

Umweltradioaktivität in der Bundesrepublik Deutschland

**Bericht der Leitstellen des Bundes und des
Bundesamtes für Strahlenschutz**

Daten und Bewertung für 2002 und 2003

Schriften

Angela Trugenberger-Schnabel

Josef Peter

Renate Kanzliwius

Claudia Bernhard

Irene Bergler

BfS-SCHR-34/05

ISSN 0937-4469

ISBN 3-86509-312-2

Zur Beachtung!

BfS-Berichte und -Schriften sind kostenpflichtig und werden vertrieben vom

Wirtschaftsverlag NW / Verlag für neue Wissenschaft GmbH

Postfach 10 11 10

Bürgermeister-Smidt-Straße 74-76

27568 Bremerhaven

Telefon: (04 71) 9 45 44-0

Salzgitter, Juni 2005

Umweltradioaktivität in der Bundesrepublik Deutschland

**Bericht der Leitstellen des Bundes und des
Bundesamtes für Strahlenschutz**

Daten und Bewertung für 2002 und 2003

Schriften

Angela Trugenberger-Schnabel

Josef Peter

Renate Kanzliwius

Claudia Bernhard

Irene Bergler

VORWORT

Die Notwendigkeit zur Überwachung der Umweltradioaktivität ergab sich ursprünglich als Folge des radioaktiven Fallout der Kernwaffenversuche in den 50er und 60er Jahren. Zur Umsetzung der Verpflichtungen des Euratomvertrags von 1957 und im Zuge der großtechnischen Nutzung der Kernenergie wurde die Überwachung ausgeweitet und zunehmend gesetzlich geregelt, insbesondere durch das 1986 verabschiedete Strahlenschutzvorsorgegesetz. Zusätzlich wurde ab 1990 - nach der Wiedervereinigung – die Überwachung der bergbaulichen Altlasten in den neuen Bundesländer integriert.


Im Rahmen der gesetzlichen Regelung zur Überwachung der Umweltradioaktivität wurden die Leitstellen eingerichtet, die seither einen integralen Bestandteil des Gesamtsystems darstellen. Sie sind jeweils verantwortlich für die Überwachung bestimmter Umweltbereiche, z. B. Luft, Gewässer, Lebensmittel usw. bzw. für bestimmte Überwachungsaufgaben bei kerntechnischen Anlagen, z. B. Abluft und Abwasser.

Die Aufgaben der Leitstellen sind im Strahlenschutzvorsorgegesetz (StrVG) und in der Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) festgelegt. Für den jeweiligen Zuständigkeitsbereich umfassen sie

- die Prüfung und Weiterentwicklung von Probenentnahme-, Analysen- und Messverfahren,
- die regelmäßige Prüfung der Messdaten der Messstellen des Bundes und der amtlichen Messstellen der Länder im Rahmen des Integrierten Mess- und Informationssystems (IMIS),
- die externe Qualitätssicherung der erhobenen Daten durch Organisation und Durchführung von Vergleichsanalysen (Ringversuche),
- die Bereitstellung von Beiträgen und Daten zu Berichten zur Umweltradioaktivität und Strahlenexposition (wie z. B. für die jährlichen Berichte des Bundesumweltministeriums „Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung“ und für die Berichte der EU „Environmental Radioactivity“)
- sowie die Beratung der zuständigen Ministerien des Bundes und der Länder in fachlichen Fragen.

Der vorliegende Bericht der Leitstellen gibt einen Überblick über die Umweltradioaktivität in den Jahren 2002 und 2003. Der Schwerpunkt in den Beiträgen liegt auf der Darstellung aktueller Untersuchungen und Entwicklungen sowie auf der Betrachtung übergreifender radioökologischer Zusammenhänge. Messwertreