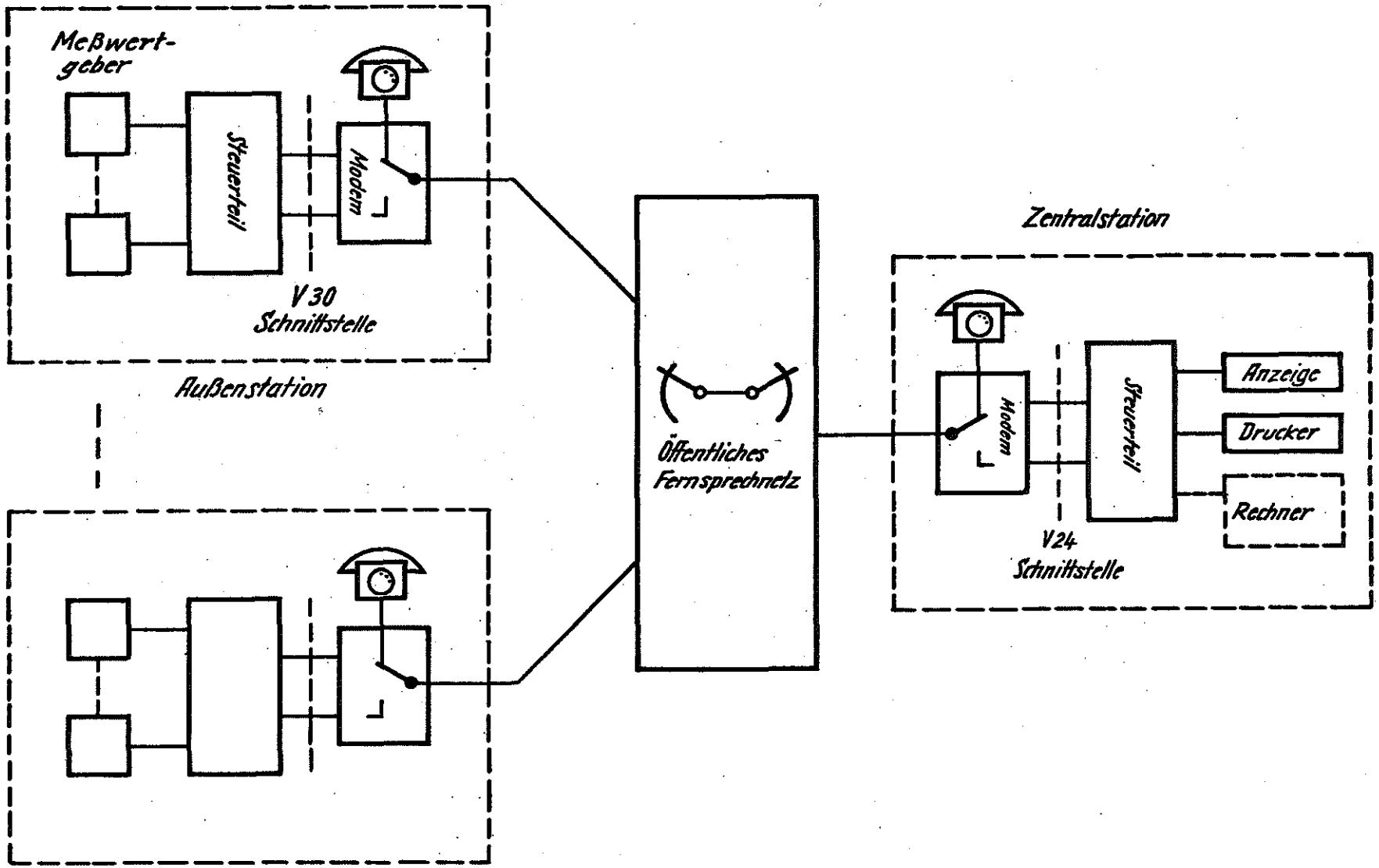


Abb. 6:
Schema einer Fernmeßanlage mit Abfrage über das öffentliche Fernsprechnetz

699

Rechenprogramm

Für die automatische Auswertung der übertragenen Meßdaten ist ein Rechenprogramm erstellt worden, das allerdings in Ermangelung der apparativen Voraussetzungen z. Zt. erst als Versuchsprogramm vorliegt, die Daten also noch über das Steuerpult eingegeben werden müssen.

Die von den Meßstellen übertragenen Strahlungsmeßwerte können meßwertabhängig korrigiert werden. Die Umrechnung auf eine gemeinsame Bezugszeit erfolgt durch lineare Interpolation, oder nach einer $t^{-1.2}$ -Funktion, wenn der Entstehungszeitpunkt der Spaltprodukte eingegeben wurde und die tatsächlichen Meßwerte dem genannten zeitlichen Verlauf entsprechen.

Für die Berechnung der Isodosislinien werden die für den gleichen Zeitpunkt gespeicherten Werte herangezogen. Zwischen den Meßstellen erfolgt die Interpolation logarithmisch, um die Verteilungskurve der Ortsdosisleistung möglichst gut zu berücksichtigen. Als Ergebnis werden die Koordinaten der Interpolationspunkte ausgegeben.

Interessenten kann das Programm zur Verfügung gestellt werden.

ZUR OPTIMIERUNG DES MANAGEMENTS RADIOAKTIVER ABFÄLLE IN DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFT MIT HILFE SYSTEMANALYTISCHER METHODEN

H. W. M. Braun, K. Ditterich, J. Schneider
JRC EURATOM, Ispra

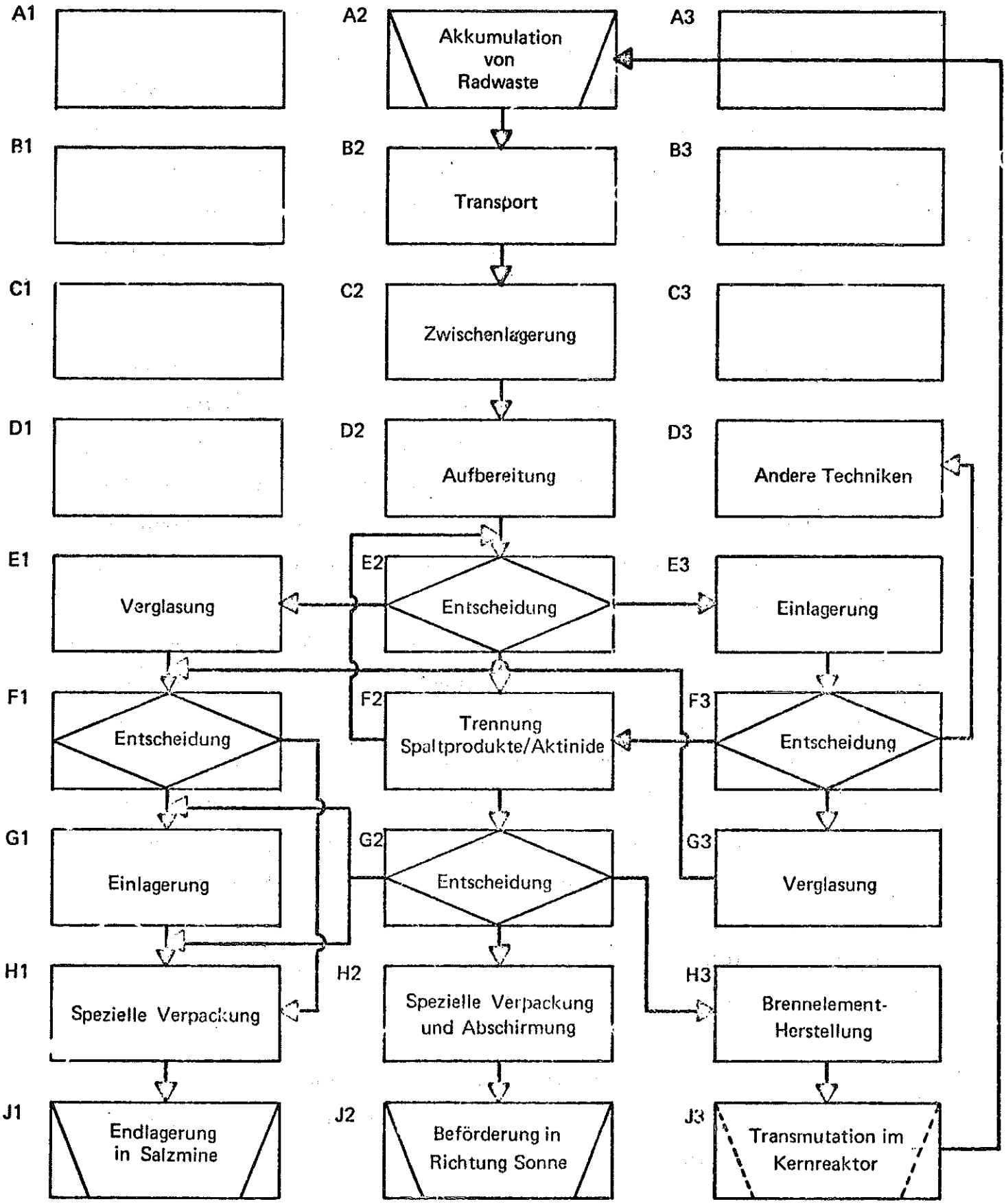
Der sachlich denkende Teil der Öffentlichkeit, und die fachlich Kompetenten, sehen das mit der Nutzung der Kernenergie verbundene Problem der radioaktiven Abfälle auf lange Sicht als Gegenstand der Besorgnis an. In Kenntnis dieser Tatsache erfolgte am 17.1.1973 im Europäischen Parlament die "Entschliessung zur Schaffung eines Gemeinschaftsnetzes von Lagerorten für radioaktive Abfallstoffe". Die Entschliessung wurde dem Rat und der Kommission der Europäischen Gemeinschaft vom Präsidenten des Europäischen Parlaments übermittelt. Nachdem sich die Europäische Atomgemeinschaft (EURATOM) bereits seit 1959 im Laufe ihrer Forschungs- und Ausbildungsprogramme mit Problemen der Wiederaufbereitung von Brennelementen und der Lagerung von radioaktiven Abfällen (Radwaste) befasste, setzt sich die Kommission der Europäischen Gemeinschaft im Rahmen des 1973 begonnenen Vierjahresprogrammes für EURATOM wieder für eine Reihe von weiteren Forschungsvorhaben in direkter und indirekter Aktion bezüglich der Entsorgung des Radwaste ein. Die Regierungen der neun Länder der Europäischen Gemeinschaft haben erkannt, dass dieses Problem auf Gemeinschaftsebene behandelt und gelöst werden muss.(1)

Die Erzeugungsrate von Radioisotopen in der Europäischen Gemeinschaft übersteigt bei weitem die Abklingrate vieler Radioisotope durch den radioaktiven Zerfall. Damit ist ihre Akkumulation erklärt. An dieser Stelle geht es nicht um die bereits erzeugte Menge radioaktiver Abfälle oder gar darum, wieviel in der Zukunft zu erwarten ist. Es dürfte

hinreichend bekannt sein, dass es sich heute schon um Mengen handelt, welche im Falle ihrer Freisetzung die Biosphäre hoffnungslos kontaminieren würden. Vielmehr geht es darüm zu untersuchen, wie man das breite Spektrum der Erzeugung von Radwaste erfasst und das Management optimiert. Sicherlich gibt es Schwerpunkte beim Aufkommen von Radwaste; zum Beispiel liefert die Wiederaufbereitung von Brennelementen um einige Grössenordnungen mehr (in Curie gemessen) Abfälle als die Plutonium verarbeitende Industrie. Grosslaboratorien oder Forschungszentren liefern einen wesentlich geringeren Anteil als die Vorhergenannten.

Das Management der Entsorgung radioaktiver Abfälle darf sich jedoch nicht an Schwerpunkten orientieren, sondern an dem Postulat, dass die Umweltbelastung durch die notwendigerweise zu betreibende Kerntechnik akzeptabel ist, und es auch in Zukunft bleibt. Fälschlicherweise wird vielerorts angenommen, dass nur die künstlichen Radioisotope, also die, welche in Reaktoren, Beschleunigern oder Bestrahlungsanlagen erzeugt werden, das Abfallproblem schaffen. Wenn dies auch in Bezug auf das relative radiologische Risiko wegen der grossen spezifischen Aktivität des dort erzeugten Radwaste zutrifft, so doch nicht auf das absolute radiologische Risiko, also innerhalb eines definierten Bereiches. Ein Beispiel wäre die Schürfung und Verarbeitung von uranhaltigen Erzen, welche bekannterweise unter anderem Radium enthalten. Die Vergangenheit hat uns gelehrt, dass diesbezüglich Strahlenschutz- und Abfallprobleme unterschätzt wurden. Das Management radioaktiver Abfälle umfasst somit zwangsläufig alle Erzeugungsstätten.

Im Blockschema 1 ist der Prozess (siehe auch Annex 1), also ein System mit Ein- und Ausgangsdaten dargestellt, wie es für das Management von hochradioaktiven Abfällen gelten könnte. Die Untersysteme, wie Akkumulation, Transport, Zwischenlagerung usw. beinhalten eine Vielzahl von technischen und chemischen Verfahren und Abläufen, sowie Vorschriften,



Vereinfachtes Schema möglicher Schritte für die Behandlung und Beseitigung von hoch radioaktiven Abfällen aus der Brennelement-Wiederaufbereitung

Blockschema 1

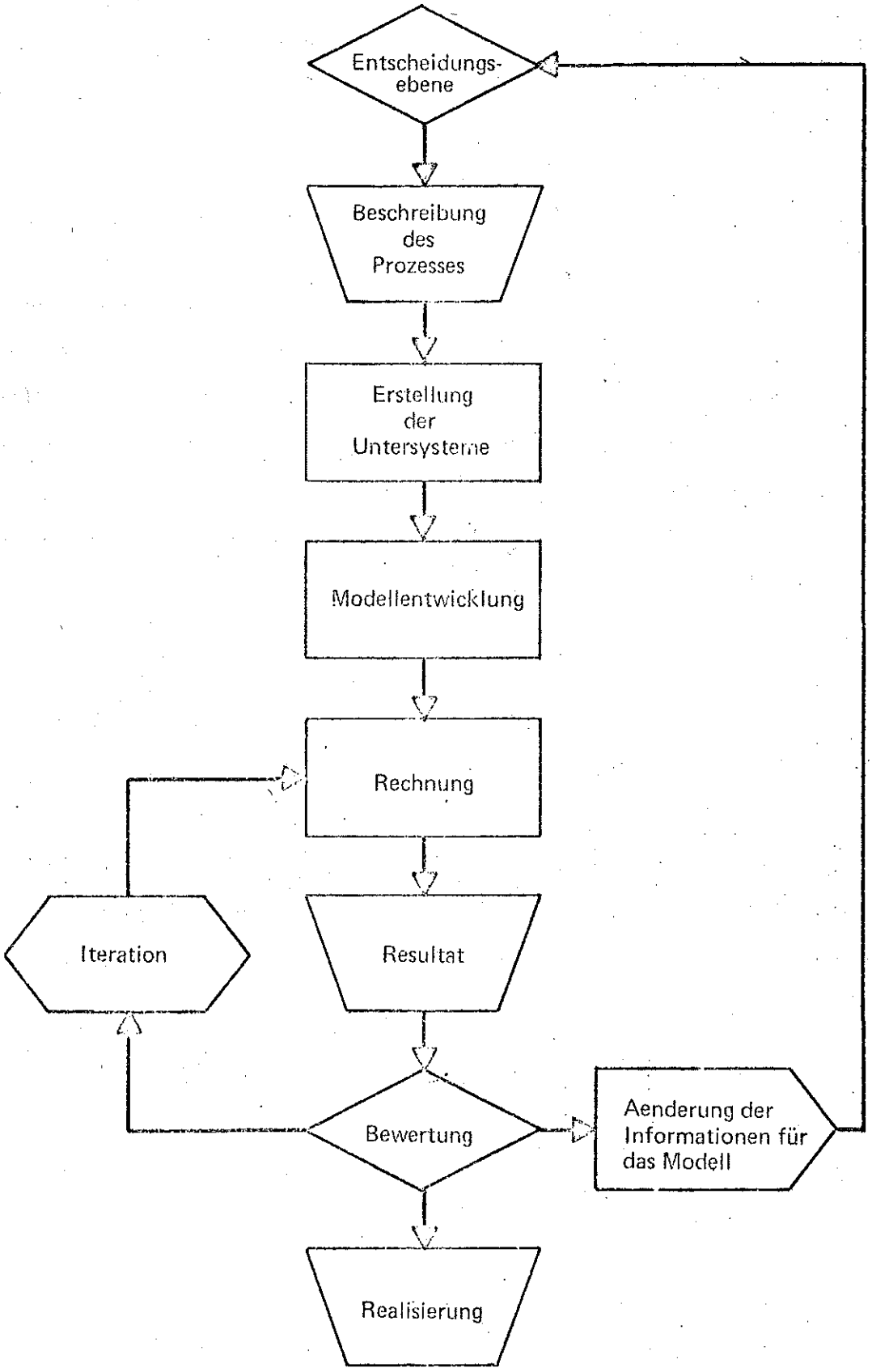
Empfehlungen, Verordnungen, Normen, Auflagen, politischen Trends usw. Im allgemeinen werden die Untersysteme singulär von Spezialisten der verschiedenen fachlichen Disziplinen bearbeitet. Wie erwähnt sind die Untersysteme bereits komplex, und somit auch deren singuläre Optimierung problematisch. Darüberhinaus werden bisher die Teilergebnisse einer etwaigen Optimierung nicht einmal immer auf einer kompetenten oberen Entscheidungsebene diskutiert, das heisst als Systemzugehörig behandelt.

Zur objektiven Bearbeitung von Systemen oder für die Entscheidungshilfe bedient man sich seit einiger Zeit immer mehr der Methode der Systemanalyse(2). Diese beinhaltet, dass grundsätzlich ein Prozess als Ganzes optimiert wird in Hinblick auf vorgegebene Postulate, wobei alle Untersysteme mit deren "Lösungen" berücksichtigt werden. Permutationen der Untersysteme muss die Methode gestatten.

Die Systemanalyse basiert auf einem Systemmodell, das in genereller Form definiert werden kann als eine logische Struktur zur Auswertung von Informationen, welche physikalische Daten als auch Erfahrung und Beurteilung beinhalten(3). Das Modell enthält die spezifischen Systemkomponenten sowie deren Zusammenhänge und erlaubt die Voraussage von Resultaten der auf einer kompetenten Entscheidungsebene angeordneten Aktionen. Das Systemmodell enthält Alternativstrukturen, ist also Änderungen der vorhandenen Informationen anpassbar. Der auf einem Systemmodell basierende Entscheidungsprozess ist grundsätzlich durch das folgende Blockschema 2 darstellbar.

Der erste Schritt für die Modellerstellung ist die komplette und formalistisch brauchbare Beschreibung des zu behandelnden Prozesses. Grundsätzlich gilt für jeden Prozess die Gleichung:

$$Y = G \cdot X \text{ (Prozess)}$$



Hauptschritte für den Entscheidungsprozess in der Systemanalyse

Blockschema 2

Dabei sind X ..... komplexe Eingangsgrössen des Systems
Y ..... komplexe Ausgangsgrössen des Systems
G ..... Übertragungsfunktion des Systems.

X und Y sind im allgemeinen Zeitfunktionen (z. B. zeitlicher Anfall von Material, Energie usw.), während G bei einem nichtadaptiven System unabhängig von der Zeit ist. Das Resultat eines Prozesses ist also direkt proportional dem Übertragungsverhalten des Systems und den Eingangswerten, mit denen dieses System beaufschlagt wird. Bei grossen Systemen mit komplexen Übertragungsfunktionen ist eine Unterteilung in Teilfunktionen erforderlich. Ebenso muss die komplexe Eingangsgrösse des Systems in entsprechende Komponenten zerlegt werden. Man spaltet so den Gesamtprozess in Teilprozesse auf, die physisch überschaubar sind und formalistisch behandelt werden können.

Mit dem Systemmodell soll der Prozess in iterativen Schritten optimiert werden. Grundsätzlich ist ein System dann optimal, wenn es ein Maximum an Zuverlässigkeit (R) und Sicherheit (S), und ein Minimum an Umweltbelastung (P) bei maximaler Ökonomie d.h. ein Minimum an Kosten (C) hat. Jeder Prozess soll danach so ablaufen, dass das Ergebnis so zuverlässig wie möglich, die Sicherheit so gross wie möglich, und die summierten Kosten und die integrierte Umweltbelastung so gering wie möglich sind.

Zwischen den Prozessgrössen X, Y, G, und den Optimierungskenngrössen R, S, C, P, bestehen Relationsbeziehungen RT, die in allgemeinster Form wie folgt ausgedrückt werden können:

$$(X, Y, G)\ RT\ (R, S, C, P)$$

Die Spezifizierung der Relationsbeziehungen ist für jeden Prozess verschieden. Deren Formulierung ist fundamental, und entscheidet über die Qualität des Systemmodells.

Die Optimierungskenngrössen sind nicht immer quantitativ genau formulierbar. Man muss häufig innerhalb grosser Toleranzbereiche operieren. Während C und mit Einschränkung auch P relativ genau definierbar sind, sind R und S teils mit statistischen Unsicherheiten behaftet.

Zu berücksichtigen ist ferner, dass die Optimierungskenngrössen je nach Art des Prozesses unterschiedlich gewichtet werden müssen. Die Gewichtung der Postulate kann auch von Untersystem zu Untersystem variieren. Als Grundlage für die Gewichtung sind zum Beispiel massgebend:

Realisierbare Faktoren (Stand der Technik),
Spekulative Faktoren (vermutlicher Trend),
Administrative und politische Faktoren (Vorschriften, Gesetze, Empfehlungen usw.)

Jeder Prozess enthält also bezüglich seiner Optimierungskenngrössen seine spezifischen Prioritäten. Daraus folgt, dass die einfache Zusammenfassung optimaler Untersystemlösungen keineswegs ein optimales Gesamtsystem ergeben muss, da die Gewichtung der Faktoren der Untersysteme von der des Gesamtsystemes ganz verschieden sein kann, und noch dazu eventuell nach jedem Iterationsschritt variiert werden muss.

Im Falle des Managements radioaktiver Abfälle sind die Postulate maximale Sicherheit und minimale Umweltbelastung vorrangig. Darüberhinaus fallen insbesondere auf internationaler Ebene die administrativen und politischen Faktoren besonders ins Gewicht. Die Kosten könnten dagegen darüber entscheiden, ob vorgeschlagene Entwicklungen, die technisch realisierbar wären, ökonomisch tragbar sind.

Die systemspezifische Modellerstellung wird mit wachsender Anzahl

der Komponenten, mit den Funktonen, die diese zu erfüllen haben, und mit den Wechselbeziehungen zwischen Prozess- und Optimierungskenngrössen immer komplizierter.

Deshalb versucht man grosse Systeme hierarchisch zu gliedern, um die Prozessabläufe anschaulicher darstellen zu können[4]. Man erhält so eine von unten nach oben aufsteigende Prozesshierarchie, die in gleichrangige Ebenen gegliedert werden kann, beginnend bei einer Komponentenebene, aufsteigend über Funktionsebenen ersten und höheren Ranges, bis zur Systemebene. Je höher man im hierarchischen System kommt, um so schwieriger wird die Möglichkeit der Prozessbeschreibung in der Sprache der exakten Naturwissenschaften.

Im folgenden wird der Algorithmus und das Schema des Rechenverfahrens allgemein für die Untersysteme innerhalb der Untersystemebenen und der Übergang zur Systemebene mittels iterativer Rechenverfahren, die einen Fächer von akzeptablen Lösungen liefern, dargestellt.

Es sei ein komplexes System mit n Untersystemen vorgegeben. Die in jedem Untersystem technisch realisierbaren Lösungen können, wie in Tab. 1 dargestellt, zu einer Lösungsmenge Ln zusammengefasst werden. In jedem Untersystem sei die Anzahl der technisch realisierbaren Untersystemlösungen s_n. Für jedes Untersystem wird von den entsprechenden Spezialisten eine optimale Lösung $(ln)_{opt}$, unabhängig von den anderen Untersystemen, also auf der Untersystemebene selbst, aus den Untersystemlösungen s_n ausgewählt.

Die gesuchte Systemlösung setzt sich aus einer bestimmten Variation von jeweils n Untersystemlösungen zusammen. Es muss dies nicht die Zusammenfassung der unabhängig voneinander erarbeiteten optimalen Untersystemlösungen $(ln)_{opt}$ sein. Über den zu betreibenden Aufwand kann nur eine Minimalaussage gemacht werden, nämlich die, dass jeweils

Untersysteme (S.S.n)	Menge der möglichen Lösungen im Untersystem S.S.n (Ln)	Optimale Lösung für das spezifische Untersystem $(ln)_{opt}$
S.S.1	$L1 = \{11_1, 11_2, \ldots 11_{s_1}\}$	$(11)_{opt} \in L1$
S.S.2	$L2 = \{12_1, 12_2, \ldots 12_{s_2}\}$	$(12)_{opt} \in L2$
⋮		
S.S.n	$Ln = \{ln_1, ln_2, \ldots ln_{s_n}\}$	$(ln)_{opt} \in Ln$

Tabelle 1

$\sum_{u=1}^{n} u = n$ Untersystemlösungen zu einer Systemlösung zusammengefasst werden müssen.

Andererseits kann eine Maximalaussage über die gesamte Anzahl der möglichen Systemlösungen gemacht werden. Da im äussersten Fall alle verschiedenen Untersystemlösungen unter Berücksichtigung der Reihenfolge miteinander in Beziehung gebracht werden müssen, ist diese Anzahl offensichtlich gleich :

$$(n-2)! \prod_{u=1}^{n} s_u$$

Da das Eingangs- und das Ausgangsuntersystem im allgemeinen nicht permutiert werden kann, gilt (n-2)!

Aus den möglichen Systemlösungen wird mittels des Systemmodells durch iterative Rechnungen die optimale Systemlösung ermittelt.

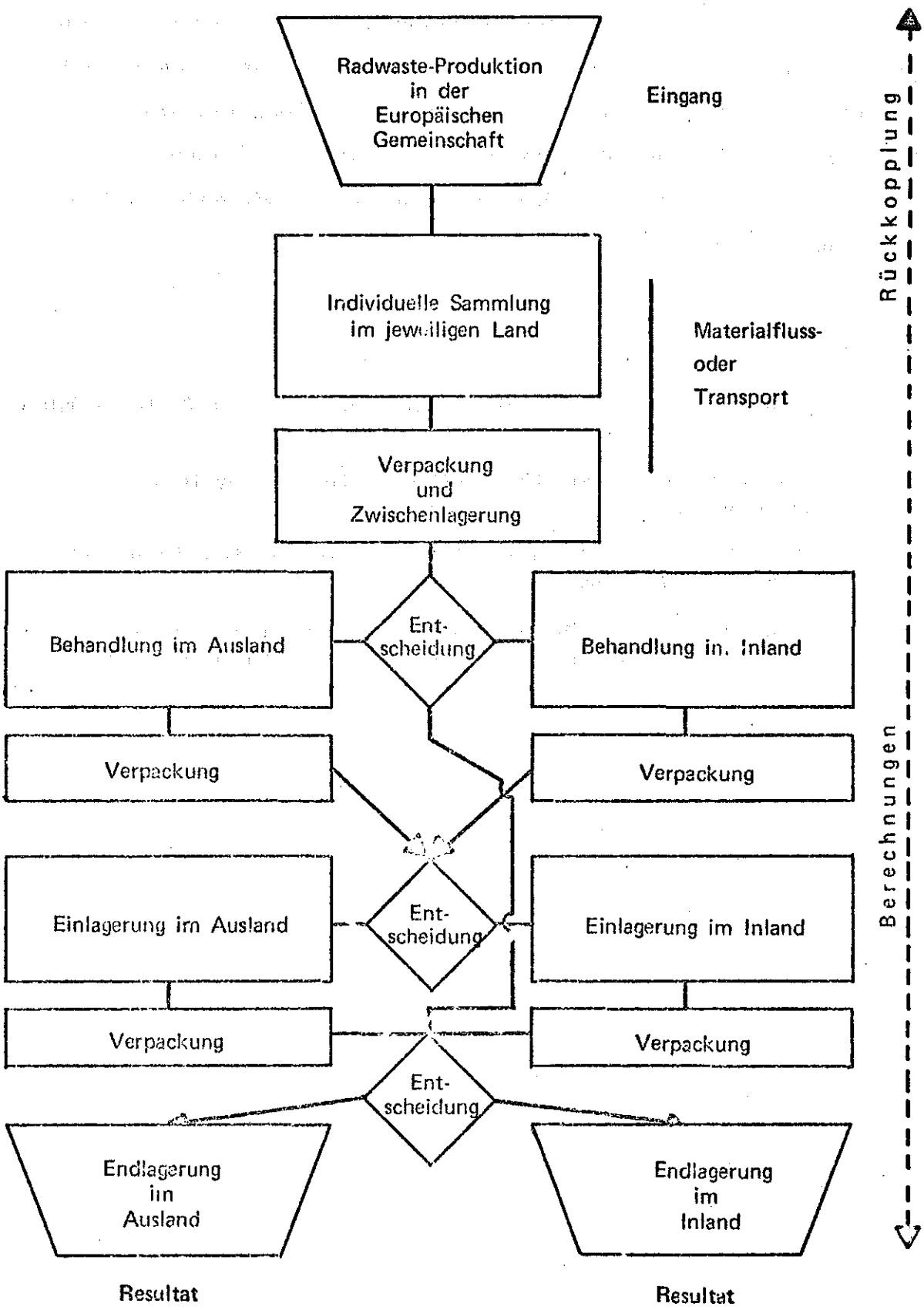
Ist n_{it} der Fächer der iterativ ermittelten annehmbaren Systemlösungen, so gilt damit allgemein:

$$1 \leq n_{it} < (n-2)\,!\ \prod_{u=1}^{n} s_u$$

Aus diesem Fächer der iterativ gewonnenen Lösungen für ein Entsorgungssystem kann das Management eine der Alternativen realisieren.

Im Prinzip kann ein Entsorgungssystem, welches über die Grenzen eines Landes hinausgeht, und wie es in Blockschema 3 dargestellt ist, mit denselben Methoden behandelt werden. Wegen der grösseren Komplexität dieses Systems erweitert sich auch der Fächer der akzeptablen Systemlösungen. Realität ist, dass sich Experten der Länder der Europäischen Gemeinschaft intensiv um die Koordinierung der Forschung bemühen. Dies führt auf der einen Seite zur schnelleren Verfügbarkeit von neuen Daten, auf der anderen Seite werden die singulären Probleme der einzelnen Länder von allen früher erkannt. Ungünstige geologische Verhältnisse in einem Land könnten es zum Beispiel verbieten dort Endlagerstätten zu schaffen, wie man sie sich heute vorstellt. Diese Tatsache könnte die Nutzung der Kernenergie dort in der Zukunft behindern oder gar verbieten, würde nicht ein anderes Land zur Überbrückung der Entsorgungsprobleme, wenigstens für einen bestimmten Zeitraum, einspringen. Die wirtschaftliche Verknüpfung innerhalb der Gemeinschaft gebietet dies ohnehin. Denkbar ist die Aufbereitung von abgebrannten Brennelementen fremder Herkunft, bei gleichzeitiger Übernahme der Entsorgung. Dies geschieht zwar schon heute, aber aus anderen Aspekten. Gemeinsame Forschung und systematisches Management könnten weiterhin zukünftige Lösungen hervorbringen, die bei gemeinsamer Finanzierung Teilprobleme lösen würden. Gedacht sei zum Beispiel an die Entsorgung der Aktinide mittels Raketen in Richtung Sonne.

Zum Wastemanagement auf europäischer Ebene gehören gleichermassen völkerrechtliche Fragen. Undenkbar wäre es, dass Radwaste



Blockschema für ein europäisches System des Managements radioaktiver Abfälle

Blockschema 3

einem anderen Land zum Beispiel in seine Seen oder Flüsse eingeleitet wird. Missstände wie die gegenseitige Umweltverschmutzung durch konventionelle Abfälle dürfen nicht aufkommen. Ein koordinierter Management der radioaktiven Abfälle auf internationaler Ebene dürfte wegen der inherenten Komplexität nur mit systemanalytischen Methoden zu bewältigen sein.

Literatur

(1) Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften G 1203 B, 16 NR. C4 v. 14.2.73, Seite 10

(2) Second European Meeting on Cybernetics and Systems Research - 1974; Wien 16 - 19. April 1974

(3) R.H. RUDWICK; "Systems Analysis for Effective Planning", John Wiley and Sons, New York, 1969

(4) G.M. JENKINS; "The Systems Approach", published in "System Behaviour" by Open University Press London, New York, 1972

ANNEX 1 - Vereinfachtes Beispiel für die systemanalytische Behandlung des Managements von Radwaste

Im Folgenden ist ein vereinfachtes Beispiel für die systemanalytische Behandlung des Managements von Radwaste dargelegt.

Im Blockschema 1 werden nicht alle Schritte für die Behandlung und Beseitigung der radioaktiven Abfälle dargestellt, welche bei der Bearbeitung und Handhabung des hochaktiven Materials auftreten. So sind Verluste an Spaltprodukten und Aktiniden nicht berücksichtigt. Zur Vereinfachung der Darstellung sind ausser dem Transport der Brennelemente vom Kernkraftwerk zum Zwischenlager, andere Transporte nicht aufgeführt.

Ebenso sind keine Variationen für Verglasung, Einlagerung, Brennelementherstellung, oder Verpackung usw. dargelegt. Prinzipiell gibt es für alle obengenannten Untersysteme mehr als eine Lösung.

Ein Blockschema, welches die obengenannten und hier vernachlässigten Untersysteme und Untersystem-Lösungsvarianten enthalten würde, ist wesentlich komplexer.

ANNEX 2

Unter-system	Benennung des Untersystems Anmerkungen	Physikalische Daten des Untersystems	Zeit nach der Bestrahlung	Ablauf	Rück-kopplung
A2	Akkumulation von Radwaste	Kernkraftwerk Leichtwasser Leistung 1000 MW_{el} 2853 MW_{th} Abbrand 25.000 MWd/t Betriebsdauer einer Kernladung 1237 d Brennstoffgewicht 128 t Anreicherung 2,2 - 2,6%		A2→B2	A2←J3
B2	Transport Per Schwertransporter über öffentliche Strassen	Entfernung Inland 500 km Ausland 1000 km Menge 1 Kernladung Zeitpunkt des Transportes Dauer des Transportes Inland 30 d Ausland 45 d	1a	B2→C2	
C2	Zwischenlagerung Ort- Brennelement lagerbecken der Aufbereitungsanlage			C2→D2	
D2	Aufbereitung	Menge 1 Kernladung Beginn der Aufbereitung Inland Ausland Ende der Aufbereitung Inland Ausland	 1,5a 2a 1,8a 2,3a	D2→E2	
E2	Entscheidung Es wird angenommen, dass die Unt. syst. E1, E3, F2 techn. möglich sind. Andere techn. Mögl. sind zu erwarten, siehe F3→D3			E2→E1 E2→E3 E2→F2	F2→E2

ANNEX 3

Unter-system	Benennung des Untersystems Anmerkungen	Physikalische Daten des Untersystems	Zeit nach der Bestrahlung	Ablauf	Rück-kopplung
E2	Fortsetzung von Annex 2 E2 ist in diesem Prozess der erste Knotenpunkt, von dem aus den vorhandenen Alternativen an Hand der Optimierungskriterien die systemoptimalen Lösungen ermittelt werden. Analog gilt dies für die anderen Entscheidungen.				
E1	Verglasung Ort-Aufbereitungsanlage	Ende der Verglasung Inland Ausland	 2a 2, 5a	E1→F1	
E3	Einlagerung Ort-Aufbereitungsanlage Unter Einlagerung wird verstanden, dass es sich um eine mittelfristige Lagerung handelt, die dazu dient Techniken abzuwarten, welche eine sichere Endlagerung garantieren.			E3→F3	
F2	Trennung Spaltprodukte/Aktinide Bei diesem Vorgang werden Radioisotope mit einer mittleren Halbwertzeit von etwa 40 a von denen mit einer von etwa 10.000 a getrennt.	Ende der Trennung Inland Ausland	 2a 2, 5a	F2→G2	F2→E2 F2←F3
F1	Entscheidung			F1→H1 F1→G1	F1←G3

ANNEX 4

Unter-system	Benennung des Untersystems Anmerkungen	Physikalische Daten des Untersystems	Zeit nach der Bestrahlung	Ablauf	Rück-kopplung
F3	Entscheidung			F3→F2 F3→G3	F3→D3
G2	Entscheidung			G2→G1 G2→H1 G2→H3 G2→H2	
G1	Einlagerung Ort-Aufbereitungsanlage			G1→H1	
G3	Verglasung Ort-Aufbereitungsanlage	Inland Ausland	5a 5a	G3→F1	
H3	Brennelement Herstellung Es werden Brennelemente hergestellt, welche in Kernreaktoren zum Zwecke der Transmutation der Aktinide beigeladen werden.	Ende der Brennelementherstellung Inland Ausland	 2, 5a 3a	H3→J3	
H2	Spezielle Verpackung und Abschirmung. Die Aktinide werden derart verpackt und abgeschirmt dass die Beförderung in einem bemannten Raumfahrtzeug akzeptabel ist.	Ende der speziellen Verpackung und Abschirmung Inland Ausland	 2, 5a 3a	H2→J2	
J2	Beförderung in Richtung Sonne. Mit einem Space-Shuttle sollen die speziell verpackten und abgeschirmten Aktinide zunächst auf eine Umlaufbahn von etwa 1000 km Abstand von der Erde befördert werden. Vom Space-Shuttle aus soll die Ladung mit einer Rakete in Richtung Sonne befördert werden. Die letzte Raketenstufe besitzt ein Ionentriebwerk oder chemischen Antrieb.	Zeitpunkt Herkunft aus dem Erzeugerland Herkunft aus einem Land, welches die Aufbereitung beziehungsweise H2 übernommen hat Ladung 100 kg	 3a 3, 5a		

ANNEX 5

Unter-system	Benennung des Untersystems Anmerkungen	Physikalische Daten des Untersystems	Zeit nach der Bestrahlung	Ablauf	Rück-kopplung
H1	Spezielle Verpackung. Die Aktinide werden derart verpackt, dass sie in einer Salzmine über geologische Zeiträume sicher gelagert werden können	Ende der Verpackung Herkunft von G1 Inland Ausland Herkunft von G2 Inland Ausland	 3, 5a 4a 3a 3, 5a	H1→J1	
J1	Endlagerung in Salzmine. Sichere Lagerung über geologische Zeiträume	Beginn der Lagerung Herkunft Inland Ausland	 4a 4, 5a		
J3	Transmutation im Kernreaktor Die Transmutation der Aktinide in Spaltprodukte ist nicht komplett. Als Radwaste fallen also Spaltprodukte und Aktinide an. Über Neutroneneinfang werden Aktinide höherer Atomgewichte erzeugt	Ende der Bestrahlung Inland Ausland	 6a 6, 5a		J3→A2

Beseitigung radioaktiver Abfälle

H.-Ch. B r e e s t, Bonn

Vortrag auf der FS-Jahrestagung
in Helgoland (September 1974)

Einleitung

Radioaktive Abfälle
Radioaktiver Zerfall
Beseitigung radioaktiver Abfälle
Isotopenanwendung, Landessammelstellen
Radioaktive Abfälle aus der Kerntechnik, Entsorgungssystem

Art, Behandlung und Menge radioaktiver Abfälle aus der Kerntechnik

Arten radioaktiver Abfälle
Behandlung radioaktiver Abfälle
Mengenanfall zu beseitigender radioaktiver Abfälle

Ausschluß radioaktiver Abfälle aus der Biosphäre

Allgemeines
Schwachaktive Abfälle
Mittelaktive Abfälle
Hochaktive Abfälle
- Alternativen
- Sicherstellung (Engineered Storage)
- Endlagerung im tiefen Salz

Stand in der Bundesrepublik
- Versuchsanlage Asse
- Spätere Routineendlagerung

Technisches Konzept für ein Gesamtsystem Entsorgung

Allgemeine Überlegungen
Konzept für die Bundesrepublik

Administrative Maßnahmen

Derzeitige Situation
Künftige Entwicklung

Einleitung

Radioaktive Abfälle

Unter radioaktiven (ra) Abfällen sollen ra Stoffe verstanden werden, die zu Abfall erklärt wurden oder die aus Strahlenschutzgründen geordnet beseitigt werden müssen. In der Regel entscheidet also der Inhaber einer Genehmigung zum Umgang mit ra Stoffen darüber, ob - und ggf. welche - ra Stoffe als ra Abfälle anzusehen und dementsprechend zu beseitigen sind; es ist jedoch nicht ausgeschlossen, daß ra Stoffe, die - aus welchen Gründen auch immer - noch nicht zu ra Abfall erklärt wurden, aus Strahlenschutzgründen von Amts wegen zu ra Abfall erklärt und somit einer entsprechenden Beseitigung zugeführt werden.

Radioaktiver Zerfall

Die Radioaktivität, d.h. der Kernzerfall unter Strahlenemission, ist für jedes Radionuklid eine spezifische, naturgegebene und durch nichts beeinflußbare Eigenschaft (lediglich durch erzwungene Kernumwandlung können Radionuklide vernichtet werden, wobei allerdings in der Regel andere ra Nuklide entstehen). Eine Vernichtung, d.h. eine Beseitigung der Radioaktivität im strengen Sinne des Worts gibt es also gar nicht; es bleibt nur die Möglichkeit, den natürlichen Zerfall abzuwarten. Der Zeitablauf des naturgesetzlichen Abklingens wird durch die sogenannte Halbwertszeit $T_{1/2}$*) bestimmt; zur Veranschaulichung dient die Feststellung: nach 1o Halbwertszeiten ist die Radioaktivität auf ca. 1 ‰ abgeklungen

$$\left(\left(\frac{1}{2}\right)^{10} = \frac{1}{2^{10}} = \frac{1}{1.024} \approx \frac{1}{1.000} = 1\,‰ \right).$$

Beseitigung radioaktiver Abfälle

Zweck einer geordneten Beseitigung ra Abfälle ist es, eine Strahlengefährdung des Menschen oder seiner Umwelt zu verhin-

---

*) Nach $T_{1/2}$ ist die Hälfte der betrachteten, anfangs vorhandenen Radionuklide zerfallen, d.h. die Radioaktivität des betrachteten radioaktiven Stoffes ist nach $T_{1/2}$ auf die Hälfte abgeklungen.

dern. In diesem Sinne bedeutet "Beseitigung" ra Abfälle einen zum Abklingen der Radioaktivität auf harmlosen Intensität hinreichend langen, sicheren und zuverlässigen Ausschluß ra Abfälle aus der Biosphäre.

Isotopenanwendung, Landessammelstelle

Einzelne - natürlich wie künstliche - Radionuklide finden gezielte Anwendung in Medizin, Forschung und Technik (z.B. als Tracer, Prüfstrahler, Bestrahlungsquellen, in Nuklidbatterien ...). Sowohl bei der Herstellung derartiger Strahlenquellen als auch nach Beendigung ihres bestimmungsgemäßen Einsatzes entstehen ra Abfälle aus dieser Isotopenanwendung. Die Beseitigung derartiger ra Abfälle wird bereits mit der Umgangsgenehmigung durch die Auflage zur Ablieferung an eine sogenannte Landessammelstelle geregelt.

Radioaktive Abfälle aus der Kerntechnik, Entsorgungssystem

Wenngleich die Zahl der Isotopenanwender sehr groß ist, so entstehen die mengen- und aktivitätsmäßig beherrschenden Probleme hinsichtlich ra Abfälle aber bei der technischen Nutzung der Kernspaltungsenergie. Die folgenden Ausführungen konzentrieren sich deshalb auf die Beseitigung ra Abfälle aus der Kerntechnik, insbesondere der in den nächsten Jahrzehnten noch maßgeblichen Leichtwasserreaktor (LWR)-Kraftwerke mit zugehörigem Brennstoffkreislauf. Mit einem befriedigenden Entsorgungssystem für die Kerntechnik dürften auch die Abfallprobleme aus der Isotopenanwendung gelöst sein.

Arten radioaktiver Abfälle

In der Kerntechnik entstehen unvermeidbar ra Abfälle, insbesondere

- Aktivierungsprodukte (AP; β,γ-Strahler infolge Bestrahlung)
- Spaltprodukte (SpP; mittelschwere β,γ-Strahler)
- Aktiniden (Akt; β,γ - oder α,γ-Strahler, im wesentlichen Uran (U)- und Transuranisotope infolge Neutroneneinfangs und anschließenden radioaktiven Zerfalls)
- kontaminierte Gegenstände (verunreinigt mit AP, SpP oder Akt).

Die Art, Aktivität und Menge der ra Abfälle aus der Kerntechnik sowie ihre jeweilige Behandlung sind je nach Entstehung sehr unterschiedlich. In der Bundesrepublik mit ihrer bereits bestehenden und geplanten Kerntechnik spielen folgende Beiträge eine wesentliche Rolle:

a) Produktionsrückstände aus der Brennelement (BE)-Fabrikation: Kernbrennstoff (KBSt)-haltig und deshalb α-Waste

b) Betriebsabfälle aus Kernkraftwerken (KKW): aktivierte und SpP-kontaminierte Konzentrate und Festabfälle, der sogenannte α-freie KKW-Waste (abgebrannte BE zählen nicht zum KKW-Waste!)

c) Abfälle aus der Wiederaufarbeitung (WA) abgebrannter BE; hier sind hauptsächlich folgende Wastesträme zu unterscheiden:
   - Festabfälle aus dem Anlagenbetrieb (z.B. Filtereinsätze) und kontaminierte Geräte: im wesentlichen β,γ-Strahler;
   - Brennstabhüllrohr- und BE-Strukturteile (z.B. Abstandshalter) aus der mechanischen BE-Zerlegung im sogenannten Headend; aktivierte, SpP- und Akt-kontaminierte Festabfälle, der sogenannten α-haltige Headend-Waste;
   - ra verunreinigte schwach- bis mittelaktive Abfälle aus der Pu- und der Lösungsmittelreinigung: sogenannte α-kontaminierte Prozeßabfälle;
   - hochaktive SpP-Lösungen des 1.Extraktionszyklus (Trennung von SpP und KBSt), die jedoch noch mit Akt und somit auch α-verunreinigt sind: sogenannter SpP-HLW (High Level Waste)

Im Falle einer Isolierung einzelner Isotope wie z.B. Caesium und Strontium aus der SpP-Lösung oder Krypton-85, Jod und Tritium aus der Abgasreinigung entstünden weitere Abfallarten, auf die jedoch hier nicht näher eingegangen wird.

Auch bei anderen Schritten des Kernbrennstoffkreislaufs entstehen ra Abfälle wie etwa beim U-Erzbergbau, bei der U-Erzaufbereitung, bei der Konversion zu anreichungsfähigem U-Hexafluorid (UF_6) und bei der U-Anreicherung.

In der Bundesrepublik fallen derartige ra Abfälle aber nicht in nennenswertem Umfang an; eine Berücksichtigung in den weiteren Betrachtungen kann deshalb entfallen.

Schließlich werden bei der Demontage stillgelegter kerntechnischer Anlagen (heute noch keine maßgebliche Bedeutung) sogenannte Stillegungsabfälle anfallen. An der Lösung dieses Problems wird bereits gearbeitet, aussagekräftige und belastbare Ergebnisse liegen aber noch nicht vor.

Behandlung radioaktiver Abfälle

Die anfallenden ra Abfälle müssen zunächst in eine lagerfähige Form überführt, d.h. entsprechend behandelt (man sagt: konditioniert) werden, bevor eine Elimination aus der Biosphäre möglich ist. Die entsprechenden Behandlungsverfahren hängen dabei von der Art der Abfälle und von der vorgesehenen Beseitigungsmethode ab; in diesem Zusammenhang spielen auch geographisch und strahlenschutzrechtlich unterschiedliche Gegebenheiten in den einzelnen Ländern eine Rolle. So sind weder die Behandlungsverfahren, noch die Beseitigungsmethoden, ja nicht einmal die Abfallklassifizierungen weltweit einheitlich (was of zu "public acceptance-Problemen" führt!), wenngleich das Schutzziel - Ausschluß ra Abfälle aus der Biosphäre - wohl überall vergleichbar hoch gesteckt ist.

In der Bundesrepublik - und das gilt praktisch für alle Länder - wird zur Endlagerung in jedem Falle eine verfestigte oder zumindest in dauerhafte, feste Behälter verpackte Form der ra Abfälle vorausgesetzt. Besondere Probleme treten hier bei den hochaktiven Abfällen auf, bei denen neben der hohen Radioaktivität auch noch die damit verbundene Zerfallswärme beherrscht werden muß; das gilt sowohl hinsichtlich der Behandlungsverfahren und Abfallprodukteigenschaften als auch im Hinblick auf die Beseitigungsmethoden.

Für schwach- bis mittelaktive Abfälle *) wird allgemein ein Vergießen mit Beton oder Bitumen in Stahlfässern, ggf. mit zusätzlicher Abschirmschicht, praktiziert. Die Stahlfässer von ca. 2oo l Volumen werden anschließend, ggf. in besonderen Abschirmbehältern, zur Endlagerung transportiert (siehe nächsten Abschnitt).

Dieses Verfahren gilt insbesondere auch für die Produktionsrückstände aus der BE-Fabrikation und für die KKW-Betriebsabfälle.

Z.Zt laufen Untersuchungen darüber, ob möglicherweise auch eine "Flüssigkeitsbeseitigung mit anschließender Selbsterstarrung im Endlager" in Frage kommen könnte; hierbei spielen vor allem ökonomische Überlegungen eine wesentliche Rolle.

Die Behandlung hochaktiver Abfälle, die in größerem Umfang erst nach der Inbetriebnahme großer WA-Anlagen anfallen werden, ist Gegenstand weltweiter, intensiver Forschungs- und Entwicklungsarbeiten. Die diskutierten Alternativen reichen von der Langzeit-Flüssiglagerung bis hin zur Sofort-Verfestigung, wobei wiederum sehr unterschiedliche Verfestigungsverfahren und -produkte untersucht werden, z.B.:

- Kalzinierung zu Pulver oder Feingranulat
- Kalzination und Einschmelzen in Glasperlen oder Glasblöcke
- Einbetten des Kalzinats oder der Glasperlen in metallische Matrix
- Einbringen in hochbeständige Keramik.

Bei den Untersuchungen stehen die Strahlenbeständigkeit und die Auslaugresistenz sowie die Beladbarkeit mit SpP (SpP-Anteil) der Produkte im Vordergrund.

---

*) in der Bundesrepublik gilt grob folgende Einteilung:
schwachaktiv: < 1 Ci/m^3
mittelaktiv: $1 - 10^4$ Ci/m^3
hochaktiv: $> 10^4$ Ci/m^3, wärmeentwickelnd

In der Bundesrepublik konzentrieren sich die Bemühungen auf folgendes Konzept:

a) mehrjährige Tanklagerung der bei der BE-WA anfallenden SpP-Lösungen; dabei klingt die Aktivität auf unter 1o % ab

b) Eindampfen der so abgeklungenen SpP-Lösungen zu Konzentrat, das anschließend kalziniert und zu Borosilikatglasblöcken verschmolzen sowie edelstahlgehüllt wird

c) weitere Abklinglagerung der gehüllten Glasblöcke bis zur Endlagerung.

Andere aussichtsreiche Verfahren sind die Einbettung von SpP-beladenen Phosphatglasperlen in Metallmatrix und Herstellung SpP-beladener Keramiken.

Mengenanfall zu beseitigender radioaktiver Abfälle

Eine Abschätzung des künftigen Mengenanfalls ra Abfälle aus der Kerntechnik ist nur ganz grob möglich, nicht zuletzt wegen des entscheidenden Einflusses der Einteilung in Abfallkategorien und der jeweils anderen Behandlungsverfahren sowie der zum Einsatz kommenden Reaktortypen, die sich bei der schnellen Entwicklung der Kerntechnik alle noch maßgeblich verändern können. Die folgende tabellarische Übersicht kann deshalb lediglich zur Kennzeichnung der Größenordnungen dienen; die zugrunde liegende Kernenergiewirtschaft von 5o.ooo MWe LWR-Kraftwerkskapazität mit Pu-Rückführung entspricht den Erwartungen in der Bundesrepublik für die Zeit um 1985:

LWR-Kerntechnik mit Pu-Rückführung		schwach [m³/a] < 1 [Ci/m³]	mittel [m³/a] 1 - 10⁴ [Ci/m³]	hoch [m³/a] >10⁴ [Ci/m³] Zerfallswärme	Typ
BE-Fabrik. 1.500 jato	1.300 jato U-KBSt	60			α
	200 jato U,Pu-KBSt		600		α,β
KKW-Betrieb 50.000 MWe	Filter,Konzentrate...	5.000			β
	Harze, ...		70		β
BE-Aufarbeitung 1.500 jato	Filter, Geräte ...		650		β
	BE-Hüllen,Strukturteile			700	(α)β
	Prozeßabfälle	5.000	5.000		(α)β
	SpP			125	(α)β

In einer Gesamtschau sollten die schwachaktiven (ca. 1000 m^3/a) und mittelaktiven (ca. 25o m^3/a) Abfälle aus den Kernforschungszentren nicht fehlen; der Anfall hochaktiver Abfälle ist dort vernachlässigbar. Die Abfallmengen aus der Isotopenanwendung sind auch nur vergleichsweise gering.

Ausschluß aus der Biosphäre

Allgemeines

Die jeweils vorzusehenden Maßnahmen zur Beseitigung ra Abfälle hängen von der Abfallart und der beabsichtigten Methode ab.

In einigen Ländern wurde und wird z.T. heute noch bei schwachaktiven Abfällen eine Ableitung in Oberflächen- oder Küstengewässer oder ein Versickern oder Vergraben im Boden praktiziert. In der Bundesrepublik wurde von Anfang an eine strengere Regelung vorgeschrieben, eine Ableitung in Wässer oder ein Vergraben ist nicht erlaubt. Mitte der 6oer Jahre erwarb der Bund das stillgelegte Salzbergwerk Asse bei Wolfenbüttel und rüstete

es zu einer Versuchsanlage zur Entwicklung und Erprobung von Endlagerungsmethoden im tiefliegenden Salz um. In gestaffelten Versuchsprogrammen wurden und werden dort für schwach-, mittel- und hochaktive Abfälle geeignete Endlagerungstechniken untersucht; besonderes Interesse gilt dabei den Problemen, die mit der Handhabung wärmeentwickelnder Hochaktivabfälle verbunden sind.

Schwachaktive Abfälle

Die in Stahlblechfässer verpackten schwachaktiven Abfälle werden in der Bundesrepublik im Rahmen eines Großversuchsprogramms in die Asse eingelagert; in jeder der vielen Abbaukammern finden einige tausend 2oo-l-Fässer Platz. Ich möchte hier nicht näher in Einzelheiten gehen, da diese Fragen in einem anderen Beitrag (Dr. Kühn, GSF) behandelt werden.

Es sei hier aber noch erwähnt, daß für schwachaktive Abfälle auch eine Versenkung im Meer möglich und zweckmäßig sein könnte; internationale Vereinbarungen (Londoner Konvention von 1972) gestatten u.U. nach sorgfältiger Abschätzung der Notwendigkeit und Umweltbeeinflussung einer Versenkungsaktion und bei Erfüllung bestimmter Konditionen wie z.B.

- Mengenbegrenzung, Mindestdichte der Abfälle
- Behälteranforderungen
- Lage und Mindesttiefe des Versenkungsgebiets
- internationale Überwachung

eine solche Beseitigung.

Mittelaktive Abfälle

Die Beschaffenheit, Vorbehandlung und Verpackung mittelaktiver Abfälle sind denjenigen für schwachaktive Abfälle sehr ähnlich. Die höhere Radioaktivität bedingt jedoch größere Abschirmung bei der Manipulation und Einlagerung.

In der Bundesrepublik wird deshalb eine Endlagermethode entwickelt, die der Endlagerung schwachaktiver Abfälle im

tiefen Salz weitgehend entspricht. Die Endlagerkammer für mittelaktive Abfälle in der Versuchsanlage Asse ist jedoch aus Strahlenschutzgründen so angeordnet, daß ein Betreten der Endlagerkammern erst nach umfangreichen bergmännischen Arbeiten möglich wäre.

Hochaktive Abfälle

Wenngleich die Menge hochaktiver Abfälle vergleichsweise gering ist, so stellen gerade diese Abfälle wegen ihres weitaus größeren Gefährdungspotentials das entscheidende Problem dar.

Zur Beseitigung, d.h. zum Ausschluß hochaktiver Abfälle aus der Biosphäre sind viele Möglichkeiten denkbar. Die wohl intensivsten Untersuchungen über Alternativkonzepte, ihre technische, strahlenschutz- und sicherheitsmäßige Durchführbarkeit sowie ihre Wirtschaftlichkeit wurden in den letzten Jahren in den USA durchgeführt. die wichtigsten Beiträge stammen aus dem Oak Ridge National Laboratory (ORNL), das sich u.a. insbesondere mit der Einlagerung hochaktiver Abfälle im tiefen Salz beschäftigt, und aus dem Hanford-Zentrum, wo die Atlantic Richfield Hanford Corporation (ARCHO) die Möglichkeiten einer rückholbar ausgelegten oberirdischen Lagerung (sogenannte Retrievable Surface Storage Facility (RSSF); kurz: Engineered Storage) und das Battelle Northwest Laboratory (BNWL) alle anderen denkbaren Alternativen untersuchten.

Während das Engineered Storage und die Einlagerung ins tiefe Salz als Kurzzeitalternativen zu sehen sind, stellen die anderen, von BNWL untersuchten Möglichkeiten allenfalls Alternativen dar, die erst nach sehr eingehenden und aufwendigen Untersuchungen und deshalb erst in fernerer Zukunft in Frage kommen könnten. Dennoch sei nachfolgend eine Übersicht dieser Langzeitalternativen gegeben:

a) Elimination
   - Umwandlung in kürzerlebige oder stabile Nuklide durch Bestrahlung, die sogenannte Transmutation
   - Schuß in eine Sonnenumlaufbahn oder in die Sonne bzw. in den tieferen Weltraum (extraterrestrisches Verbringen); hierbei ist insbesondere an die extrem langlebigen Transurane gedacht.

b) Beseitigung in geologischen Formationen (ausgenommen in Salz, da keine Langzeit-, sondern Kurzzeitalternative)
   - in gesohlten, bergmännisch oder durch Nuklearexplosionen erstellten Kavernen; einen Sonderfall bildet die Flüssigeinlagerung mit in-situ-Matrixbildung infolge Aufschmelzens (hohe Zerfallswärme) und spätererWiedererstarrung des umgebenden Gesteins
   - in extremen Tiefbohrungen bis zu ca. 15 km
   - in stillgelegten Bergwerken.

c) Lagerung unter dem Meeresgrund (die Versenkung hochaktiver Abfälle im Meer ist aufgrund internationaler Vereinbarungen (Londoner Konvention von 1972) ausgeschlossen)
   - in Bereichen schneller Sedimentation
   - in Tiefseegräben
   - in tektonisch beruhigten Zonen
   - in Zonen, wo sich Kontinentalschollen auf den Meeresboden aufschieben und diesen in die Tiefe des Erdinnern drücken.

d) Lagerung in polaren Eiskappen (Südpol oder Grönland)
   - durch Selbstversenkung
   - durch verankerte Einlagerung
   - durch eine Art Engineered Storage auf der Eisoberfläche.

Als kurzfristige Lösungen kommmen jedoch aus heutiger Sicht nur eine zeitlich begrenzte, ständig überwachte und gewartete Lagerung, d.h. eine Sicherstellung an der Erd-

oberfläche (Engineered Storage; nur Zwischenlösung) oder eine Einlagerung im tiefliegenden Salz in Frage (Endlagerung).

Die wesentlichen Eigenschaften des tiefliegenden Salzes, die von entscheidender Bedeutung für die Auswahl dieses Konzepts waren, sind:

- ausreichende Vorkommen in tektonisch beruhigten Zonen (in der Bundesrepublik der norddeutsche Raum)
- Trockenheit des Salzes, d.h. sichere Isolierung gegenüber wasserführenden Schichten (sonst gäbe es keine Salzvorkommen!) und außerdem in jedem Fall unterhalb des Nutzwasserspiegels
- plastisches Verhalten (sofortige Abdichtung sich ggf. bildender Risse)
- gute Wärmeleitfähigkeit (Ableitung der Zerfallswärme).

Diese Eigenschaften lassen eine ausreichend lange Standsicherheit eines Endlagers und Isolierung der eingelagerten ra Abfälle gegenüber der Biosphäre erwarten.

Stand in der Bundesrepublik

In der Bundesrepublik liegen durch den Betrieb der Versuchsanlage Asse bereits mehrjährige Erfahrungen mit der Einlagerung schwach- bis mittelaktiver Abfälle vor. Seit 1967 wurden fast 4o.ooo Fässer mit schwachaktiven Abfällen und seit 1972 versuchsweise auch schon rd. 35o Fässer mit mittelaktiven Abfällen eingelagert; z.Zt. wird ein umfangreiches Programm zur Vorbereitung der frühestens Ende der 7oer Jahre erwarteten Hochaktiv-Versuchseinlagerung*) durchgeführt. Wir können aufgrund der bisher recht positiven Ergebnisse und Erfahrungen mit der Tieflagerung im Salz zuversichtlich davon ausgehen, daß für die Einrichtung eines Routine-Endlagers in "jungfräulichem" Salz rechtzeitig alle erforderlichen Kenntnisse verfügbar sein werden.

---

*) In einem späteren Beitrag wird Herr Dr. Kühn von der Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung, der Betreiberin der Versuchsanlage Asse, hierüber ausführlich berichten.

Technisches Konzept für ein Gesamtsystem Entsorgung

Allgemeine Überlegungen

Die Entsorgung der Kerntechnik umfaßt bis zur Endlagerung der konditionierten Abfälle zahlreiche Schritte, die alle mit einer Manipulation der z.T. hochaktiven Abfälle verbunden sind und deshalb ein nicht geringes Gefährdungspotential beinhalten; das gilt auch für die zwischen den einzelnen Schritten ggf. erforderlichen Transporte.

An jedem 1000 MWe-LWR-Kraftwerk sind beim jährlichen BE-Wechsel rd. 5.10^3 MCi zu handhaben, die bis zur BE-WA zwar schon abklingen, bei der Konzentration in einer 1.500 jato-WA-Anlage jedoch wieder rd. 7.10^3 Ci/a ergeben und einige Jahre später im SpP-HLW noch immer rd. 10^3 MCi/a umfassen.

Eine geplante - weil notwendige - Nutzung der Kernenergie im großen Maßstab setzt voraus, daß nicht nur KKW sicher betrieben und ausreichend mit KBSt versorgt werden können, sondern daß auch und insbesondere eine funktionierende Entsorgung mit der Beherrschung der z.T. langzeitigen Probleme ra Abfälle gewährleistet ist. Ziel aller Bemühungen in dieser Richtung ist ein zuverlässiger Schutz des Menschen und seiner Umwelt vor den potentiellen Gefahren; das gilt sowohl bezüglich der Strahlengefahr (Strahlenschutz) als auch im Hinblick auf die Gefährdungen infolgen Entwendung ra Materials zum Zwecke mißbräuchlicher Verwendung (Sicherung). Es liegt auf der Hand, daß eine Konzentrierung der gesamten Kerntechnik (Versorgung, d.h. KBSt- bzw. BE-Herstellung; KKW-Betrieb; Entsorgung, d.h. BE-WA und Beseitigung ra Abfälle) an möglichst wenigen und dann entsprechend gesicherten Standorten große Vorteile böte; dabei spielt das anfallende Transportaufkommen eine maßgebliche Rolle. Der uneingeschränkten Verwirklichung eines solchen Konzepts (sogenannter Nuklearparks) steht jedoch eine Reihe von Gründen - technischer, ökonomischer, ökologischer und auch sicherheitspolitischer Art - engegen; einige dieser Gründe sind:

- Die Standortanforderungen für KKW und Einrichtungen des Kernbrennstoffkreislaufs sind z.T. extrem verschieden wie z.B.

  Kühlwassererfordernis für KKW und
  Ausschluß ra Abfälle aus der Biosphäre (etwa Wasser)

  oder

  Verbrauchernähe der KKW und
  Abgeschiedenheit der WA-Anlage.

- Eine wirtschaftliche WA-Anlage erfordert einen Jahresdurchsatz von ca. 1.5oo t abgebrannter BE, d.h. sie entsorgt rd. 5o.ooo MWe bzw. rd. 4o - 5o Großkernkraftwerke. Eine solche Anhäufung von Kraftwerken an einem Ort erscheint jedoch weder vom Energieversorgungsbedarf her noch aus Sicherheitsgründen sinnvoll.

Andererseits bietet eine weitestgehende Konzentration unbestreitbar gewisse Vorteile und wäre deshalb wünschenswert.

Konzept für die Bundesrepublik Deutschland

Die zuständigen Bundesministerien (insbesondere BMFT und BMI) erarbeiten deshalb z.Zt. ein System, das diese Gesichtspunkte berücksichtigt. Es könnte mit dem Stichwort "Kernbrennstoffkreislaufpark" charakterisiert werden. An einem Standort sollten danach Lagerbecken für abgebrannte BE, die BE-WA, die Rückführung der dabei gewonnenen KBSt - insbesondere die Pu-Verarbeitung - und die Beseitigung ra Abfälle erfolgen. Der integral gesicherte Standort sollte also für die Endlagerung der ra Abfälle geeignet sein, d.h. über geeignetem Tiefensalz liegen, und ausreichend Platz bieten, um wenigstens eine BE-WA-Anlage, eine Pu-Verarbeitungsanlage und ggf. eine Engineered-Storage-Anlage für Hochaktivabfälle unterzubringen.

Für die schwach- bis mittelaktiven Abfälle könnte auf der Basis der Erfahrungen in der Versuchsanlage Asse am Ort eine unmittelbare Endlagerung verwirklicht werden. Die

jährlichen Transporte durch den Zaun um diesen Standort hindurch würden sich dann auf die rd. 1.500 t abgebrannte BE hinein und nur ca. 200 t Pu-haltige BE hinaus begrenzen; alle anderen Transporte fänden "hinter dem Zaun", d.h. innerhalb des abgesicherten Geländes statt. Dabei böte sich noch die Möglichkeit, die sonst erforderlichen Manipulationen weitgehend durch fernbediente Transportsysteme wie Rohrleitungen mit Pumpstationen (statt verpacken, aufladen, transportieren, entladen und auspacken) zu ersetzen. Das Fassungsvermögen des Abfallbeseitigungssystems könnte groß genug ausgelegt werden, um auch ra Abfälle externer Einrichtungen, wie etwa α-haltige Abfälle aus BE-Fabriken, mit aufzunehmen.

Mit gezielten Untersuchungen von Einzelfragen sollen in den nächsten Jahren die Voraussetzungen dafür geschaffen werden, dann rechtzeitig ein optimales Gesamtsystem zur Entsorgung der Kerntechnik aufzubauen.

Für die hinsichtlich der Sicherheitsanforderungen andersartigen, α-freien KKW-Abfälle wäre ein davon unabhängiges Endlagersystem denkbar, das u.U. auch zur Aufnahme der in den Landessammelstellen anfallenden ra Abfälle ausgelegt werden könnte.

Im Sinne des Verursacherprinzips ist daran gedacht, daß über entsprechende Einlagergebühren die Kosten für die Bereitstellung und den Betrieb der Lagereinrichtungen (allerdings ohne Langzeitprämie für Haftungs-Versicherung; statt dessen Staatshaftung) abgedeckt werden.

Administrative Maßnahmen

Derzeitige Situation

Die Beseitigung ra Abfälle ist in der Bundesrepublik durch § 42 der derzeit gültigen Fassung der Ersten Strahlenschutzverordnung (1.SSVO), im Falle KBSt-haltiger Abfälle in Verbindung mit § 6 des Atomgesetzes (AtG) geregelt. § 42 (1) ermöglicht zwei Alternativen:

- Ablieferung an eine Landessammelstelle
- nach § 3 der 1. SSVO genehmigungspflichte andere Art der Sicherstellung oder Beseitigung (z.B. Einlagerung in die Versuchsanlage Asse).

Die zuständigen Genehmigungsbehörden können nach § 42 (2) unter bestimmten Voraussetzungen auch eine Behandlung wie gewöhnliche, nicht ra Abfälle zulassen. Im übrigen ist eine Reihe international gültiger Richtlinien und Empfehlungen zu beachten.

Künftige Entwicklung

Diese Regelung von vor rd. 15 Jahren ist im Prinzip auch heute noch ausreichend. Im Licht der langjährigen Erfahrungen und der umfangreichen Entwicklungen auf dem Gebiet der Behandlung und Beseitigung ra Abfälle sowie unter Berücksichtigung der internationalen Bemühungen zur Harmonisierung erscheint es aber zweckmäßig, die regulatorischen Maßnahmen zu verfeinern. Diesem Bedürfnis soll bei der bevorstehenden Neuformulierung der SSVO Rechnung getragen werden. Die vorgesehenen Regelungen werden dem derzeitigen und absehbaren Entwicklungsstand der Kerntechnik angemessen sein.

Eine noch weitergehende Anpassung durch eine Novellierung des Atomgesetzes ist in Vorbereitung. Hier ist an eine international abgestimmte Regelung der Verantwortlichkeiten gedacht. Die Überlegungen konzentrieren sich dahin, die BE-WA und die Abfallkonditionierung sowie die ggf. erforderlichen Transporte in der Verantwortlichkeit der Privatwirtschaft zu lassen, die Langzeit-Sicherstellung (z.B. Engineered Storage) und die Endlagerung der ra Abfälle jedoch unter staatliche Verantwortung - wahrscheinlich des Bundes - zu stellen. Bei diesen Überlegungen spielen Sicherheits- und Schutzüberlegungen sowie die damit verbundenen international abgestimmten Haftungsfragen eine ausschlaggebende Rolle.

Für die fernere Zukunft wäre es denkbar, daß die Beseitigung ra Abfälle einmal international organisiert und betrieben wird. Bei den Europäischen Gemeinschaften, bei der Kernenergieagentur (Nuclear Energy Agency, NEA) der Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (Organisation for Economic Co-operation and Development, OECD) und bei der Internationalen Atombehörde (International Atomic Energy Agency, IAEA) sind entsprechende Diskussionen bereits im Gang. Vorerst jedoch, d.h. während der absehbaren Zukunft wird die Beseitigung ra Abfälle eine national zu lösende Aufgabe bleiben. In der Bundesrepublik können wir zuversichtlich davon ausgehen, diese Aufgabe rechtzeitig und zufriedenstellen, d.h. für die Öffentlichkeit akzeptierbar zu lösen.

Aus dem Institut für Medizinische Statistik, Dokumentation und Datenverarbeitung der TU München
(Vorstand: Prof. Dr. med. H.-J. Lange)

und dem Institut für Medizinische Datenverarbeitung der Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung
(Leiter: Prof. Dr. med. H.-J. Lange)

PROBLEME UND LÖSUNGSANSÄTZE BEI DER STATISTISCHEN PLANUNG UND AUSWERTUNG EPIDEMIOLOGISCHER STUDIEN *

(H.-J. Lange und A. Neiß)

---

* Vortrag, gehalten auf der Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz 1974

1. Einleitung

Unter Epidemiologie versteht man bekanntlich seit langem nicht mehr nur die Lehre von der Verbreitung ansteckender Krankheiten; Epidemiologie im modernen Sinn ist vielmehr die Lehre von der Verbreitung aller Krankheiten, insbesondere auch der chronischen, und die Erforschung der Bedingungen, die bei der Krankheitsentstehung eine Rolle spielen. Sachverhalte, die aufgrund von Vorbeobachtungen als krankheitsbedingend verdächtigt werden, insbesondere wenn man sie zum erforschenden Gegenstand einer epidemiologischen Untersuchung erhebt, werden als "Faktoren" bezeichnet. Falls ein statistischer Zusammenhang zwischen einem Faktor und einer Krankheit durch epidemiologische Untersuchungen nachgewiesen werden kann, spricht man von einem "Risikofaktor". Risikofaktoren können, aber müssen nicht, kausale oder ätiologische Faktoren sein (Bsp.: gelbe Finger des Kettenrauchers und Bronchialcarzinom). Aber auch Risikofaktoren, die nicht kausaler Natur sind, können für die Prognose*) oder die Prädikation**) im Hinblick auf eine später auftretende oder später manifest werdende Krankheit von Bedeutung sein (z.B. Cholesterinerhöhung im Hinblick auf das spätere Auftreten eines Herzinfarktes).

---

*) Prognose ist die Vorhersage des Verlaufes einer manifesten Krankheit;

**) Unter Prädikation soll hier die Vorhersage des späteren Auftretens einer Erkrankung verstanden werden.

Ein kausaler oder ätiologischer Faktor liegt vor, wenn ohne ihn eine Krankheit im allgemeinen nicht eintritt, oder neben ihm andere Faktoren in ihrer Wirkung stark zurücktreten (z.B. Quarz-Staub-Exposition und Silikose). Es ist ferner zu unterscheiden zwischen endogenen Faktoren (z.B. Hypertonie im Hinblick auf eine Arteriosklerose) sowie exogenen Faktoren (z.B. Strahlen-Exposition im Hinblick auf Mißbildungen).

In der klassischen Epidemiologie der Infektionskrankheiten genügten Ansätze zur Untersuchung eines Faktors und einer Krankheit. Chronische Krankheiten sind meist multifaktoriell bedingt. Diesbezügliche Studien müssen daher meist eine Vielzahl von Merkmalen erfassen. Die Auswertung großer Datenmassen ist zwar durch die EDV technisch möglich; bringt jedoch vom statistischen Standpunkt aus gesehen große Schwierigkeiten mit sich (z.B.: Bei Durchführung von 1000 univariaten statistischen Tests bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5% sind durchschnittlich 50 falsch signifikante Ergebnisse zu erwarten). Es sollen im folgenden Modelle zur Auswertung von epidemiologischen Studien betrachtet werden, in denen der Zusammenhang zwischen einer Reihe von Faktoren und dem Auftreten einer bestimmten chronischen Krankheit untersucht wird.

Ein Beispiel ist etwa die Framingham-Studie, in der z.B. der Zusammenhang zwischen Zigarettenkonsum, Triglyceridspiegel im Blut und Blutdruck einerseits und das Auftreten einer koronaren Herzerkrankung andererseits untersucht wird. Es handelt sich also im folgenden um sogenannte Längsschnittuntersuchungen oder Longitudinalstudien, bei denen im Gegensatz zur Querschnittuntersuchung jede Person mehrmals untersucht wird, wobei die Ermittlung eines für die Fragestellung relevanten Zustandes oder Ereignisses (z.B. des Todes) im Untersuchungsintervall ebenfalls hier als "Untersuchung" bezeichnet werden soll [1].

2. Schritte bei der statistischen Planung und Auswertung epidemiologischer Studien.

Einige wichtige Schritte der statistischen Planung epidemiologischer Studien sollen hier aufgezeigt werden.

2.1 Präzisierung der Fragestellung

Wenn z.B. die Fragestellung epidemiologisch geprüft werden soll, ob berufliche Staubexposition ein ätiologischer Faktor einer chronischen Bronchitis ist, dann muß zunächst einmal diese Fragestellung präzisiert werden:

Welche Faktoren sollen in die Studie im einzelnen einbezogen werden? D.h., welche Staubberufe (Keramische Industrie, Asbestbetriebe, Bergbau etc.), welche Staubarten, welche Korngröße des Staubes (Feinstaub oder auch der sogenannte Grobstaub) sind zu berücksichtigen? Sollen die Faktoren "Schwere der körperlichen Arbeit", "Hitze", "Gas" etc. ebenfalls einzeln oder in ihren Wechselwirkungen zueinander bzw. zum Faktor Staub geprüft werden.

Bei jedem Faktor muß man unterscheiden zwischen der Zeitdauer seiner Einwirkung und der Intensität zu einem bestimmten Zeitpunkt oder zumindest der durchschnittlichen Intensität während einer bestimmten Zeitspanne. Im Westdeutschen Steinkohlenbergbau berechnet man z.B. pro Person einen sogenannten Staubsummenwert. Das ist die Summe der Produkte der gemessenen Staubintensitäten mal der Dauer ihrer Einwirkung.

Es ist weiterhin festzulegen, wie das Zielereignis "Krankheit" zu definieren ist. Vielfach muß man in der Epidemiologie operational definieren, d.h. nach Maßgabe der jeweiligen Untersuchungs- bzw. Meßmöglichkeiten. Dadurch entfallen pathologisch-anatomische oder auf aufwendigen klinischen Untersuchungen beruhende Definitionen.

Es ist zu beachten, daß Krankheiten Prozeßcharakter haben und daß daher der zeitlichen Entwicklung bei der statistischen Planung und Auswertung besondere Beachtung geschenkt werden muß. Es ist weiter zu klären, ob der tatsächliche Zeitpunkt des Auftretens der Krankheit interessiert, oder nur, ob die Krankheit in einem bestimmten Zeitintervall aufgetreten ist (z.B. Intervall von 5 Jahren).

Eine weitere Frage ist, für welche Personengruppe die Ergebnisse der Studie Gültigkeit haben sollen (z.B. für gesunde Bergleute im Alter von 40 bis 49 Jahren).

2.2 Berücksichtigung von Störfaktoren

Die Frage, ob ein Faktor Prüf- oder Störfaktor ist, hängt von der jeweiligen Problemstellung ab. Bei einer Prüfung des Zusammenhanges zwischen dem Faktor Rauchen und einer chronischen Bronchitis ist der Faktor Staubexposition ein Störfaktor. Bei einer Untersuchung der Korrelation zwischen dem Faktor Staubexposition und einer chronischen Bronchitis ist der Faktor Rauchen Störfaktor. Ein Verfahren zur Ausschaltung von Störfaktoren ist die Durchführung der Auswertung in Untergruppen, die hinsichtlich der Störfaktoren weitgehend homogen sind.

Die im folgenden dargestellten Modelle werden zeigen, daß die Berücksichtigung von Störfaktoren auch auf andere Weise, nämlich durch die Anwendung multivariater Ansätze, möglich ist. Bei der praktischen Anwendung bedient man sich jedoch vielfach einer Kombination mehrerer Verfahren der Ausschaltung von Störfaktoren (z.B. Anwendung multivariater Verfahren in Gruppen, die hinsichtlich des Alters und des Geschlechts weitgehend homogen sind).

Es können jedoch nur bekannte und erfaßbare Störfaktoren ausgeschaltet werden. In der Epidemiologie bleibt nach Ausschaltung von Störfaktoren stets eine Vielzahl weiterer Einflußgrößen unberücksichtigt, da sie entweder nicht bekannt oder aus Kostengründen nicht erfaßbar sind. Aus diesem Grund kommen für die Auswertung keine deterministischen, sondern stets nur stochastische Ansätze in Frage.

2.3 Aufstellen eines mathematischen Modells

Unter einem mathematischen Modell soll hier die mathematische Formulierung des Zusammenhangs zwischen den zu untersuchenden Faktoren, Störfaktoren und dem Zielereignis verstanden werden.

Auf diesen Punkt wird in Teil 3 noch ausführlich eingegangen.

2.4 Auswahl des Untersuchungskollektivs

Die Auswahl eines Untersuchungskollektivs richtet sich in erster Linie nach der zu prüfenden Sachhypothese. Für die Frage der Auswirkung möglicher beruflicher Noxen, wie Hitze, Staub etc. müssen beruflich Exponierte, zur Validierung zytologischer Befunde Frauen, zur Frage der Früherkennung frühkindlicher Hirnschäden Neugeborene erfaßt werden usw.. Das Untersuchungskollektiv bestimmt das Vergleichskollektiv, denn für den Vergleich werden Fälle herangezogen, die den Personen des Untersuchungskollektivs soweit wie möglich gleichen.

Es ist ferner zu prüfen, ob eine Totalerfassung der interessierenden Bevölkerung oder eine stichprobenmäßige Erfassung vorgenommen werden soll. Hier spielen Kosten-Leistungs-Überlegungen eine wichtige Rolle.

2.5 Beobachtungsplan

Es muß im einzelnen festgelegt werden, in welcher Form die Untersuchung organisatorisch durchgeführt wird. Für die Auswertung ist z.B. wichtig, die Festlegung der Zeitpunkte, an denen die Untersuchungen durchgeführt werden sollen.

Dies ist nur ein Herausgreifen einiger weniger Punkte, die bei der Planung epidemiologischer Studien beachtet werden müssen. Statistische Probleme im engeren Sinn treten beim Aufstellen des mathematischen Modells (2.3), bei der Auswahl der Untersuchungskollektive (2.4) und beim Beobachtungsplan (2.5) auf. Im folgenden wollen wir uns auf das Problem 2.3 beschränken, da 2.4 und 2.5 in gewissem Maße von 2.3 abhängen.

Mathematische Modelle

Es soll nun gezeigt werden, wie man den Zusammenhang zwischen Faktoren und Zielereignis mathematisch formulieren kann.

Zu diesem Zweck müssen wir zuerst die Begriffe "Faktor" und "Zielereignis" mathematisch präzisieren. Unter einem Faktor X verstehen wir eine Variable X; ihren aktuellen Wert wollen wir mit x bezeichnen. Dabei kann es sich um eine stetige Größe (z.B. X = systolischer Blutdruck in mmHg; x = 180) oder um ein diskretes Merkmal (z.B. X = Cholesterinspiegel; x = 0 : normal, x = 1 : erhöht) handeln*).

Interessiert man sich nur dafür, ob die Krankheit K im Intervall $0 \leq t \leq \tau$ aufgetreten ist oder nicht, so ist es sinnvoll, als Zielgröße die Variable Z mit

$$Z = \begin{cases} 1 : K \text{ aufgetreten} \\ 0 : K \text{ nicht aufgetreten} \end{cases} \quad \text{in } 0 \leq t \leq \tau$$

zu wählen (Modell A, siehe Abb.1). Man kann aber auch den Zeitpunkt T des Auftretens von K als Zielereignis definieren (Modell B, siehe Abb.1).

Aus bereits erwähnten Gründen (stochastische Ansätze) wollen wir die Zielgröße als Zufallsvariable auffassen.

---

*) Es wird hier nicht zwischen zu prüfenden Faktoren und Störfaktoren unterschieden.

Da die Eigenschaften einer Zufallsvariablen durch ihre Verteilung festgelegt sind, besteht unsere Aufgabe darin, die Verteilung von Z bzw. T in Abhängigkeit von den aktuellen Werten $x_1,\ldots,x_k$ der Faktoren $X_1,\ldots,X_k$ anzugeben.

Für den ersten Fall haben TRUETT, CORNFIELD und KANNEL [2] die Beziehung

$$(1) \qquad P(Z=1;\ X_1=x_1,\ldots,X_k=x_k) = \left[1+\exp(-a_o - \sum_{j=1}^{k} a_j x_j)\right]^{-1}$$

vorgeschlagen. Dieser Ansatz wurde z.B. bei der Auswertung der FRAMINGHAM-Studie erprobt und von mehreren Autoren diskutiert (HALPERIN, BLACKWELDER u. VERTER [3], WALKER u. DUNCAN [4]). Den Zusammenhang zwischen den Faktoren und der Zufallsvariablen T kann man z.B. über die Verteilungsfunktion F von T durch

$$(2) \qquad F(t;\ X_1=x_1,\ldots,X_k=x_k) = 1-\exp\left[-h(b_o + \sum_{j=1}^{k} b_j x_j)t\right];\ t \geq 0$$

ausdrücken, wobei

$$h(b_o + \sum_{j=1}^{k} b_j x_j)$$

eine Funktion von

$$b_o + \sum_{j=1}^{k} b_j x_j$$

sein soll.

Diese Formulierung ist ein Spezialfall des von COX [5] beschriebenen Modells für Lebensdauerverteilungen mit Regressorvariablen. Dieser Ansatz wurde für verschiedene Funktionen h praktisch erprobt (FEIGL und ZELEN [6], MESHALKIN [7], ZIPPIN u. ARMITAGE [8]) und die damit verbundenen Probleme von mehreren Autoren diskutiert (BRESLOW [9], KALBFLEISCH u. PRENTICE [10], PRENTICE [11]). Man kann leicht zeigen, daß zwischen dem Erwartungswert von T und den Werten $x_1,\ldots,x_k$ folgender Zusammenhang besteht:

$$(3) \qquad E(T;X_1=x_1,\ldots X_k=x_k) = [h(b_o + \sum_{j=1}^{k} b_j x_j)]^{-1}$$

Die a_j in (1) und die b_j in (2) sind die sogenannten Modellparameter. Für $j=1,\ldots,k$ geben sie an, mit welchem Gewicht der Faktor X_j in die Beziehung eingeht. Ist $a_j=0$ bzw. $b_j=0$, so bedeutet dies, daß der Faktor X_j keinen Einfluß auf die Verteilung von Z bzw. T hat.

In Abb.2 ist das Modell A und in Abb.3 das Modell B geometrisch veranschaulicht. Die Abbildungen 4, 5 und 6 zeigen 3 Spezialfälle (k=1, 3 verschiedene Funktionen h) des Modells B.

Da $F(t;.)$ die Verteilungsfunktion von T ist, gilt $F(t;.) = P(T \leq t;.)$. D.h. man kann bei Modell B Wahrscheinlichkeitsaussagen für jeden Zeitpunkt $t \geq 0$ machen, während man bei Modell A nur ein Pauschalurteil über das Intervall $0 \leq t \leq \tau$ abgeben kann.

Wir wollen uns nun die Wertekombinationen $x_1,\ldots,x_k$ als Punkte mit den Koordinaten $x_1,\ldots,x_k$ im k-dimensionalen Raum R_k vorstellen. Wie man aus (1) und (2) erkennt, ändert sich $P(Z=1;.)$ bzw. $F(t;.)$ nicht, wenn man die Werte $x_1,\ldots,x_k$ so variiert, daß $\sum_{j=1}^{k} a_j x_j$ bzw. $\sum_{j=1}^{k} b_j x_j$ konstant bleibt. D.h. alle Punkte auf der Hyperebene $\sum_{j=1}^{k} a_j x_j = \text{const.}$ bzw. $\sum_{j=1}^{k} b_j x_j = \text{const.}$ liefern dieselbe Wahrscheinlichkeit $P(Z=1;.)$ bzw. dieselbe Verteilungsfunktion $F(t;.)$. Dieser Sachverhalt ist in der Abb.7 für k=2 graphisch dargestellt.

Sind die Modellparameter bekannt, so kann man die Frage beantworten, welche Faktoren die Verteilung der Zielgröße beeinflussen und welche nicht. Ferner kann man zu einer vorgegebenen Wertekonstellation $x_1,\ldots,x_k$ über (1) bzw. (2) die Wahrscheinlichkeit für das Auftreten der Krankheit K im Intervall $0 \leq t \leq \tau$ bzw. die Verteilungsfunktion von T angeben (Prädikation).

Ausserdem kann man den Einfluß bestimmter Faktoren quantitativ erfassen, was zur Beurteilung des unterschiedlichen Einflusses von Prüf- und Störfaktoren von Bedeutung ist. Diese quantitative Beurteilung des unterschiedlichen Einflusses von Prüf- und Störfaktoren war früher bei Ausschaltung der Störfaktoren nicht möglich.

Da man, wie wir gesehen haben, durch verschiedenes Vorgehen denselben Effekt erzielen kann, sind solche Betrachtungen wichtig, wenn unterschiedliche Maßnahmen mit unterschiedlichen Kosten verbunden sind (Kosten-Nutzen-Überlegungen).

Wendet man das Modell A bzw. B auf einen praktischen Fall an, so kennt man die Modellparameter nicht. Man wird daher aus Beobachtungen Schätzwerte für diese Parameter ermitteln. Ein übliches Verfahren dafür ist die Maximum-Likelihood-Methode. Die damit gewonnenen Schätzwerte sind Realisierungen von Zufallsvariablen und daher mit einer gewissen Unsicherheit behaftet, die man durch die entsprechenden Varianzen charakterisieren kann. Die Maximum-Likelihood-Methode liefert neben den Schätzwerten für die Modellparameter auch Schätzwerte für diese Varianzen.

Die Anwendung der Maximum-Likelihood-Methode erfordert in der Regel den Einsatz einer Rechenanlage, da im allgemeinen ein nichtlineares Gleichungssystem zu lösen ist (iterative Verfahren).

Wir wollen nun an zwei Beispielen, nämlich an Spezialfällen (k=1) von Modell A und B, die Frage untersuchen, ob der Faktor X die Zielgröße beeinflußt oder nicht . Dabei wollen wir davon ausgehen, daß die Modellparameter unbekannt sind.

<u>Beispiel 1:</u> Modell A, k=1, $x=\begin{cases}1\\0\end{cases}$ (siehe Abb.8)

Es ist dann

(4) $$P(Z=1;\ X=x) = \left[1+\exp\left(-a_0 - a_1 x\right)\right]^{-1}.$$

Hat X keinen Einfluß auf P, so muß $a_1=0$ gelten. Daraus folgt

(5) $$P(Z=1;\ X=0) = P(Z=1;\ X=1).$$

Umgekehrt folgt aus der Gleichheit der Wahrscheinlichkeiten, daß $a_1=0$ gelten muß. D.h. die Hypothesen

(6) $$H_0 : a_1 = 0$$

und

(7) $$H'_0 : P(Z=1;\ X=0) = P(Z=1;\ X=1)$$

sind äquivalent.

Zum Testen von (7) wird man den χ^2-Test bzw. den exakten Test von FISHER für die Vierfeldertafel anwenden.

<u>Beispiel 2:</u> Modell B, $k=1$, $x=\begin{cases}1\\0\end{cases}$ (siehe Abb.9)

Es ist dann

(8) $$F(t;X=x) = 1 - \exp\left[-h(b_0 + b_1 x)t\right]$$

Hat X keinen Einfluß auf F, so muß $b_1=0$ gelten. Daraus folgt

(9) $$F(t;X=0) = F(t;X=1)$$

Umgekehrt folgt aus der Gleichheit der Verteilungsfunktionen, daß $b_1=0$ gelten muß. D.h. die Hypothesen

(10) $$H_0 : b_1 = 0$$

und

(11) $$H_0' : F(t;X=0) = F(t;X=1)$$

sind äquivalent. Zum Testen von (11) kann man die Verfahren zum Vergleich von Absterbeordnungen anwenden. Eine Zusammenstellung dieser Methoden findet man bei ARMITAGE [12].

4. Zusammenfassung

Es werden die Probleme aufgezeigt, die bei der statistischen Planung und Auswertung von Studien auftreten, in denen der Zusammenhang zwischen einer Reihe von Faktoren und dem Auftreten einer bestimmten chronischen Krankheit studiert werden soll. Insbesondere werden multivariate mathematische Modelle zur Auswertung von Längsschnittuntersuchungen diskutiert, die es gestatten, diesen Zusammenhang quantitativ zu erfassen. Ausserdem ist es bei den beschriebenen Ansätzen möglich, den Einfluß verschiedener, gleichzeitig auftretender Faktoren miteinander in Relation zu setzen.

5. Literaturverzeichnis

[1] LANGE, H.-J.:
Probleme der Longitudinalforschung in der präventiven und rehabilitativen Medizin.
Therapiewoche 24, 617-621 (1974)

[2] TRUETT, J., CORNFIELD, J. and W.KANNEL:
A multivariate analysis of the risk of coronary heart disease in Framingham.
J.chron.Dis. 20, 511-524 (1967)

[3] HALPERIN, M., BLACKWELDER, W.C. and J.I.VERTER:
Estimation of the multivariate logistic risk function: A comparison of the discriminant function and maximum likelihood approaches.
J.chron.Dis. 24, 124-158 (1971)

[4] WALKER, S.H. and D.B. DUNCAN:
Estimation of the probability of an event, as a function of several independent variables.
Biometrika 54, 167-179 (1967)

[5] COX, D.R.:
Regression models and life-tables.
J.R.Statist.Soc. B, 34, 187-202 (1972)

[6] FEIGL, P. and M.ZELEN:
Estimation of exponential survivale probabilities with concomitant information.
Biometrics, 21, 826-838 (1965)

[7] MESHALKIN, L.D.:
The recent developments in the techniques of chronic diseases epidemiology.
Bulletin of the International Statistical Institute, Proceedings of the 39th Session, Vol. XLV, Book 4, 145-149 (1973)

[8] ZIPPIN, C. and P.ARMITAGE:
Use of concomitant variables and incomplete survival information in the estimation of an exponential survival parameter.
Biometrics 22, 665-672 (1966)

[9] BRESLOW, N.:
Covariance analysis of censored survival data.
Biometrics 30, 89-99 (1974)

[10] KALBFLEISCH, J.D. and R.L.PRENTICE:
Marginal likelihoods based on Cox's regression and life model.
Biometrika 60, 267-278 (1973)

[11] PRENTICE, R.L.:
Exponential survivals with censoring and explanatory variables.
Biometrika 60, 279-288 (1973)

[12] ARMITAGE, P.:
The comparison of survival carves.
J.R.Statist.Soc. A, 122, 279-300 (1959)

Anschrift der Verfasser:

Prof.Dr.med.H.-J. Lange

Dr.rer.nat. A. Neiß

Institut für medizinische Statistik,
Dokumentation und Datenverarbeitung
der Technischen Universität München
8 München 80
Sternwartstr. 2

Anhang

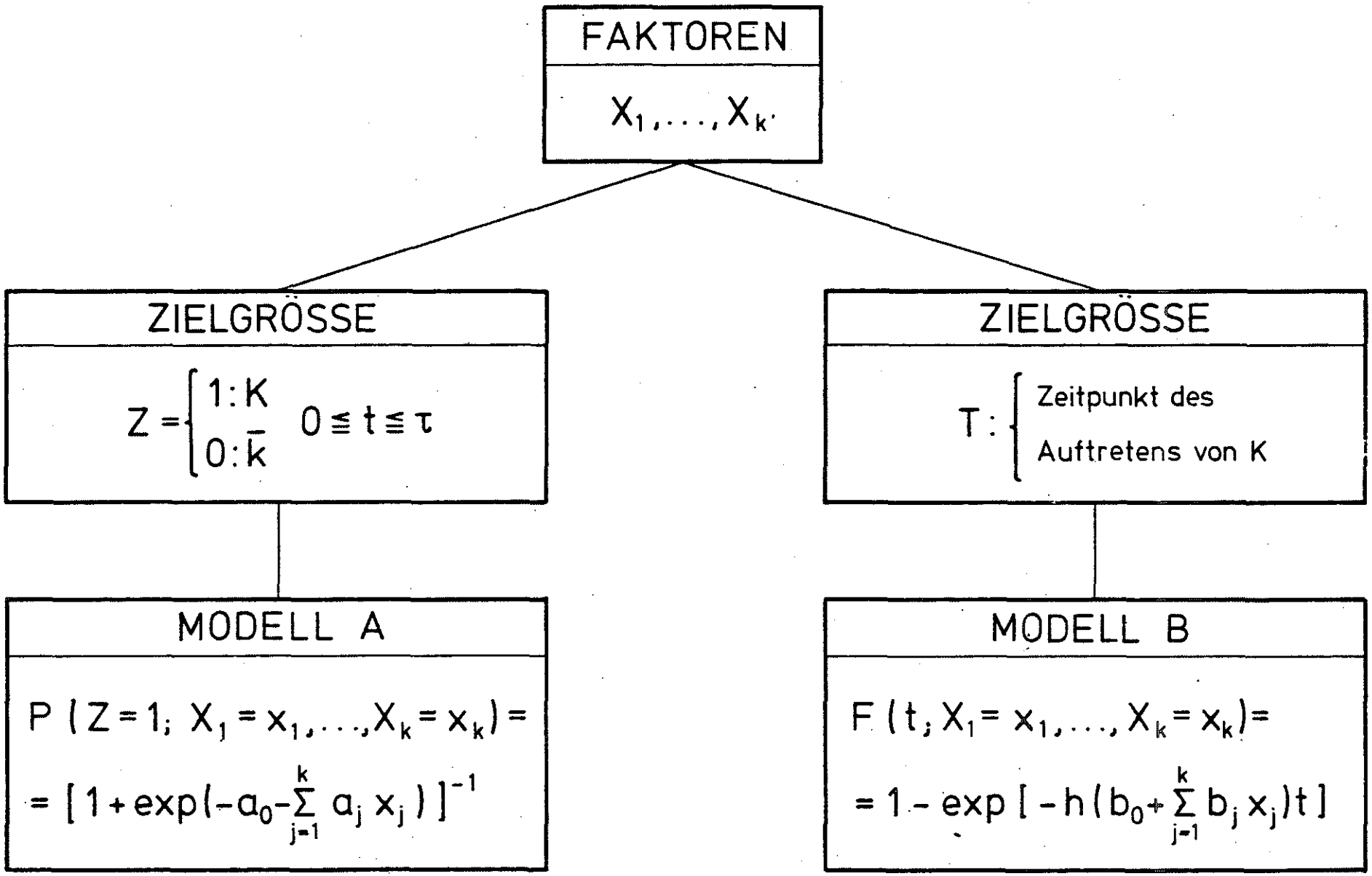


Abb.1: Zusammenhang zwischen Faktoren und Zielgröße (Modell A und Modell B)

MODELL A

$$P(Z=1;\ X_1=x_1,\ldots,X_k=x_k) = \left[1+\exp\left(-a_0-\sum_{j=1}^{k} a_j x_j\right)\right]^{-1}$$

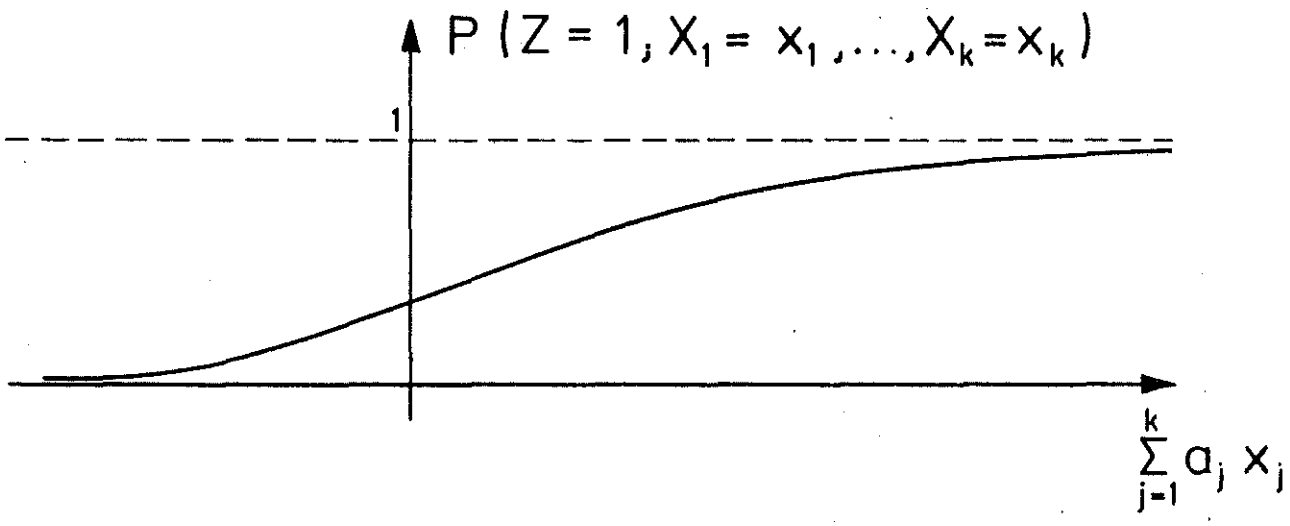
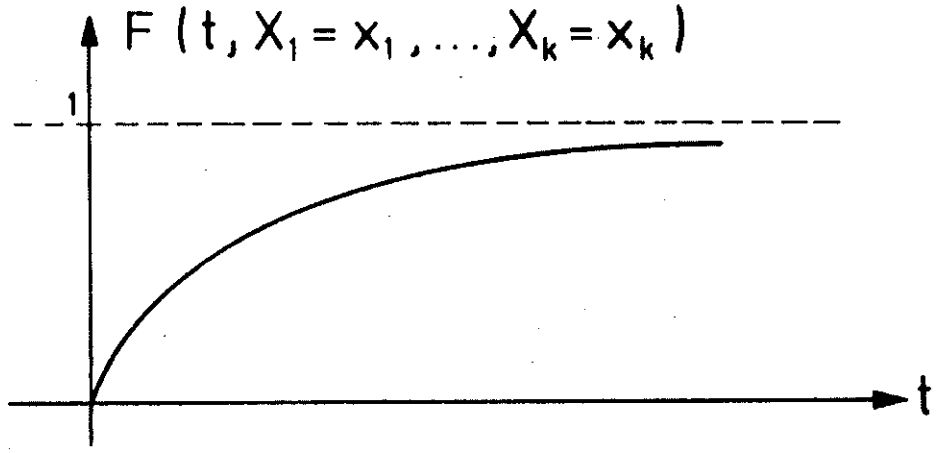


Abb.2: Geometrische Veranschaulichung des Modells A

MODELL B
$F(t; X_1 = x_1, \ldots, X_k = x_k) =$ $= 1 - \exp[-h(b_0 + \sum_{j=1}^{k} b_j x_j)t]$



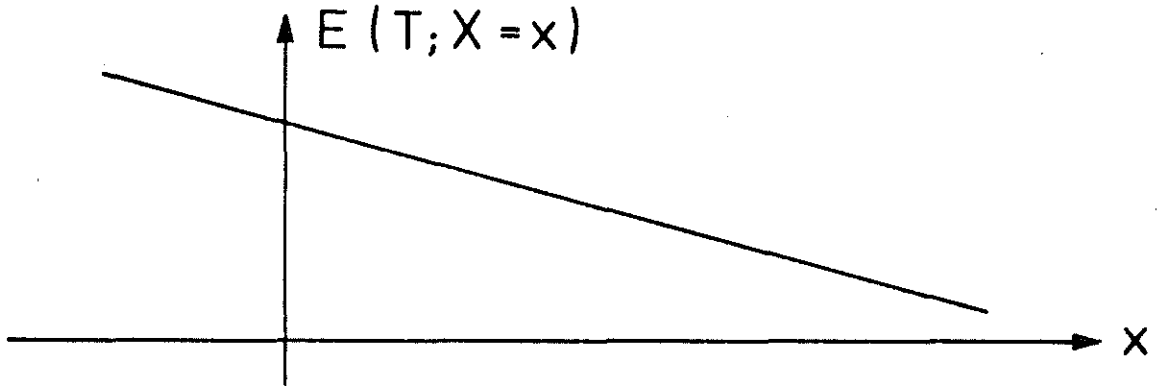
$$E(T; X_1 = x_1, \ldots, X_k = x_k) = [h(b_0 + \sum_{j=1}^{k} b_j x_j)]^{-1}$$

Abb.3: Geometrische Veranschaulichung des Modells B

MODELL B
$F(t; X_1 = x_1, \ldots, X_k = x_k) =$ $= 1 - \exp[-h(b_0 + \sum_{j=1}^{k} b_j x_j)t]$

<u>Spezialfall</u>: $k = 1,\ h(b_0 + b_1 x) = (b_0 + b_1 x)^{-1}$

$$E(T; X = x) = b_0 + b_1 x$$



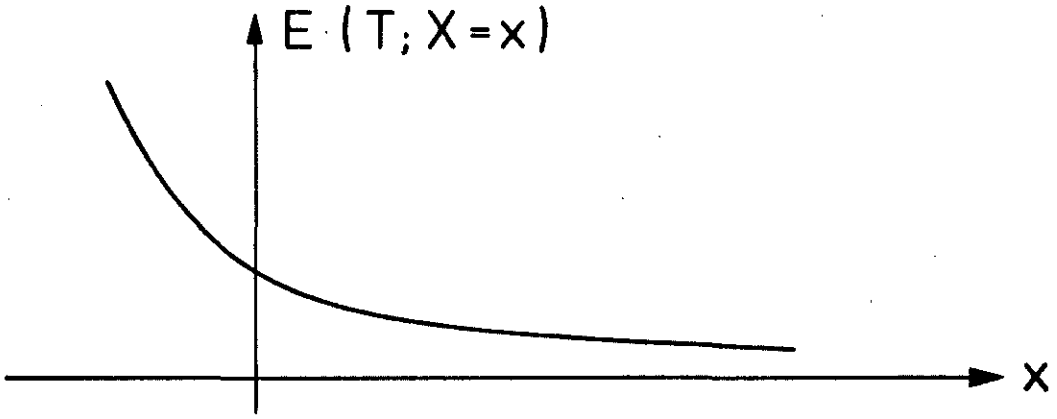
$(\cdot x$ stetig, $b_0 > 0,\ b_1 < 0)$

<u>Abb.4:</u> Geometrische Veranschaulichung eines Spezialfalls von Modell B

MODELL B
$F(t; X_1 = x_1, \ldots, X_k = x_k) =$ $= 1 - \exp\left[-h\left(b_0 + \sum_{j=1}^{k} b_j x_j\right) \cdot t\right]$

Spezialfall: $k = 1;\ h(b_0 + b_1 x) = (b_0 + b_1 x)$

$$E(T; X = x) = (b_0 + b_1 x)^{-1}$$



$(x \text{ stetig}, b_0 > 0, b_1 > 0)$

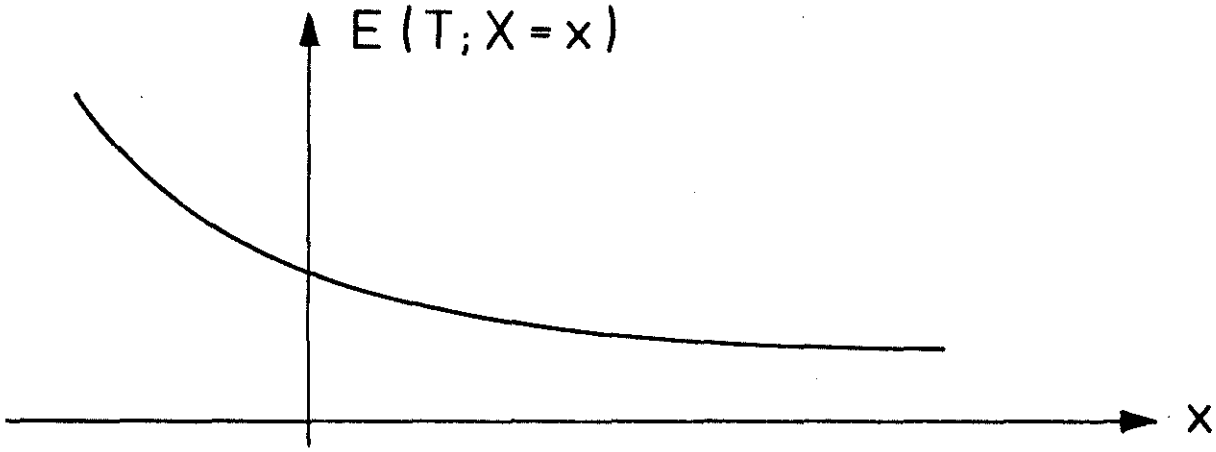
Abb.5: Geometrische Veranschaulichung eines Spezialfalls von Modell B

MODELL B

$$F(t; X_1 = x_1, \ldots, X_k = x_k) =$$
$$= 1 - \exp\left[-h\left(b_0 + \sum_{j=1}^{k} b_j x_j\right) t\right]$$

<u>Spezialfall:</u> $k = 1;\ h(b_0 + b_1 x) = \exp(b_0 + b_1 x)$

$$E(T; X = x) = \exp(-b_0 - b_1 x)$$



$(x \text{ stetig},\ b_0 > 0,\ b_1 > 0)$

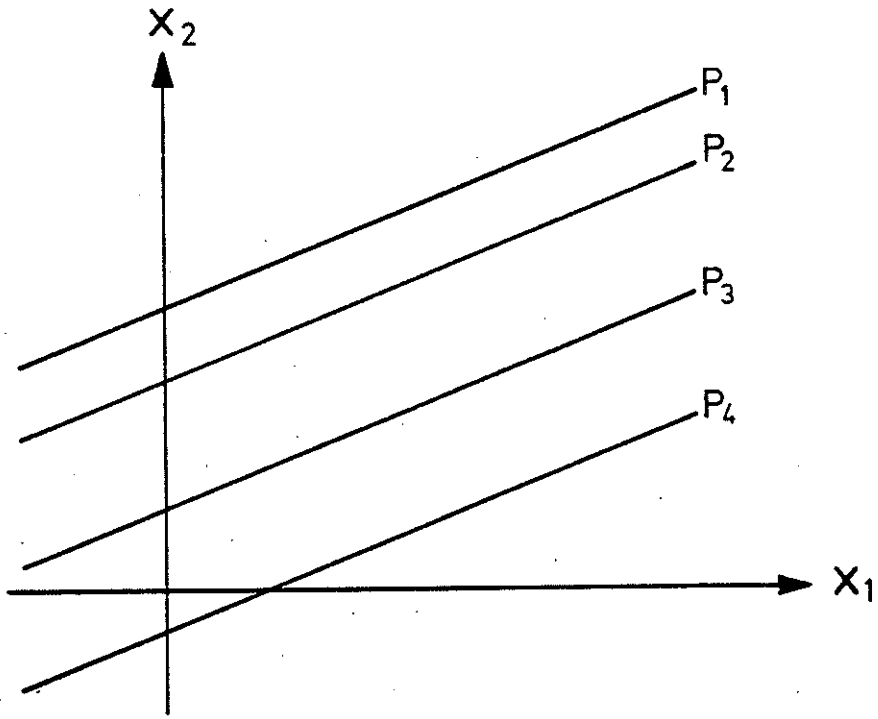
<u>Abb.6:</u> Geometrische Veranschaulichung eines Spezialfalls von Modell B

MODELL A

$$P(Z=1;\ X_1=x_1,\ldots,X_k=x_k) = \left[1+\exp\left(-a_0-\sum_{j=1}^{k} a_j x_j\right)\right]^{-1}$$

MODELL B

$$F(t;\ X_1=x_1,\ldots,X_k=x_k) = 1-\exp\left[-h\left(b_0+\sum_{j=1}^{k} b_j x_j\right)t\right]$$



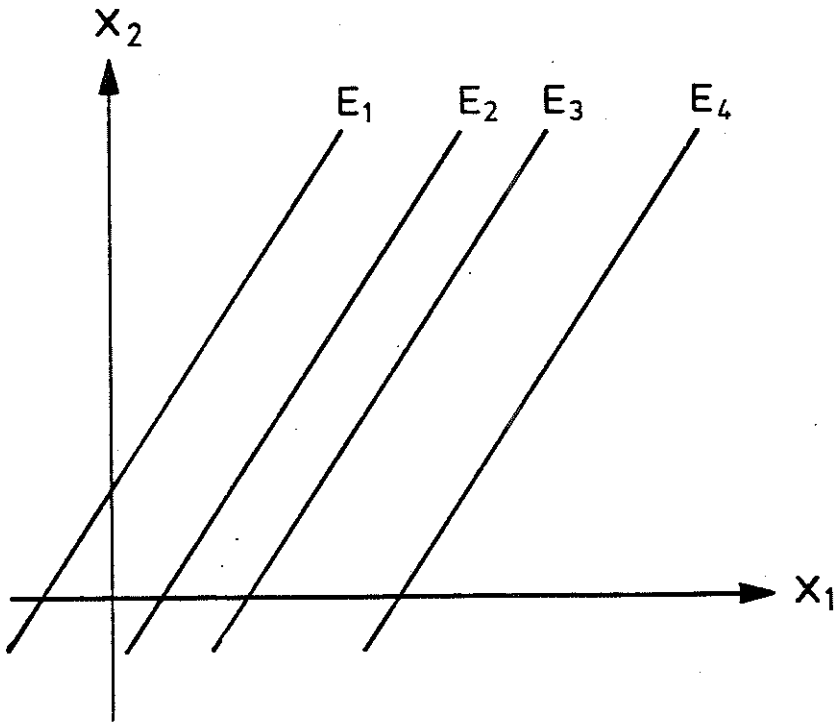


Abb.7: Gemeinsamheiten der beiden Modelle A und B

MODELL A
$P(Z=1;\ X_1=x_1,\ldots,X_k=x_k) =$ $= [1+\exp(-a_0-\sum_{j=1}^{k} a_j x_j)]^{-1}$

<u>Spezialfall</u>: $k = 1,\ x = \begin{cases} 1 \\ 0 \end{cases}$

$$P(Z=1;\ X=x) = [1+\exp(-a_0-a_1 x)]^{-1}$$

<u>$a_1 = 0$</u>: $P(Z=1;\ X=0) = P(Z=1;\ X=1)$

<u>Abb.8:</u> Spezialfall des Modells A

MODELL B
$F(t; X_1 = x_1, \ldots, X_k = x_k) =$ $= 1 - \exp[-h(b_0 + \sum_{j=1}^{k} b_j x_j) t]$

<u>Spezialfall</u>: $k = 1,\ x = \begin{cases} 1 \\ 0 \end{cases}$

$$F(t; X = x) = 1 - \exp[-h(b_0 + b_1 x) t]$$

<u>$b_1 = 0$</u>: $F(t; X = 0) = F(t; X = 1)$

<u>Abb.9:</u> Spezialfall des Modells B

Abteilung für Nuklearbiologie der Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung mbH München, Neuherberg bei München

Überprüfung der von E. Sternglass publizierten Aussagen über epidemiologische Untersuchungen in den USA*

H. Kriegel

Seit 1963 werden Strahlenschutzfachleute, Strahlenbiologen und nicht zuletzt die Öffentlichkeit mit Publikationen konfrontiert, die sich mit der Wirkung von Kernstrahlung im niedrigsten Dosisbereich auf den Menschen beschäftigen. Neben J.W. Gofman und A.R. Tamplin ist vor allem E. Sternglass (1 - 5) zu nennen, der aufgrund hypothetischer Überlegungen und unter Heranziehung statistischer Erhebungen Behauptungen dahingehend aufstellte, daß die aus Atombombenversuchen in den Jahren 1945 - 1962 resultierende Umweltradioaktivität für eine verminderte Abnahme der Säuglingssterblichkeit in den USA während dieser Zeit verantwortlich zu machen ist. Sternglass dehnte diese Behauptung auch auf die foetale Mortalität und auf den Anstieg der Krebserkrankungen im Kindesalter aus.

Unmittelbar nach Bekanntwerden der Behauptungen von Sternglass ergab sich wegen der Bedeutung dieser Aussagen für den Strahlenschutz der Bevölkerung zwingend eine teilweise recht heftige Diskussion um die Richtigkeit der aufgestellten Thesen, die sich sowohl in wissenschaftlichen Fachkreisen als auch in der Öffentlichkeit abspielte. Allein die Sternglass'sche Behauptung, daß in den USA in der Zeit von 1951 bis 1966 etwa 375 000 "zusätzliche" Säuglingssterbefälle aufgetreten seien, die im wesentlichen auf die beim radioaktiven Zerfall von Sr-90 entstehende Kernstrahlung zurückzuführen wären, mußte als erschreckend erscheinen und den Ruf nach sofortigen und drastischen Maßnahmen herausfordern. Eine gründliche und von Verantwortung gekennzeichnete Überprüfung der von

---

*Herrn Prof. Dr. Muth zum 60. Geburtstag gewidmet.

Sternglass aufgestellten Thesen war zweifellos geboten.

Im Hinblick auf den hier zur Verfügung stehenden Raum, ist eine Diskussion und Überprüfung aller von Sternglass aufgestellten Behauptungen nicht möglich und insofern auch nicht sehr sinnvoll, als das bereits seit 1963 wiederholt in sehr sachlicher und ausführlicher Weise geschehen ist (6 - 10). Die folgenden Ausführungen werden sich vielmehr neben einem kurzen Überblick über das sogenannte "Sternglass-Phänomen" vor allem mit dem strahlenbiologischen Hintergrund der Sternglass'schen Überlegungen beschäftigen.

1. Das "Sternglass-Phänomen"

Das "Sternglass-Phänomen" kann in Kürze durch zwei von Sternglass aufgestellte Thesen umrissen werden:

1.) Die statistisch belegte Abnahme der Säuglingssterblichkeit zeigt einen exponentiellen Verlauf

und 2.) Zwischen der Säuglingssterblichkeit und der "fall-out-Radioaktivität" besteht eine Korrelation.

Nach den statistischen Angaben des National Center of Health Statistics verläuft die Säuglingssterblichkeitskurve für die USA im Zeitraum von 1930 bis 1950 annähernd exponentiell abnehmend, weist aber dann bis 1968 eine deutliche Abflachung auf, um danach wiederum, zumindest im Ansatz, exponentiell abzufallen (Abb. 1). Im Zusammenhang mit dem nicht exponentiell darstellbaren Kurvenabschnitt für die Jahre 1951 bis 1968 spricht Sternglass von einer "excess infant mortality" ("Überschuß-Säuglingssterblichkeit"), wobei er mit dieser Begriffsbildung die Hypothese aufstellt, daß die Säuglingssterblichkeit generell eine exponentielle Abnahme aufweisen müsse und Abweichungen davon eine Erklärung benötigen.

Für die Abnahme oder Zunahme der Säuglingssterblichkeit in bestimmten Zeiträumen und darüber hinaus in verschiedenen Ländern oder sogar in bestimmten Wohngebieten der Erde lassen sich mit Sicherheit eine Reihe von Faktoren anführen, die für den Effekt verant-

wortlich zu machen sind. Aber es erscheint völlig undenkbar, mit Sternglass darin übereinzustimmen, eine rein zufällig auftretende exponentielle Abnahme der Säuglingssterblichkeit als eine Art "Naturgesetz" anzuerkennen. Diese Sternglass'sche Hypothese kann nicht richtig sein, denn sie läßt sich bereits mit sehr einfachen Überlegungen entkräften. Eine Extrapolation der in Abb. 1 dargestellten Sterblichkeitskurve um etwa 100 Jahre zurück, würde zu der Feststellung führen, die Säuglingssterblichkeit müsse zu der damaligen Zeit in den USA 100 % betragen haben, was schlicht als absurd zu bezeichnen ist. Darüber hinaus zeigen die Säuglingssterblichkeitsraten in den verschiedenen Ländern neben einer allgemein vorhandenen abfallenden Tendenz deutliche Unterschiede, wobei die Kurven keineswegs einer eindeutigen exponentiellen Funktion folgen. Diese Hinweise mögen an dieser Stelle als ausreichend betrachtet werden, um erste Zweifel an den Behauptungen von Sternglass aufkommen zu lassen.

Die Zufälligkeit, daß der in der Säuglingssterblichkeitskurve der USA vorhandene abgeflachte Abschnitt (Abb. 1) zeitlich mit den Ereignissen von Kernspaltungsversuchen übereinstimmt, verleitet Sternglass zu der Aussage, zwischen den Test-Explosionen und der "Überschuß-Säuglingssterblichkeit" bestehe ein unmittelbarer Zusammenhang. Er erläutert seine Aussage dahingehend, daß das bei den Tests in der Athmosphäre in größeren Mengen anfallende Sr-90 auf dem Wege über Erdboden, Gras, Kühe und Milch bzw. Milchprodukte vom Menschen inkorporiert wird und zu einer Strahlenbelastung von Organen und Geweben führt. Zum Beweis für diese zweite Hypothese legt Sternglass in seinen Publikationen Diagramme vor, die eine geradezu verblüffende Korrelation zwischen der prozentualen "Überschuß-Säuglingssterblichkeit" und z.B. dem Anstieg des Sr-90-Gehalts der Milch in der Zeit von 1955 bis 1968 zeigen (Abb. 2,3). Die Heranziehung von biologischen Modellen zur Abstützung seiner Behauptungen wird von Sternglass nicht vorgenommen, wenn man von der Nennung einiger einschlägiger experimenteller Arbeiten absieht. Allein der recht sorglose Umgang mit statistischen Erhebungen und Methoden gab und gibt bereits ausreichend Veranlassung, den Sternglass'schen Aussagen mit großer Skepsis gegenüberzutreten.

Nach einer gründlichen Analyse des "Sternglass-Phänomens" kommt z.B. K.O. Ott zu der abschließenden Feststellung, "daß in den von Sternglass präparierten Diagrammen ein scheinbar kausaler Zusammenhang zwischen der Sr-90-Konzentration in der Milch und einer "Überschuß-Sterblichkeit" künstlich erzeugt ist." Ott fährt fort, daß dies durch die Wahl "geeigneter" Vergleichsgrößen durch "geeignete" relative Maßstäbe, durch das Fortlassen von wesentlichen Datenpunkten und durch Präsentierung einer statistisch nicht erlaubten Auswahl erreicht wird.

2. Strahlenbiologische Betrachtungen zum "Sternglass-Phänomen"

Beim Studium der Sternglass'schen Publikationen muß es auffallen, daß strahlenbiologische Darlegungen zu seinen Behauptungen nur einen äußerst kleinen Raum einnehmen. Offenbar ist für Sternglass das von ihm vorgelegte statistische Material so beweiskräftig, daß sich eine Auseinandersetzung über den strahlenbiologischen Wirkungsmechanismus, der zu der sog. "Überschuß-Säuglingssterblichkeit" führt bzw. führen soll, für ihn erübrigt. Hinweise auf experimentelle Ergebnisse, die als biologische Modelle für die Wirkung von inkorporierten Spaltprodukten beim Menschen herangezogen werden könnten, werden nur andeutungsweise gegeben und nicht diskutiert.

Hinsichtlich seiner Beweisführung steht zudem Sternglass in einer logischen Zwangsläufigkeit insofern, als seine Behauptungen über die Ursachen der "Überschuß-Säuglingssterblichkeit" allein oder zumindest zum größten Teil auf das im "fall-out" vorhandene und inkorporierte Sr-90 bzw. in der Kernstrahlung dieses Radioisotops von ihm zurückgeführt wird. Andere Faktoren, wie z.B. sozio-ökonomische Effekte oder ärztliche Vorsorgung werden zwar von Sternglass erwähnt, erscheinen ihm aber offenbar nicht relevant genug.

Natürlich ist es Sternglass nicht entgangen, daß die durch den radioaktiven Zerfall von inkorporiertem "fall-out" Sr-90 beim Menschen hervorgerufene Strahlendosis nicht sehr groß sein kann und mit Sicherheit nicht größer eher um eine oder zwei Größenordnungen kleiner ist als die natürliche und diagnostische Strahlenbelastung zusammen ausmachen. Daraufhin angesprochen, äußerte

sich Sternglass (11) wie folgt (Zitat in freier Übersetzung): "Ich stimme damit überein, daß die Dosis extrem niedrig ist und daß alle gegenwärtigen und in der allgemeinen Art durchgeführten Berechnungen über die Wirkung des "fall-out" nicht zu dem Effekt führen können, den wir beobachtet haben. Aber, und das ist der Punkt, den ich versuche zu präzisieren, Sr-90 scheint einen völlig unerwarteten Effekt zu haben, der viel größer ist als der, den wir bei einem Vergleich mit kosmischer Strahlung oder extremer Gamma- und Röntgenstrahlung erhalten würden ...; ...es (Sr-90) scheint Gonadenzellen aufzusuchen und nicht nur in den Knochen zu gehen."

Der Hintergrund für diese Sternglass'schen Darlegungen ist offensichtlich in den Ergebnissen der experimentellen Untersuchungen von Mazia (12), Steffensen in La Chance (13) und insbesondere von Lüning et al (14) zu vermuten, wobei die letzteren wiederholt in den Publikationen von Sternglass zitiert werden. Aufgrund der Feststellung, daß bivalente Metallionen in Chromosomen gebunden werden können und die Inkorporation von Sr-90 in den Chromosomen von Pflanzen nachgewiesen wurden, prüfte Lüning et al bei Mäusen die Wirkung von Sr-90 und Cs-137 auf die intra uterine Mortalität von Embryonen nach einer i.p.-Injektion bei männlichen Tieren 4 - 5 Wochen vor der Begattung der weiblichen Mäuse. Gegenüber unbehandelten Kontrolltieren ergab sich bei den mit Spaltprodukten behandelten Tiergruppen eine geringe Erhöhung der intra uterinen Mortalitätsrate.

Lüning selbst und auch sein Mitarbeiter Nilsson haben sich zu diesem Ergebnis im Zusammenhang mit dem "Sternglass-Phänomen" dahingehend geäußert, daß der beobachtete Effekt sehr gering ist (nämlich geringer als erwartet) und einer weiteren statistischen Absicherung bedürfe (14). Weiterhin ist die verabreichte Aktivitätsmenge so groß (18 µCi/Tier), daß sie hinsichtlich ihrer Wirkung in keiner Weise einen Vergleich mit den durch den "fall-out" inkorporierten Aktivitätsmengen beim Menschen gestattet. Aus anderen Tierexperimenten, sowohl bei der Maus als auch bei der Ratte, ist bekannt, daß es sich bei der von Lüning et al injizierten Sr-90 Menge bereits um eine radiotoxische Dosis handelt (15, dort weitere Literatur).

Im Zusammenhang mit der von Sternglass angesprochenen genetischen Wirkung des "fall-out"-Strontium sollte der Hinweis auf die Experimente von Mc Clellan et al (16) nicht fehlen, die als ein gutes biologisches Modell für das Sternglass-Phänomen betrachtet werden können. Diese Autoren verfütterten über längere Zeit an Miniatur-Schweine Radiostrontium in sehr kleinen Mengen, ohne daß ein genetischer Effekt bzw. eine Erhöhung der prae- oder postnatalen Sterblichkeitsrate beobachtet werden konnte.

Aus Platzgründen muß hier von der Erwähnung weiterer tierexperimenteller Ergebnisse Abstand genommen werden, wobei jedoch der Hinweis gestattet sein soll, daß nach Inkorporation von Sr-90 eine Anreicherung dieses Spaltproduktes in den Gonaden bisher in keinem Falle nachgewiesen wurde. Eine Strahlenbelastung der Gonaden durch das in den Skelettanteilen des Abdomen akkumulierte Sr-90 ist aufgrund der geringen Reichweite der emittierten Strahlung als äußerst niedrig zu veranschlagen, noch dazu, wenn die inkorporierten Sr-90-Mengen im pCi-Bereich liegen. Auf entsprechende experimentelle Untersuchungen zu einer körperinneren Dosimetrie mit Hilfe von Thermolumineszenzdosimetern bei verschiedenen Tieren nach Sr-90-Inkorporation wird in diesem Zusammenhang hingewiesen (17,18,19,20). Eine Extrapolation der in diesen Untersuchungen gemessenen Strahlendosen auf den Menschen beinhaltet eine Reduktion der Werte um einige Größenordnungen insofern, als das Körpervolumen des Menschen im Vergleich zu dem der Laboratoriumstiere um ein Vielfaches größer ist.

Für die oben angeführte These von Sternglass über die "besondere" Wirkung des "fall-out-Sr-90" gibt es bis heute weder einen Beweis noch einen experimentellen Hinweis, der diese Behauptung stützen könnte. Um so weniger ist die Schlußfolgerung zulässig, ein einziger radioaktiver Zerfall mit seiner ionisierenden Strahlung würde ausreichen, um mutagene Veränderungen hervorzurufen. Aufgrund aller vorliegenden Erfahrungen der genetischen Forschung ist die Wahrscheinlichkeit äußerst gering, wenn nicht gleich Null.

Nach Sternglass ist aber die von ihm postulierte "Überschuß-Säuglingssterblichkeit" nicht nur auf die Wirkung des "fall-out-Sr-90"

auf die Keimzellen zurückzuführen, sondern er schließt auch somatische Schäden beim Embryo während der Embryonalentwicklung durch das inkorporierte Radiostrontium nicht aus. Unter dem von Sternglass geprägten Begriff "small-baby-syndrom" ist zu verstehen, daß die während der Atombombentestzeit geborenen Kinder ein vom Normalgewicht abweichendes geringeres Geburtsgewicht aufweisen. Diese untergewichtigen Säuglinge sind für Infektionen oder andere Kinderkrankheiten wesentlich anfälliger und tragen somit zur sog. "Überschuß-Säuglingssterblichkeit" bei (9).

Zwar liegen für das "small-baby-syndrom" keine entsprechenden statistischen Unterlagen vor, aus tierexperimentellen Untersuchungen ist aber bekannt, daß bei intra uteriner Bestrahlung von Embryonen oder Foeten eine Herabsetzung des Geburtsgewichtes resultieren kann. Die Gewichtsverminderung erwies sich dabei abhängig von der in utero verabreichten Strahlendosis (21,22,23). Die dazu erforderlichen Strahlendosen müssen jedoch zumindest größer sein als 10 rad. wobei die strahlenbedingte Wachstumsretardation der Foeten sowohl von der Strahlendosisleistung als auch vom Entwicklungsstadium zur Zeit der Strahlenbelastung abhängig ist. Es liegen bis heute weder tierexperimentelle Ergebnisse noch Erfahrungen bei Menschen darüber vor, daß die mit einer Inkorporation von "fall-out-Sr-90" auftretende Strahlenbelastung den hier diskutierten Effekt hervorrufen kann (24).

Im Zusammenhang mit dem"Sternglass-Phänomen" sollten jedoch die statistischen Erhebungen von Interesse sein, die in Gebieten mit einem relativ hohen Radioaktivitätsvorkommen durchgeführt worden sind. Als Beispiel können hier die Studien sowohl bei Tieren als auch bei Menschen in den Monazitsandgebieten von Kerala an der Ostküste Indiens angeführt werden.

Die tierexperimentellen Untersuchungen wurden in einem ökologisch abgegrenzten Gebiet mit deutlich unterschiedlicher mittlerer Untergrundstrahlung (1 600 mrem/a bzw. 200 mrem/a) an zwei Populationen freilebender Ratten vorgenommen. Ein Vergleich zwischen den beiden Kollektiven hinsichtlich der Implantationsrate, der Mißbildungen und der toten Embryonen erbrachte trotz der verschiedenen Strahlenbelastung keinerlei Unterschiede (25).

Entsprechende Untersuchungen an relativ großen Bevölkerungsgruppen in Kerala, wobei die Strahlenbelastung dosimetrisch ermittelt wurde, erbrachten bei Dosen von 100 - 2 000 mrem/a keine signifikanten Unterschiede in Bezug auf die in dieser Bevölkerungsgruppe auftretende Säuglingssterblichkeit (siehe Tab. 1) (36). Hierzu muß die Anmerkung gemacht werden, daß diese Untersuchungen sowohl eine genetische als auch somatische Wirkung beinhalten.

Anschließend ist auszuführen, daß sämtliche Untersuchungen, die als biologische Modelle für eine Beweisführung für oder gegen die Behauptungen von Sternglass dienen können, hinsichtlich der Strahlendosen extrapoliert werden müssen. Wie die Erfahrung zeigt würden exakte experimentelle Studien in einem Dosisbereich von einigen mrem allein aus statistischen Gründen kaum durchführbar sein, weil auftretende Wirkungen nur mit Schwierigkeiten zu erfassen sind und somit vorhandenen Korrelationen nur mit ungenügender Sicherheit nachgewiesen werden können.

Eine Beschäftigung mit dem "Sternglass-Phänomen" läßt den Verdacht aufkommen, daß die Diskussion darüber noch nicht völlig abgeschlossen ist. Unter den sachkundigen Wissenschaftlern ist eine eindeutige Meinung insofern vorhanden, als die Behauptungen von Sternglass wissenschaftlich unhaltbar sind und auf Trugschlüssen beruhen. In der Öffentlichkeit dagegen wird wiederholt und vielleicht auch im "guten Glauben" auf "Sternglass" zurückgegriffen. Sollten diese Darlegungen dazu beitragen, das "Sternglass-Phänomen" in Vergessenheit zu bringen, dann hätten sie u.a. einen guten Zweck erfüllt.

Tab. 1: Epidemiologische Untersuchungen über die Wirkung von Untergrundstrahlung in Kerala (nach Gopal-Iyengar et al).
Erfaßt wurden: a) demographisch - 70 000 Personen
13 355 Haushalte
b) dosimetrisch - 10 887 Personen
2 374 Haushalte

	100-500 mrem	500-1000 mrem	1000-2000 mrem	2000 mrem
Zahl der erfaßten Ehepaare	1887	407	104	22
Zahl der Schwangerschaften	10773	2244	589	114
Fertilitätsindex	5,76 + 0,16	6,04 + 0,67	5,77 + 0,15	5,83 + 0,8
Geschlechtsverhältnis (männlich/weiblich)				
lebender Kinder	1,06	1,12	0,87	1,2
Gruppe totgeborener	1,7	1,2	-	1,0
als Säugling verstorbener..	1,06	1,03	1,08	0.69
Säuglingssterblichkeit (% der lebenden Kinder)	20,8 + 1,23	19,8 + 0,97	16,4 + 1,4	20,1 + 5,25
Fehlgeburten %	4,66	4,54	3,40	3,50
Totgeburten %	3,60	3,30	1,70	6,14
grobe Mißbildungen %	0,36	0,53	0,50	-
Zwillingshäufigkeit %	0,61	0,93	1,01	0,87

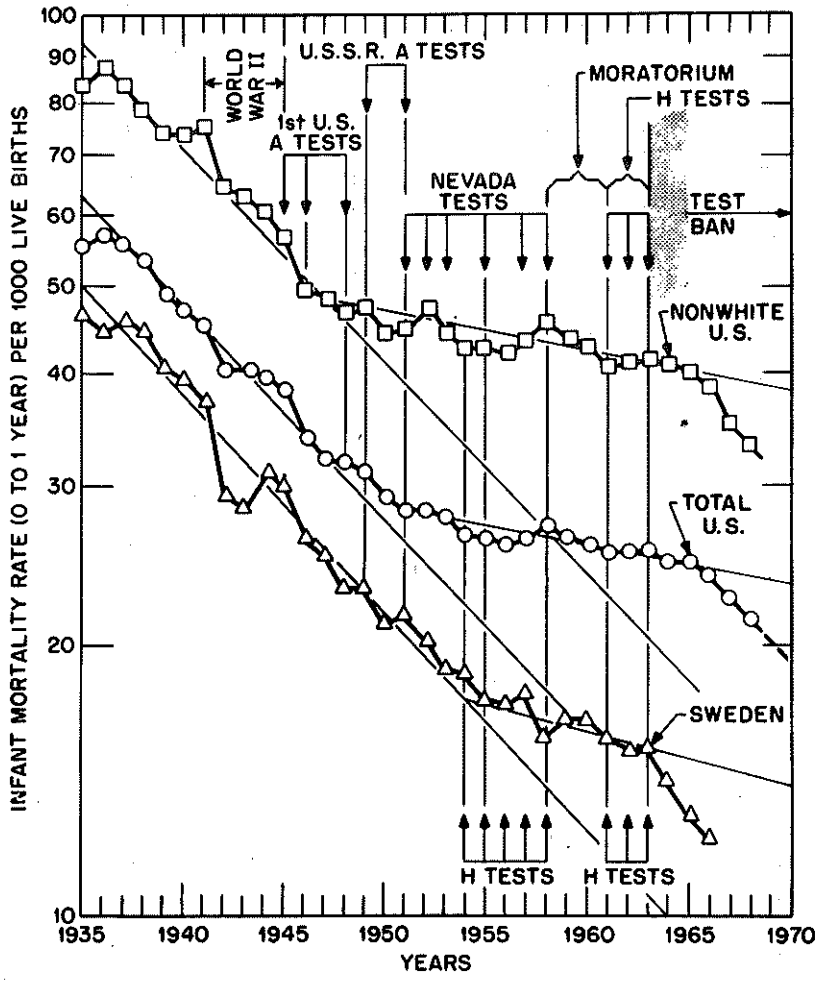


Abb. 1: Kindersterblichkeit im 1. Lebensalter pro 1 000 Lebendgeburten in den USA und Schweden für die Jahre von 1935 bis 1968.
Nach E.J. Sternglass (3)

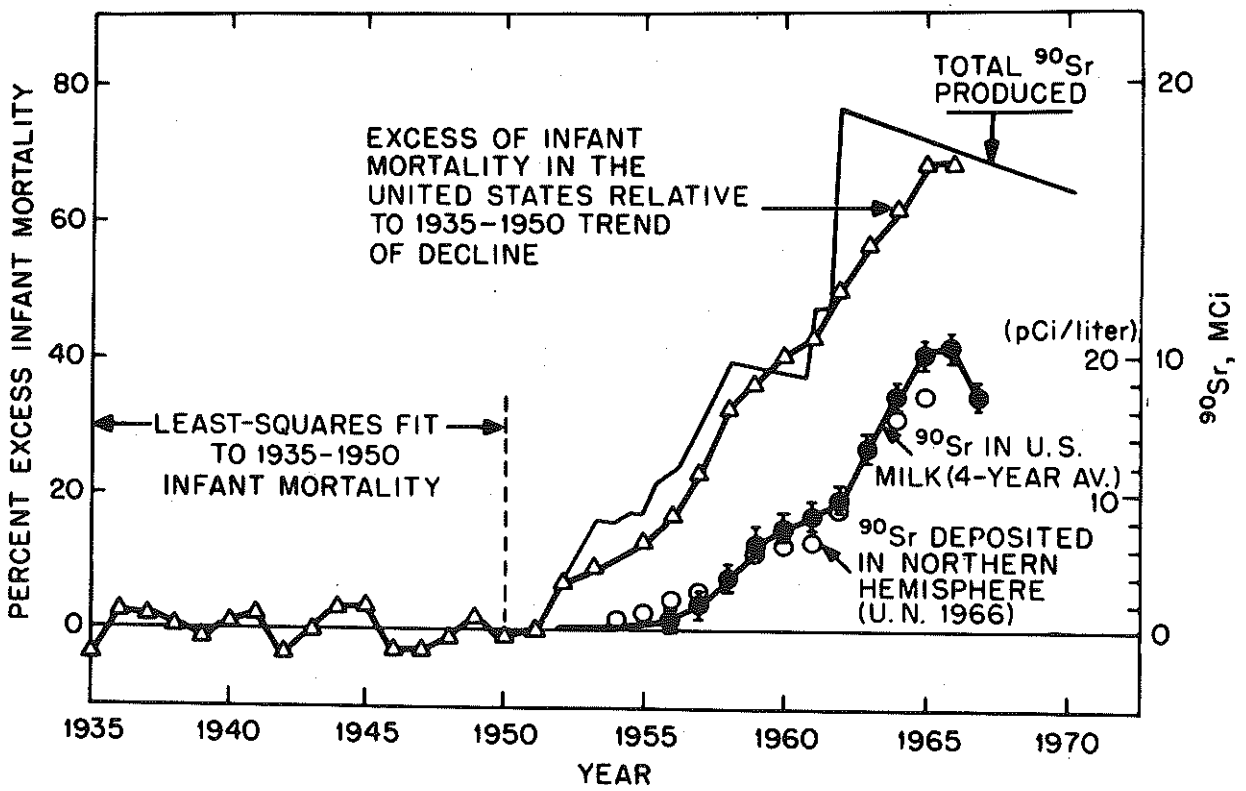


Abb. 2: "Überschuß-Säuglingssterblichkeit" in Prozent (Kindersterblichkeit in den Jahren 1935 bis 1950 = 0 %) im Vergleich zum insgesamt durch die nuklearen Testexplosionen produzierten Sr-90 (in mCi), zum in der nördlichen Hemisphäre abgelagerten Sr-90 und zum Sr-90-Gehalt der Milch in den USA (in pCi/Liter).
Nach E.J. Sternglass (3)

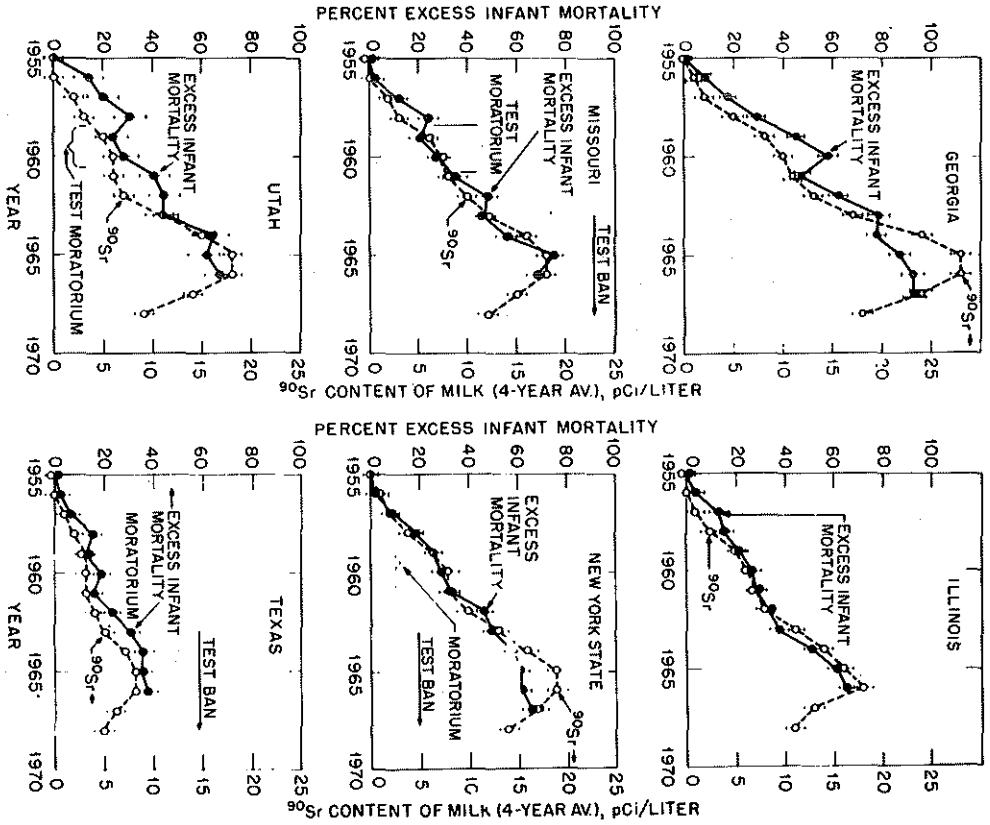


Abb. 3: "Überschuß-Säuglingssterblichkeit" in Prozent (Kindersterblichkeit in den Jahren 1935 bis 1950 = 0 %) und Sr-90-Gehalt der Milch in pCi/Liter (4 Jahres-Durchschnitt) in verschiedenen Staaten der USA.
Nach E.J. Sternglass (3)

Literatur

1.) Sternglass, E.J.
Ionizing Radiation in the prenatal Stage and the Development of Childhood Cancer;
Hearings before the Joint Committee on Atomic Energy Congress of the United States, 88. Congress of the USA, Part 1, 410 - 419 (1963)

2.) Statement of Ernest Sternglass, Chairman, Pittsburgh, Chapter of Federation of American Scientists;
Hearings before the Joint Committee on Atomic Energy Congress of the United States, 88. Congress of the USA, Part 2, 673 - 694 (1963)

3.) Sternglass, E.J.
Evidence for Low-Level Radiation Effects on the Human Embryo and Fetus.
Proc. of the 9th Hanford Biology Symposium, May 5 - 8 (1969) "Radiation Biology of the Fetal and Juvenile Mammal."

4.) Association between Changes in Congenital Malformation, Mortality Rates and Nuclear Testing.
Testimony of Dr. Sternglass; Presented at the Public Hearing on Reactor Siting in the Long Island Sound Area, Held in New York City, Febr. 6 (1970)

5.) Sternglass, E.J.
Low-Level Radiation, Ballantine Books, Inc. New York (1972)

6.) Lindop, P.J. and Rotblat, J.
Strontium-90 and Infant Mortality,
Nature, Vol. 224, Dec. 27 (1969)

7.) Sagan, L.A.
Infant Mortality Controversy
Bulletin of the Atomic Scientists, October 1969

8.) Tamplin, A.R.
Fetal and Infant Mortality and the Environment, Bulletin of the Atomic Scientists, December 1969

9.) Graham, J. and Thro, E.
The Sternglass Phenomenon, Nuclear News, October 1969

10.) Ott, K.O.
Das Sternglass-Phänomen und die Gofman-Tamplin-Kontroverse
Atomwirtschaft, Januar 1972

11.) Sternglass, E.J.
The Death of All Children
Esquire, September 1969

12.) Mazia, D.
Proc. U.S. Nat. Acad. Sci. 40, 521 (1954)

13.) Steffenson, D. and LaChance, L.E.
Radioisotopes in the Biosphere, Caldecott and Snyder, 132 (1961)

14.) Lüning, K.G., Frölén, H., Nelson, A. and Rönnbäck, C.
Genetic Effect of Strontium-90 injected into Male Mice, Nature, Vol. 197, Jan. 19 (1963)

15.) Kriegel, H.
Über das biologische Verhalten von Radiostrontium im tierischen Organismus.
Habilitationsschrift, Univ. Freiburg i.Br. 1965

16.) Mc Clellan, R.O., Kerr, M.E. and Bustad, L.K.
Reproductive Performance of Female Miniature Swine Ingesting Strontium-90 Daily
Nature, Vol. 197, Febr. 16 (1963)

17.) Kriegel, H., Häring, H. und Neumann, G.K.
Versuch einer körperinneren Dosimetrie mit Hilfe der Thermolumineszenzmethode nach Sr-90-Inkorporation bei der Ratte.
Strahlentherapie 122, 187 (1963)

18.) Steinbach, K.H. und Kriegel, H.
Körperinnere Dosimetrie nach ^{90}Sr-^{90}Y-Inkorporation bei Ratten.
Atompraxis, 14, Heft 8 (1968)

19.) Palmer, R.F., Watson, E.R. and Beamer, J.L.
Radiation Dose to Fetuses of Miniature Swine Ingesting Sr-90.
Proc. of the 19th Hanford Biology Symposium May 5 - 8 (1969); "Radiation Biology of the Fetal and Juvenile Mammal."

20.) Müller, W.A.
Gonad Dose in Male Mice after Inkorporation of Strontium-90.
Nature, Vol. 214, May 27 (1967)

21.) Kriegel, H.
Embryonalschäden durch Strahlenbelastung mit kleinen Dosen.
Strahlenschutz in Forschung und Praxis, Bd. 5
Verlag Rombach, Freiburg i.Br. 1965

22.) Kriegel, H. und Langendorff, H.
Die Wirkung einer fraktionierten Röntgenbestrahlung auf die Embryonalentwicklung der Maus.
Strahlentherapie 124, 429 (1964)

23.) Kriegel, H. und Reinhardt, St.
Effect of Fractionated X-Irradiation on the Development of the Mammalian Fetus. Proc. of the 19th Hanford Biology Symposium, May 5 - 9 (1969), "Radiation Biology of the Fetal and Juvenile Mammal."

24.) Langendorff, H. und Kriegel, H.
Zur Frage der Gefährdung der embryonalen Entwicklung bei Aufnahme radioaktiver Spaltprodukte.
Fortschr. Med. 82, 52 (1964)

25.) Grüneberg, H., Bains, G.S., Berry, R.J., Riles, L., Smith, C.A.B. and Weiss, R.A.
A search for genetic effects of high natural radioactivity in South India.
Memor. med. Res. Counc. (Land.) 307 (1966)

26.) Gopal-Iyengar, A.R., Sundaram, K., Mistry, K.B., Sunta, C.M., Nambi, K.S.V., Kathuria, S.P., Basu, A.S. und David, M.
4th United Nations Int, Conf. on the Peaceful Uses of Atomic Energy, Genf, A/Conf. 49/P/535 (1971)

Zur Anerkennung eines evtl. kausalen Zusammenhanges zwischen Einwirkung ionisierender Strahlen und Krebs müssen zwei Bedingungen erfüllt sein:

1. Die Krebsentstehung muß räumlich im Gebiet der Strahleneinwirkung erfolgen, wobei eine Ganzkörperbestrahlung den größtmöglichen Raum für die Krebslokalisation gewährt. Die Definition "Krebs" umfaßt hierbei die bösartigen Neubildungen aller Körpergewebe beim Menschen.

2. Zwischen Krebshäufigkeit und absorbierter Strahlendosis muß eine erkennbare und definierbare Relation bestehen.

   Das Beweismaterial für eine retro- und eine prospektive Auswertung stellen folgende Beobachtungen:

   a) Hautkarzinom(e): an den betroffenen Stellen, speziell an den Händen bei beruflich exponierten Personen, insbesondere Röntgenologen, ferner beim Mißbrauch ionisierender Strahlen z.B. in Form von Radiumkompressen (2,52, eigene Beobachtungen).

      Karzinogen wirkende Strahlendosis = 1000 + R/Jahr(e)

      Erkenntnis aus den Beobachtungen, u.a. 30 Hautkrebse bei radiologisch tätigen Personen in Japan (20) und durch Experimente am Rattenschwanz (49): Die karzinogene Strahlendosis ist eine subletale Dosis, wobei die biologisch-"toxische" Strahlenwirkung weniger auf die (sichtbare) Epithelschädigung zu beziehen ist, als auf die Störung der Regenerationsfähigkeit durch Schädigung des Gefäßsystemes im Unterhautgewebe. Der krebsauslösende Effekt erfolgt über einen retardierend ablaufenden somatischen Strahlenschaden, also indirekt.
      Die Höhe der gesamten absorbierten Strahlendosis, ihre Verteilung in Zeit und Raum, sind mitbestimmend am Zeitpunkt der Krebsmanifestation.

   b) Morbus Bechterew: erhöhte Leukämierate nach Röntgentiefentherapie der betroffenen Skelettabschnitte, insbesondere Wirbelsäule (11, 17, 42).

      Karzinogene Strahlendosis = (700) bis -1000- (2500) R/2-4 Serien (11, 17, 42).

      Leukämie-Risiko bei beruflich exponierten Personen, speziell Radiologen? (10, 13, 20, 24, 26, 41, 59, 60).

Radiojodtherapie der Hyperthyreose: Erhöhtes Leukämie-Risiko? (31).

c) Thymusbestrahlung bei Kleinkindern: Erhöhte Leukämierate und vermehrt Schilddrüsen-Malignome (5, 14, 16, 20, 25, 28, 38, 53, 55, 58).

d) Pränatale Röntgendiagnostik: Vermehrte Krebshäufigkeit (+ 40 %) im ersten bis zehnten Lebensjahr (8, 21, 23, 32, 33, 35, 38, 44-47, 51).

Strahlenbelastung Foet = 1 + Rad/ein-/mehrmalig.

Röntgendiagnostik: Behauptung eines gewissen Krebs-Risikos (15, 27, 29).

e) Prospektive Erhebungen an A-Bomben-Überlebenden in Japan 1945-1970 (18, 60).

Erhöhte Krebshäufigkeit nach Ganzkörperbestrahlung = 200 + Rad.

f) Tierversuche (36, 50, 55 u.a.).

Die angeführten Beobachtungen lassen einen Trend in der Beurteilung der Dosis-Effekt-Beziehung erkennen:
Anfangs wurde ein Krebsrisiko nach Anwendung therapeutisch wirksamer Strahlendosen gesucht und für die Kranken mit M.Bechterew gefunden; neuerdings wird ein Krebsrisiko auch als Folge der diagnostischen Strahlenanwendung mit kleinen/kleinsten Strahlendosen zur Diskussion gestellt. Folgerichtig wurde der Einfluß der terestrischen Umgebungsstrahlung auf die Krebs- (-Leukämie)-Häufigkeit in der Bevölkerung untersucht (9, 37 u.a.).

Kritik an den vorgelegten Erhebungen und Einwänden gegen z.T. weitreichende Folgerungen aus diesen Erhebungen (27) sind nach meiner Ansicht aus folgenden Gründen berechtigt:

Die Beweisführung geschieht in statistischer Form durch Vergleich der beobachteten Krebshäufigkeit in den bestrahlten Kollektiven mit der spontanen Krebshäufigkeit in einer unbestrahlten Population. Eine karzinogene Wirkung wird anerkannt werden müssen, wenn die Differenz zwischen beobachteter und erwarteter Krebsrate statistisch signifikant über dem mittleren Erwartungswert der spontanen Krebshäufigkeit liegt und wenn die Bezugs- und Vergleichsgruppen vergleichbar sind.

Diese Vergleichbarkeit scheint mir aus folgenden Gründen nicht gegeben:

I. Es liegen keine biologisch homologen Vergleichsgruppen bei der Auswertung der bestrahlten Personen mit M.Bechterew und mit sog. Thymoshyperplasie vor.

Das bioptisch untersuchte Knochenmark wies bei einem großen Anteil (=39 %) von 28 nicht-bestrahlten Kranken mit M.Bechterew morphologisch Veränderungen des blutbildenden Gewebes auf, das als generalisierte zelluläre Hyperplasie beurteilt wurde (48). Die Bildung unreifer Zellformen war dabei nachzuweisen. Die Möglichkeit einer "Entgleisung" zur Krebsbildung (=Leukämie) kann damit bei Bechterew-Kranken als größer erachtet werden als für bestrahlte Personen mit normalem Knochenmark. Eine "Prädisposition" zur Leukämie bestätigten COURT-BROWN et al. den Bechterew-Kranken auf Grund ihrer statistischen Erhebungen (11). Ein erhöhtes Krebs- (=Leukämie)-Risiko bei der Strahlenbehandlung des Gebärmutterkrebses war bisher nicht zu ermitteln (N 80.000 $^{0}_{+}$), obwohl die Strahlenbelastung des gesamten Knochenmarkes bei der Radiumbehandlung wesentlich höher ist als bei der Röntgentiefentherapie einzelner Skelettabschnitte beim M.Bechterew (22, 43).

Die sog.Thymushyperplasie ist ein Krankheitsbild, besser ausgedrückt: die Deutung eines Röntgenbildes, dessen Genese vielschichtig ist. Die häufige Beteiligung der Thymus an einer aleukämischen Leukose wurde nachgewiesen (12). Unter der Maske der Thymusvergrößerung kann sich bereits eine latente Leukämie verbergen. Die Bedeutung der Thymus für die Immunitätslage des Körpers ist gerade erkannt worden. Mit Kontrollgruppen kann die biologische Varianz der Thymusgröße zugleich der Thymusfunktion nicht erfaßt werden. Rassische Unterschiede sind möglich; Erhebungen z.B. in Italien haben keine vermehrte Krebshäufigkeit in der Schilddrüse und in Form der Leukämie nach Bestrahlung einer Thymushyperplasie im Kleinstkindesalter aufgefunden (25).

Biologisch heterologe Strukturen in den miteinander verglichenen Gruppen sind ferner eine fast unabwendbare Folge durch Selektion oder Separation z.B. in Form der Krankenhauseinweisung der Risikoträger oder durch die Indikation zu deren Untersuchung/Behandlung. Bei den Erhebungen von A.STEWART in Oxford betr.Krebshäufigkeit nach prämataler Rö-Diagnostik kann dieser Faktor nicht ausgeschlossen werden. Die Indikation zur Pelvimetrie bei Erstgebärenden läßt an eine Risiko-Schwangerschaft denken. Die Erstgeborenen weisen nach REID (1957) eine höhere Anfälligkeit für Krebsbildungen auf. Die Krankenhauseinweisung kann soziale Faktoren beinhalten. Analoge Erhebungen in anderen Städten und Krankenanstalten in GB konnten jedenfalls ein

erhöhtes Krebsrisiko nach pränataler Rö-diagnostik nicht belegen (8,21,32,33). Ebenso wiesen bei den A-Bomben - Überlebenden in Japan die pränatal bestrahlten Foeten (n ..500) keine genetischen und somatischen Strahlenschäden auf (18).

Über die numerischen Auswirkungen durch Selektion und Separation bei Vorsorgeuntersuchungen berichtete ich ausführlich (Krebsbekämpfung: Hoffnung und Realität, Thieme 1974).

II. Der Vergleich zwischen bestrahlten und unbestrahlten, d.h. röntgenologisch untersuchten Kollektiven ist durch die Kleinheit und Varianz des spontanen Krebsrisikos im Kindesalter erschwert. Als Beispiel: Leukämie-Frequenz bis zum 5.Lebensjahr zwischen 2 und 7 pro 1000.000 Kinder.

III. Der schwerwiegendste, weil vermeidbare Fehler in vielen statistischen Erhebungen ist der Vergleich der Krebshäufigkeit in nicht analogen Altersklassen. Das Vorkommen bösartiger Geschwülste beim Menschen steigt mit dem Lebensalter steil an. Dies bewirkt in einem konstruierten Beispiel folgende Tatbestände: Die spontane Leikämierate verhält sich im 3.Lebensjahrzehnt zu der zwischen 50. und 70.Lebensjahr wie 1 : 5. Ein Patientenkollektiv mit M.Bechterew hat bei der herkömmlichen Erfassung im 3.Lebensdezennium eine wesentlich niedrigere Leukämiequote als die älteren, nunmehr u.a.auch röntgen-bestrahlten Bechterew-Kranken. Gleiche Gründe machen die Bezugnahme auf Einheiten einer Bevölkerung (meistens pro 100000) unzulässig. Die Altersstruktur einer Bevölkerung bestimmt die Krebsziffer pro Bevölkerungseinheit. Es kann mit solchen Bezugswerten weder die "Grenzen der Strahlenbelastung" für eine Bevölkerung diskutiert werden (19) noch kann damit das Krebsrisiko von bestimmten und ausgewählten Kollektiven beurteilt werden.

Wertlos sind deshalb auch statistische Erhebungen über den Einfluß der terrestrischen Umgebungsstrahlung auf die Tumorhäufigkeit, wenn und weil zum Vergleich die Todesfallquote in Promille der Einwohnerzahl - und nicht deren Struktur - gewählt wird (37). Kontroverse Ergebnisse sind damit erklärt (9). Aus gleichen Gründen erscheint es mir völlig unsinnig, ein "order of risk" für eine Bevölkerung berechnen zu wollen.

Das Krebsvorkommen in den einzelnen Altersklassen ist nicht nur unterschiedlich, sondern die Häufigkeit bösartiger Geschwülste beim Menschen steht in einer (fast) gesetzmäßigen Relation zu seinem Lebensalter (30). Damit wird

jedes Geschehen, das synchron mit dem Vorgang des Alterns verläuft, also z.B. die Summe von Rö-Untersuchungen oder die seiner Strahlenbelastung, in gleicher Relation zur Krebshäufigkeit stehen. Unter solchen Bedingungen stellt eine ermittelte Dosis-Effekt-Beziehung nichts anderes dar als die Beziehung der Krebshäufigkeit zum Lebensalter.

Diese Einwände richten sich gegen die Form der statistischen Erhebungen, damit zugleich gegen deren Resultate.

Die Annahme einer evtl. karzinogenen Wirkung kleiner/kleinster Strahlendosen wird am entschiedensten durch den Nachweis der Konstanz der Krebsgefährdung widerlegt (30).

Die zivilisatorische Strahlenbelastung des Menschen während der letzten 70 Jahre hat das Krebsrisiko nicht verändert. Nicht die ionisierenden Strahlen, sondern das Altern ist der entscheidende Risikofaktor für Krebs. GARLAND brachte ein gleiches Argument vor: In den Jahren 1925 bis 1940 sind in USA schätzungsweise rund 4 Mio.Kleinkinder an Thymushyperplasie, Schwellung des lymphatischen Rachenringes o.ä. röntgenbestrahlt worden. Die Mortalitätsziffer für Schilddrüsenmalignome und Leukämie zeigte keine auffällige Veränderung in ihrem Trend.

Eine Verschiebung im Spektrum der Krebslokalisation ist überall auf der Welt nachweisbar: Abnahme des Magenkrebses und des Gebärmutterkarzinoms, Zunahme des Lungenkrebses und des Mammakarzinoms. Der gleiche Panorama-Wandel ist bei den Krebsfällen der A-Bomben - Überlebenden in Japan festzustellen (18).

Zusammenfassung:

Die ionisierenden Strahlen sind ein natürlicher Umweltfaktor des Menschen, in großer Schwankungsbreite auf der Erde und seit Beginn des Menschengeschlechtes vorhanden.

Die ionisierenden Strahlen sind ein unentbehrliches Heilmittel für diagnostische und therapeutische Zwecke geworden. Für diese Anwendung ist bis heute ein Risiko, speziell in Form eines karzinogenen Effektes mit Sicherheit nicht erwiesen - ausgenommen bei der Strahlentherapie des M.Bechterew.

Eine Ganzkörperbestrahlung mit höheren Strahlendosen (= 200 + Rad) hat bei den A-Bomben - Überlebenden in Japan zu einer vermehrten Manifestation von bösartigen Geschwülsten geführt. Ich deute dies nicht mit Vorstellungen der Strahlenbiologie, sondern ordne die Problematik der Onkologie zu.

Literatur

(1) Anderson,R.E.et al: Pathogenesis of radiation related leukemia and lymphoma
Lancet 1972, 1: 1060-1062

(2) Born,W.: Strahlenschäden durch Radiumkompressen
Zschr.Haut- u.Geschlechtskrankh.39,1965: 57-65

(3) Brill,A.B.,Tomonaga,M. and Heysel,R.M.: Leukemia in man following exposure to ionizing radiation
Ann.Intern.Med.56,1962:590-609

(4) Clark,J.B. u. Grenville-Mathers,R.: Chest-X-ray examinations and radiation hazards
Lancet 1957,Dec.21:1276-1277

(5) Clark,D.E.: Association of irradiation with cancer of the thyroid in children and adolescents
JAMA 159,1955:1007-1009

(6) Cooke,J.V.: The ocurrence of leukemia
Blood,9,1954:340-347

(7) Court-Brown,W.M.u.R.Doll: Leukaemia in childhood and young adult life
Brit.med.J.1961,Apr.8:981-992

(8) Court-Brown,W.M.,R.Doll and A.Bradford-Hill: Incidence of leukaemia after exposure to diagnostic radiation in utero
Brit.med.J.1960,2:1539-1550

(9) Court-Brown,W.M. R.Doll,F.W.Spiers,B.J.Duffy u.M.J.McHugh: Geographic variation in leukaemia mortality in relation to background radiation and other factors
Brit.med.J.1960:1753-1759

(10) Court-Brown,W.M.,R.Doll: Expectation of life and mortality from cancer among British radiologists
Brit.med.J.1958,II.July 26:181-187

(11) Court-Brown,W.M.and J.D.Abbat: The incidence of leukaemia in ankylosing spondylitis
Lancet 1955,I: 1283-1285

(12) Davis,L.A.u.S.R.McCready: The enlarged thymus gland in leukaemia in childhood
Amer.J.Roentgenolog.88,1962:924-927

(13) Failla,G.u.P.McClement: The shortening of life by chronic wholebody irradiation
Amer.J.Roentgenolog.78,1957:946-954

(14) Garland,L.H.: Cancer of the thyroid and previous irradiation
Surg.Gynec.& Obst.112,1961:564-566

(15) Gibson,R.S.Graham et al: Irradiation in the epidemiology of leukemia...
J.Nat.Cancer Inst.48 (1972): 301-311

(16) Goolden,A.W.G.: Carcinoma of the thyroid following irradiation
Brit.med.J.1958,II:954-955

(17) Graham,D.C.: Leukemia following X-ray therapy for ankylosing spondylitis
A.M.A.Arch.Int.Med.105,1960:51-59

(18) Jablon,S.: The origin and findings of the atomic bomb casualty commission
DHEW Publication No.(FDA) 73-8032,1973

(19) Jacobi,W.: Die Grenzen der Strahlenbelastung

(20) Kitabatake,T.,T.Watanabe u.S.Koga: Radiation cancer in Japanese radiological workers
Strahlenther.146,1973:599-606

(21) Lewis,T.L.T.: Leukaemia in childhood after antenatal exposure to X-rays
Brit.med.J.1960,Nov.26:1551-1552

(22) Lohmann,H.: Besteht eine Koinzidenz zwischen Leukosen und bestrahlten gynäkologischen Carcinom-Patienten?
"Kampf dem Krebs" Bochum.Arbeitsgemeinschaft f.Krebsbekämpfung... im Lande Nordrhein-Westf.1972,Heft 13:29-97

(23) McMahon,B.: X-ray exposure and malignancy
JAMA 183, 1963: 721

(24) March,H.C.: Leukemia in radiologists in a 20 year period
Am.J.Med.Sciences 220,1950:282-286

(25) Massenti,S.: Su 103 casi di ipertrofia timica roentgenirridiation in eta pediatrica
Radiol.med.48,1962:261-279
ref.Amer.J.Roentgenol.89,1963:454

(26) Mayer,E.G.: Zur Krebsentstehung durch ionisierende Strahlen
Wien,klin.Wschr.72,1960:129-136

(27) Morgan,K.Z.: Possible consequences of excessive medical exposure in the United States
Vortrag 7.Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz e.V. Bern,März 1973

(28) Newmann,C.G.H.: Long-term follow-up of 32 patients irratiated for thymic enlargement in infancy
Brit.med.J.1960,I:34-36

(29) Neumann,G.: Röntgendiagnostik und Leukämiehäufigkeit
Dtsch.med.Wschr.87,1962:90-94

(30) Oeser,H.,P.Koeppe u.K.Rach: Die Konstanz der Krebsgefährdung des Menschen
Dtsch.med.Wschr.99,1974:273-277 und 1156-1159

(31) Pochin,E.E.: Leukaemia following radioiodine treatment of thyreotoxikosis
Brit.med.J.1960,Nov.26:1545-1550

(32) Rabinowitch,J.: X-rays and leukemia
Lancet 1956,Dec.15:1261-1262
Lancet 1957,Jan.26:219-220

(33) Rabinowitch,J.: Antenatal irradiation and childhood malignancies
Brit.Med.J.1958,No.5099,Sept.27:796-797

(34) Rausch,L.: Röntgendiagnostik,radiologische Physik und Strahlenbiologie vor gemeinsamen Aufgaben
Fortschr.Röntgenstr.120,1974:1-11

(35) Reid,F.: X-rays and leukemia
Lancet 1957,Febr.23:428

(36) Reincke,U.,E.Stutz u.W.Hunstein: Tumorhäufigkeit und Lebensverkürzung nach fraktionierter Röntgenganzbestrahlung weißer Ratten
Strahlenther.128,1965:425-440

(37) Renfer,H.R.u.M.Hengelhaupt: Strahlenpegel und Tumorhäufigkeit in der Schweiz
Vortrag 7.Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz e.V., Bern, März 1973

(38) Rooney,D.R.u.R.W.Powell: Carcinoma of the thyroid after X-ray therapy in early childhood
JAMA 169,1958:1-4

(39) Schinz,H.R.u.Th.Reich: Die Häufigkeit der Todesfälle an Leukämie in der Schweiz
Dtsch.med.Wschr.86,1961:528-530

(40) Schön,B.: Rö-diagnostik in freier Praxis
Diss.Univ.München 1973

(41) Seltser,R. and P.E.Sartwell: Influence of occupational exposure to radiation on mortality of American radiologists and other medical specialists
Amer.J.Epidemiol.81,1965:2-22

(42) Silberberg,D.H.,L.A.Frohmann and J.E.Duft: The incidence of leukemia... in thermatoid spondylitis treated with X-rays
Arthritis and Rheumatism 1959,2:34

(43) Simon,N.,M.D.Brucer and R.Hayes: Radiation and leukemia in carcinoma of the cervix
Radiology 74,1960:905

(44) Stewart,A.: An epidemiologist takes a look at radiation risks
DHEW Publication No.(FDA) 1973: 73-8024

(45) Stewart,A.u.G.W.Kneale: Radiation dose effects in relation obstetric X-rays and childhood cancer
Lancet 1970 (June 6):1185-1188

(46) Stewart,A.M.and G.W.Kneale: Age distribution of cancers caused by obstetric X-rays and their relevance to cancer latent periods
Lancet 1970,2:4-8

(47) Stewart,A.M.: Cancer as a cause of abortions and stillbirths
Brit.J.Cancer 27,1973:465-472

(48) Stewart,J.W.u.St.Dische: Effect of radiotherapy on bone-marrow in ankylosig spondylitis
Lancet 1956,Nov.24:1063-1069

(49) Stutz,E.u.U.Blüthgen: Röntgenkarzinom des Rattenschwanzes
Strahlenther.105,1956:278-293

(50) Stutz,E.u.U.Blüthgen: Krebsentstehung durch indirekte Strahlenwirkung
Strahlenther.105,1956: 503-511

(51) Szanto,D.: Praenatale Strahlenschädigung...
Fortschr.Röntgenstr.110,1969:886-889

(52) Theiss,B.: Hautkarzinom nach Tragen einer Radiumkompresse wegen Asthma bronchiale
Med.Welt 1965:2869

(53) Uhlmann,E.M.: Cancer of the thyroid
JAMA 161,1956:504-507

(54) Wachsmann,F.: Betrachtungen über das Strahlenrisiko
Radiologe 10,1970:345-353

(55) Warren,S.,M.Alvizouri u.B.P.Colock: Carcinoma of the thyroid in childhood and adolescence

(56) Warren,S. and O.Gates: The induction of leukaemia and life shortening in mice by continous low-level external gamma radiation
Radiation Research 47 (1971):480-490

(57) Wellmann,K.F.: Über die Todesursachen bei US-amerikanischen Ärzten
Dtsch.Med.Wschr.99,1974:1695

(58) Wilson,G.M. et al: Thyroid neoplasm following irradiation
Brit.med.J.1958,II:929-934

(59) Irradiation and leukemia (Editorial)
Brit.med.J.1972,3:485-486

(60) Leukemogenic and cancerogenic effects of radiation (Editorial
Amer.J.Roentgenol.85,1961: 989-992

T E I L N E H M E R L I S T E

Dr.Fritz Ammentorp
Amersham Buchler GmbH & Co KG
33 Braunschweig

Dr.Y.Atakan
Babcock Brown Boveri Reaktor GmbH
68 Mannheim 41, Heppenheimer Str.27
Abt.TTK/3

Prof.Dr.med.Aurand
Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene
1 Berlin 33, Corrensplatz 1

Prof.Dr.Bachmann
493 Detmold, Röntgenstr.183

Dr.Dieter Bachner
Inst.f.Reaktorsicherheit d.Techn.Überwachungs-Vereine
5 Köln 1, Glockengasse 2

Dr.med.Karl Balzer
43 Essen, Holsterhauser Str.28

Ingo Bareth
Universität Bremen
28 Bremen, Achterstr.

Dr.Maria Bauer, Obermedizinalrätin
Senat der Freien u.Hansestadt Hamburg
Personalärztlicher Dienst
2 Hamburg 11, Alter Steinweg 4

Ing.grad.Wolfgang Blaser
Kernkraftwerk Philippsburg GmbH
7522 Philippsburg, Rheinschanzinsel

Dr.A.Beck, Medizinaldirektor
282 Bremen-Schönebeck, Schönebecker Kirchweg 16

Prof.Dr.K.Becker
Health Physics ORNL
Oak Ridge Tennessee 37830 USA

Klaus Begemann
Universität Bremen
28 Bremen, Achterstr.

Dipl.Phys.Dieter Berg
Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung
Abt.Nuclearbiologie
8042 Neuherberg, Ingolstädter Landstr.1

Hans Berger
Siemens Aktiengesellschaft, Bereich Medizinische Technik
852 Erlangen, Henkestr.127

Herr Bettels
205 Hamburg 80, Heidkampsreite 14

Dr.Biese
Ministerium für Arbeit, Gesundheit und Soziales
4 Düsseldorf

Dr.Hans Billaudelle, Regierungsdirektor
Bundesministerium für Verteidigung
533 Köngiswinter, Bergstr.43a

Dr.R.Birnstock
Beschleunigerlaboratorium der Uni und TU München
8046 Garching, Hochschulgelände

Prof.Bleck
28 Bremen, Achterstr., Universität

Dr.B.Böhlen
Amt für Umweltschutz
CH-3003 Bern, Schwarztorstr.53

Herr Bohnenkamp
Arbeits- und Sozialbehörde Hamburg, Amt für Arbeitsschutz
2 Hamburg 76, Adolph Schönfelder Str.5

Dr.H.T.van den Bold
Veiligheidsdienst Rijks-Universität Utrecht
Utrecht, Heidelberglaan 2

Dr.rer.nat.H.Bonka
Lehrstuhl für Reaktortechnik RWTH Aachen
51 Aachen, Eilfschornsteinstr.

Dr.H.Borchart
BMI, Bonn 7, Postfach

Ing.grad.Diethart Brandt
Preußische Elektrizitäts AG, Kernkraftwerk Würgassen
3472 Beverungen, Postfach 1220

Dipl.Ing.Helmut Braun
Strahlenschutz CCR Euratom CP 5
I-21020 Ispra (Varese)

Dipl.Phys.H.G.Breest
BMI, Bonn 7, Postfach

Dr.med.Ludwig Breitenbach
2 Hamburg 26, Curtiusweg 18

D.Brenk
Lehrstuhl für Reaktortechnik RWTH Aachen
51 Aachen, Eilfschornsteinstr.

Dr.med.J.Bruch
Abt.für elektronische Mikroskopie der Universität Düsseldorf
4 Düsseldorf 1, Postfach 5634

Herr Brücher
517 Jülich, Jan von Werth Str.63

Dipl.Phys.Hansheiri Brunner
EIR Eidgen.Inst.f.Reaktorforschung, Abt.Strahlenüberwachung
CH-5303 Würenlingen

Dipl.Phys.K.Brüssermann
Lehrstuhl für Reaktortechnik
Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule
51 Aachen, Eilfschornsteinstr.

Dr.M.Budke-Daeg
TÜV Baden
68 Mannheim, Richard Wagner Str.2

Dipl.Phys.Burmeister
Gesundheitsbehörde der Freien u.Hansestadt Hamburg
2 Hamburg 13, Tesdorpfstr.8

A.Calamini, Ing.
2 Hamburg 1, Alexanderstr.1

Dr.J.Czarnecki
CH-5200 Windisch, Pestalozzistr.1

Dr.Wilfried Czech
Röntgendiagnostisches Inst.d.Universität Wien
Allgemeines Krankenhaus der Stadt Wien
1090 Wien, Alserstr.4

Dipl.Phys.Alfred Dannecker
Landesanstalt für Arbeitsschutz, Bereich Arbeitsmedizin
75 Karlsruhe

W.Deller
4035 Breitscheid, An der Hoffnung 11

Dr.med.Gerhard Dietz
Med.-techn.Untersuchungsstelle der BFA
1 Berlin 31, Ruhrstr.2

Dipl.Phys.K.Ditterich
CCR Euratom
21020 Ispra (Varese) CP 1 Italien

Dr.Hans Dresel
78 Freiburg i.Br., Albertstr.23

Ing.grad.W.Dobiasch
Münchener Apparatebau Kimmel KG
8012 Ottobrunn, Otto-Hahn-Str.36

Herr Domke
Herfurth GmbH
2 Hamburg 50, Beerenweg 6-8

Dr.Heinz Eck, Medizinaldirektor
65 Mainz, Lorenz Diehl Str.21

H.Edelhäuser, Oberregierungsrat
BMI, Bonn 7, Postfach

Prof.Dr.U.Ehling
Gesellschaft für Strahlen- u.Umweltforschung
Abt.Genetik, Inst.für Strahlenbiologie
8042 Neuherberg, Ingolstädter Landstr.1

Detlev Elsinghorst
Kernforschungsanlage Jülich
517 Jülich

Dipl.Phys.J.G.Festag
61 Darmstadt
Postfach 541

Dr.H.Fabian
NUKEM GmbH
645 Hanau, Postfach 869

Dr.Hans Fabian
Nordwestdeutsche Kraftwerke
2 Hamburg 76, Schöne Aussicht 14

Dir.u.Prof.W.Feldt
Isotopenlaboratorium der Bundesforschungsanstalt für Fischerei
2 Hamburg 55, Wüstland 2

Dr.med.Hans-Dieter Flach
BASF Aktiengesellschaft
67 Ludwigshafen

Dr.med.Wolfgang Fritz
Werksarzt der Daimler-Benz AG
Stuttgart-Untertürkheim

Siegfried Forschner
Gesundheitsbehörde der Freien u.Hansestadt Hamburg
2 Hamburg 13, Tesdorpfstr.8

Ing.grad.W.Friedrich
Institut für Physikalische Chemie
Kernforschungsanlage Jülich
517 Jülich, Postfach 365

H.W.Gabriel
Hochtemperaturreaktorbau GmbH
Kernforschungsanlage Jülich
517 Jülich, Postfach 589

Reinhold Gammel
Badenwerk AG, Abt.MK-PAS
75 Karlsruhe 1, Postfach 1680

M.Gandhi
ZVEI Frankfurt/M.
6 Frankfurt 70, Stresemannallee 19

Dr.J.Gans
Institut für Wasser-, Boden- u.Lufthygiene
Bundesgesundheitsamt Berlin
Berlin 33, Postfach

Udo Gausmann, Regierungspräsident
4 Düsseldorf, Bismarckstr.98

Dipl.Phys.Jürgen Geisler
Ruhruniversität Bochum
463 Bochum, Universitätsstr.150

H.Geiß
Zentralabteilung Strahlenschutz
Kernforschungsanlage Jülich GmbH
517 Jülich 1, Postfach 365

van Ginkel
Lab.voor Kernfysica en Vaste Stof afd Biophysica
Utrecht, Princetonplein 1 Nederland

Dr.med.Gerhard Grahl
8031 Eichenau b.München, Roggensteiner Allee 46a

Joachim Goebel
Harshaw Chemie GmbH
5678 Wermelskirchen, Viktoriastr.5

Prof.Dr.Gremmel
Radioökol.Univ.Klinik
23 Kiel, Arnold-Heller-Str.9

J.Grupe
CIVING v/Haerens Materielkommando
9800 Hjorring, Arsenalvej 55

Dr.Hans-Georg Gupper
Amt der Kärntner Landesregierung Abt.12
A-9010 Klagenfurt, Arnulfplatz 2

B.J.Gwiazdowski
CLOR
03-194 Warszawa, Kouwaliowa 7, Polen

Prof.Dr.Kawai
Kinki University, Department of Health Physics
Osaka/Japan
z.Zt. Gesellschaft für Strahlen- u.Umweltforschung
Institut für Strahlenschutz, Gruppe Radiochemie u.Analytik
8042 Neuherberg b.München, Ingolstädter Landstrasse

Prof.Dr.H.Kiefer
Kernforschungszentrum
75 Karlsruhe, Postfach 3640

Dr.Ing.Klaus-Erik Kirschfeld
Hahn-Meitner-Institut für Kernforschung Berlin
1 Berlin 39, Glienicker Str.100

Dr.W.Kistner
Abteilung für Strahlenhygiene
Bundesgesundheitsamt Berlin
1 Berlin 33, Corrensplatz 1

Anette Klaus
BBC Brown, Boveri & Cie AG
CH-5401 Baden

Hans Kleimann
Gesellschaft für Strahlen- u.Umweltforschung
8042 Neuherberg b.München, Ingolstädter Landstrasse

Alfred Kleinen
4400 Münster, Schlautstiege 75

Dr.L.A.König
Abteilung für Strahlenschutz
Gesellschaft für Kernforschung
75 Karlsruhe, Postfach 3640

Dr.W.Kolb
Labor für Strahlenschutz
Physikalisch-Technische Bundesanstalt
33 Braunschweig, Bundesallee 100

Herbert Kompalka
Detmold, Am Eichenpohl 2

Dr.G.Korten
2980 Norden

Herr Kotschi
TÜV Bayern e.V., Abt.IV Kernenergie und Strahlenschutz
8 München 21, Eichstätter Str.5

H.Kowalewsky
Bundesanstalt für Materialprüfung
1 Berlin 45, Unter den Eichen 87

H.Kreiner
Gesellschaft für Strahlen- u.Umweltforschung
Physikalisch-Technische Abteilung
8042 Neuherberg b.München, Ingolstädter Landstrasse

Prof.Dr.H.Kriegel
Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung
Institut für Biologie, Abt.f.Nuclearbiologie
8042 Neuberberg b.München, Ingolstädter Landstrasse

Dipl.Ing.Jerzy W.Krzesniak
Abt.Allgemeine Dosimetrie
Zentral-Labor für Strahlenschutz
03-194 Warszawa, Konvaliowa 7, Polen

Dr.R.Kunkel
Institut für Biophysik
665 Homburg/Saar

Dr.K.Kühle
3392 Claustal-Zellerfeld, Bornhardtstr.22

Peter Kimmel
Münchener Apparatebau Kimmel KG
8012 Ottobrunn, Otto Hahn-Str.36

Dr.M.Laser
Institut für Chemische Technologie
Kernforschungsanlage Jülich
517 Jülich, Postfach

Dipl.Phys.U.Lauterbach
Physikalisch-Technische Bundesanstalt
33 Braunschweig, Bundesallee 100

Dr.Werner Lemcke, Landesmedizinaldirektor
4018 Langenfeld, Am Bendenbusch 8

Herr Lemmens
Nuclear Enterprise
8 München, Schwanthaler Str.

Dr.Lenkeit
Gesellschaft für Kernforschung mbH, Schule für Kerntechnik
75 Karlsruhe, Postfach 3640

Dr.Friedrich Ludwieg
4044 Kaarst, Hanauer Weg 57

Prof.Dr.med.P.V.Lundt
1 Berlin 30, Maassenstr.2

Ir.F.C.M.Mattern
Rijks Inst.voor de Volksgezondheid
Bilthoven, Postbus 1

Dr.R.Maushart
Berthold-Frieseke-Vertriebsgesellschaft
75 Karlsruhe 41, Postfach 410220

Volker Mauss
2 Hamburg 19, Pinneberger Weg 7

Dr.G.Meissner
775 Konstanz, Möwenring 6

Dr.Mennicken
BMI, Bonn 7, Postfach

Dr.J.Mehl, Regierungsdirektor
BMI, Bonn 7, Postfach

Prof.Dr.G.Messerschmidt
8 München 45, Neuherberg Str.54

Dr.Hermann Mergler
Du Pont de Nemours (Deutschland) GmbH
6078 Neu Isenburg, Schleussner Str.2

Dr.med.Günther Möhrle
Kernforschungszentrum Karlsruhe
Abteilung Strahlenschutz u.Sicherheit
75 Karlsruhe, Postfach 3640

Dr.Hans Mönig
Institut f.Biophysik u.Strahlenbiologie der Universität
78 Freiburg i.Br., Albertstr.23

Dr.Helmut Müh
75 Karlsruhe 51, Eduard Mörike-Str.7

Prof.Dr.Eduard Nägele
7630 Lahr/Schwarzwald, Am Hagedorn 6

Dr.E.Nagel
Eidgenössisches Institut für Reaktorforschung
CH 5303 Würenlingen

Prof.Dr.R.Neider
Bundesanstalt für Materialprüfung
1 Berlin 45, Unter den Eichen 87

Dipl.Phys.Alfred Neu
Landesanstalt für Arbeitsschutz
75 Karlsruhe

Dr.A.Neiß
Institut für Medizinische Statistik, Dokumentation
und Datenverarbeitung der Technischen Universität
8 München 80, Sternwartstr.2

Peter Nemecek
Fa.Friesecke & Hoepfner GmbH
852 Erlangen, Spardorfer Str.25 1/2

R.Niekrawietz
Siemens AG, Abt.E 662

Dipl.Ing.Wolfgang Nims
A-8101 Gratkorn 650

Prof.Dr.Dr.E.Oberhausen
Abt.Nuclearmedizin, Med.Universitätskliniken
665 Homburg/Saar

Heinz Olsen
477, Katroper Weg 44

Dr.med.Oster
Werksarzt der Degussa
6451 Wolfgang

Frau Dr.med.Pape
21 Hamburg 90, Wilstorfer Str.52

Dr.U.Pape
1 Berlin 21, Turmstr.21

Ing.grad.W.H.Papke
Staatliches Materialprüfungsamt
der Fachhochschule Hamburg
2 Hamburg 1, Berliner Tor 21

Chr.Patzelt
7522 Philippsburg, Rheinschanzinsel

Prof.Dr.H.Pauly
Institut für Physikalische u.Medizinische Strahlenkunde
der Universität Erlangen-Nürnberg
852 Erlangen, Krankenhausstr.12

Dr.med.P.Peche
43 Essen, Dreilindenstr.39

Dr.rer.nat.Hans Pfeiff
63 Giessen, Eichendorffring 137

Dr.Helmut Pfister
Institut für Physikalische u.Medizinische Strahlenkunde
der Universität Erlangen-Nürnberg
852 Erlangen, Krankenhausstr.12

Dipl.Ing.Fritz Haas
6453 Seligenstadt, Mittelbeune 51

Prof.Dr.J.Hacke
Hahn- Meitner-Institut f.Kernforschung Berlin GmbH
1 Berlin 39, Glienicker Str.100

Dr.med.Hagemann, Obermedizinalrat
Senatsamt für den Verwaltungsdienst
Personalärztlicher Dienst
2 Hamburg 11, Alter Steinweg 4

Dipl.Phys.P.Handge
Institut für Reaktorsicherheit
der Technischen Überwachungsvereine
5 Köln 1, Glockengasse 2

Dipl.Phys.Heinz Joachim Hardt
5307 Wachtberg-Ließem, Löwenburgweg 8

Dr.K.Heinemann
Zentralabteilung Strahlenschutz
Kernforschungsanlage Jülich GmbH
517 Jülich 1, Postfach 365

H.Hemmerling
Münchener Apparatebau Kimmel KG
8012 Ottobrunn, Otto-Hahn-Str.36

Dipl.Phys.K.Henning
Gesellschaft für Kernenergieverwertung
2054 Anlage Tesperhude

B.Hildebrand
Gesellschaft f.Strahlen- und Umweltforschung mbH
8042 Neuherberg b.München, Ingolstädter Landstr.1

Dr.med.Peter Hilger
2 Hannover-Kleefeld, Heidering 26

F.O.Hoffmann
Institut für Reaktorsicherheit
der Technischen Überwachungsvereine
5 Köln 1, Glockengasse 2

Dr.med.Günter Hornung
Ev.Krankenanstalten Duisburg-Nord
41 Duisburg 11, Fahrner Str.135

Dr.W.Hunzinger
Eidgenössisches Gesundheitsamt Bern
Sektion Strahlenschutz
CH-3011 Bern, Speichergasse 29

Dr.H.Jacobs
51 Aachen, VQu.-Buchweg 19a

Dr.Benno Herzberg
Klinikum Steglitz der FU Berlin
Nuklearmedizinische Abteilung
1 Berlin 45, Hindenburgdamm 30

Prof.Dr.W.Jacobi
Institut für Strahlenschutz
der Gesellschaft für Strahlen- u.Umweltforschung mbH
8042 Neuherberg b.München, Ingolstädter Landstr.1

Wolfgang Jaek
Kernforschungsanlage Jülich
Programmgruppe Systemforschung u.technologische Entwicklung
517 Jülich 1, Postfach 365

Dr.Hansjochen Jagersberger
Kraftwerk Union AG
Offenbach/Main, Berliner Str.

Dr.Herbert Jahn
Zentralabteilung Forschungsreaktoren
Kernforschungsanlage Jülich
517 Jülich, Postfach 365

Klaus Janssen
Landesgewerbeaufsichtsamt für Rheinland-Pfalz
65 Mainz, Rheinallee 97-101

Dr.F.Jensen
2 Hamburg 52, Neumannspark 11

Dr.G.Jensen
216 Stade, Bargerweg 94

Dr.med.Rolf Jessen
Städtisches Krankenhaus, Röntgenabteilung
Lörrach/Baden

Dipl.Phys.E.John
Abteilung f.Strahlenhygiene des Bundesgesundheitsamtes
Berlin 33, Postfach

Dr.Erika Kattos
4713 Bochum-Höver, Hohenhöverer Str.14

Dr.Kattos
4713Bochum-Höver, Hohenhöverer Str.14

Dr.H.Kautsky
Deutsches Hydrographisches Institut
2 Hamburg 55, Wüstland 2

Dipl.Phys.Gert Keller
Universität des Saarlandes
Institut für Biophysik
665 Homburg/Saar

Herr Philipp
Institut für Physikalische u.Medizinische Strahlenkunde
der Universität Erlangen-Nürnberg
852 Erlangen, Krankenhausstr.12

Dipl.Phys.E.Piesch
Gesellschaft für Kernforschung mbH
Abteilung Strahlenschutz u.Sicherheit
75 Karlsruhe, Postfach 3640

Dr.med.Helga Pohl
Senatsamt für den Verwaltungsdienst,
Personalärztlicher Dienst
2 Hamburg 11, Alter Steinweg 4

Dipl.Phys.G.Pohle
1 Berlin 21, Turmstr.21

Guelfo Poretti
Universität Bern, Inselspital
CH-Bern

Dr.Justin Porstendörfer
Strahlenzentrum der Justus Liebig Universität
Institut für Biophysik
63 Giessen, Leihgesterner Weg 217

Dr.Prenzel, Medizinaldirektor
2876 Berne i.O., An der Ollen 6

S.Pretre
Abteilung f.Sicherheit der Kernanlagen
CH 5303 W ürenlingen

Hubert Prinz
Zentralstelle für Atomkernenergie
Dokumentation ZAED
7501 Leopoldshafen

Dr.Georg Rahm
Staatlicher Gewerbearzt
4 Düsseldorf, Gurlittstr.55

E.M.M. de Ras
Hoofd van de Dienst Gezondheidsboscherming, CBNM
2440 Geel/Belgien, Steenweg near Relie

Dipl.Phys.Helmut Raum
Materialprüfungsamt der Landesgewerbeanstalt Bayern
85 Nürnberg 1, Gewerbemuseumsplatz 2

Herr de Regt
Rijksinstituut voor Zuiverning von Afvalwater
Voorburg, Westeinde 3 A, Postbus 555

Dr.med.Heinz Rein, Regierungsmedizinaldirektor
463 Bochum, Marienplatz 2-6

Dr.med.Erhard Reiner
Mannesmann AG Hüttenwerke
41 Duisburg-Huckingen, Ehinger Str.200

Dr.rer.nat.Marie-Terese Riccato
Byk-Mallnickrodt, Chem.Produkte GmbH
6051 Diezenbach-Steinberg, von Heresy Str.1-3

Dipl.Phys.Friedrich Rinn
Siemens AG
75 Karlsruhe21, Rheinbrückenstr.50

Dr.phil.Hilmar Ritz
Kernkraft-Betriebsgesellschaft mbH
7501 Leopoldshafen, Postfach

Dipl.Phys.K.H.Ritzenhoff
Staatl.Materialprüfungsamt Nordrhein-Westfalen
46 Dortmund-Aplerbeck, Marsbruchstr.186

Chem.Ing.Bernd Rodenbäck
Kernforschungsanlage Jülich
517 Jülich, Postfach

Peter von Rönne
TÜV Hannover
3 Hannover, Loccumer Str.63

Dr.E.Rose
Zentralabteilung Strahlenschutz
der Kernforschungsanlage Jülich
517 Jülich 1, Postfach 365

Otto Rosenbaum
Ministerium für Arbeit, Gesundheit u.Soziales
4 Düsseldorf, Horionplatz 1

H.Rohweder
2 Norderstedt 3, Gutenbergring 65-71

Dipl.Phys.H.Rühle
Institut für Wasser-, Boden- u.Lufthygiene
Bundesgesundheitsamt Berlin
1 Berlin 33, Corrensplatz 1

M.Ruf
Bayrische Biologische Versuchsanstalt
8 München 22, Kaulbachstr.37

Dipl.Ing.W.Sahl, Ministerialdirigent
BMI, Bonn 7, Postfach

Prof.Dr.rer.nat.Schmier
Abteilung für Strahlenhygiene
Bundesgesundheitsamt
1 Berlin 33, Postfach

Dr.med.H.Schröpfer
285 Bremerhaven, Hohenstauffenstr.27

Dr.rer.nat.Manfred Säbel
Universitäts-Frauenklinik
8520 Erlangen, Universitätsstr.21/23

Prof.Sansoni
Gesellschaft für Strahlen- u.Umweltforschung
8042 Neuherberg, Ingolstädter Landstr.1

Erich Sauer
Programmgruppe Systemforschung u.Technologische Entwicklung
der Kernforschungsanlage Jülich
517 Jülich, Postfach

Dr.rer.nat.Paul Friedrich Sauermann
Kernforschungsanlage Jülich
517 Jülich, Postfach

Herr Schallop
1 Berlin 45, Ringstr.71

Dr.Horst Schieferdecker
Technologisches Labor, Med.Abt.
Gesellschaft für Kernforschung
75 Karlsruhe, Postfach 3640

Dr.Johannes Schmidt
2900 Oldenburg, Taubenstr.20

Dr.Theodor Schmidt
Institut für Physikalische u.Medizinische Strahlenkunde
der Universität Nürnberg-Erlangen
8520 Erlangen, Krankenhausstr.12

Dieter E.Schmitt
Münchener Apparatebau Kimmel KG
8012 Ottobrunn, Otto-Hahn-Str.36

Prof.Dr.Inge Schmitz-Feuerhake
Universität Bremen
28 Bremen, Achterstr.

Herr Schmölling
1 Berlin 30, An der Urania 2-10

Harald Schnez

F.W.Theile
3042 Munster, Fichtehof 4

Dr.med.Rudolf Tidow
2208 Glückstadt/Elbe, Am Fleth 38

Dipl.Ing.Peter Tolksdorf
TÜV Rheinland
5 Köln 30, Lukasstr.90

Manfred Tscherner
TÜV Rheinland
5 Köln 30, Lukasstr.90

Heinz Ullrich
852 Erlangen, Leimberger Str.43

Hubert Untervoßbeck
Kraftwerk Union, Abt.R 315
852 Erlangen, Postfach

Eckhard Voelz
Arbeitsgruppe für Technischen Strahlenschutz
TU Hannover
3 Hannover, Callinstr.15

Dr.med.Heinrich Vielberg
47 Hamm, Bundesknappschaftskrankenhaus

Dr.Kurt-Jürgen Vogt
Zentralabteilung Strahlenschutz
der Kernforschungsanlage Jülich
517 Jülich, Postfach 365

Dr.Vollmer
Westf.Wilhelms-Universität
44 Münster, Universitätsstr.14

Ing.grad.H.Wehking
Deutsche Intertechnique
62 Wiesbaden, Erbenheimer Str.19

Dr.med.N.Walter
4770 Soest, Wahlburger Str.2

Manfred Wendler
Kernkraftwerk Betriebsgesellschaft mbH
7501 Leopoldhafen

Dr.Wensel
Forschungsreaktor Frankfurt
6 Frankfurt 1, August-Euler-Str.6

Andreas Wicke
63, Giessen, Hasenkoppel 8

Herwig Schwarz
Bundesamt für Wehrtechnik und Beschaffung
54 Koblenz, Am Rhein 2-6

Dr.F.Schwille, Regierungsdirektor
Bundesanstalt für Gewässerkunde
54 Koblenz, Postfach 309

Godehard Stadge
Zentralstelle für Sicherheitstechnik
4 Düsseldorf, Gurlittstr.

Dr.rer.nat.Erich Stauber
Kraftwerk Union
605 Offenbach/Main, Berliner Str.

Josef Stickelmann
Kernkraftwerk Stade GmbH
216 Stade, Dankerstr.43 C

Prof.Dr.med.F.E.Stieve
Abteilung für Strahlenhygiene
des Bundesgesundheitsamtes
1 Berlin 33, Postfach

Wilhelm Stiller
205 Hamburg-Lohbrügge, Sanderdamm 13

Dr.med.Fritz Souchon
Schiffahrtsmedizinisches Institut der Marine
23 Kronshagen, Kopperpahler Allee 120

Herr Stephan
Kernkraftwerk Obrigheim

Dr.Heinrich Stöckmann, Regierungsgewerbedirektor
Regierungspräsidium Köln
5 Köln 1, Zeughausstr.4-8

Dr.Straßheim
Fa.Hartmann & Braun
6 Frankfurt/Main, Grafstr.

Herr Stremme
Fa.Friesecke & Höpfner
8520 Erlangen-Bruck, Tennloher Str.

Dr.Strobelt
Strahlenzentrum der Universität
63 Giessen

Dr.med.von Strzemieczny
Preußische Elektrizitäts-Aktiengesellschaft
3 Hannover

Dipl.Chem.R.Wolter
Institut für Wasser-, Boden- u.Lufthygiene
Bundesgesundheitsamt Berlin
1 Berlin 33, Postfach

Herr Wolf
Nuclearmedizinische Klinik im Klinikum r.d.Isar
8 München, Ismanniger Str.22

Dipl.Phys.C.D.Wüneke
Arbeitsgruppe Technischer Strahlenschutz
der TU Hannover
3 Hannover, Callinstr.15

H.Zill
Physikalisch-Technische Bundesanstalt Braunschweig
33 Braunschweig, Bundesallee 100

Dr.Zimmer
Landesamt für Umweltschutz
8 München

Dr.med.Johannes Zieleniewicz
Vereinigte Deutsche Metallwerke AG
6 Frankfurt 50, Zeilweg

Dr.Klaus Zur, Ministerialrat
Sozialministerium des Landes Schleswig-Holstein
23 Kiel, Brunswikerstr.16-22

Dr.med.Stefan Behnke
325 Hameln, Thiewall 7

Dipl.Phys.Albrecht Böhne
Gesellschaft für Strahlen- u.Umweltforschung
8042 Neuherberg, Ingolstädter Landstr.1

Dipl.Ing.Dickenbrok, Regierungsdirektor
BMI, Bonn 7, Postfach

Dr.med.Weigand, Medizinaldirektor
Bayerisches Staatsministerium für Arbeit und Sozialordnung
8 München 40, Winzererstr.9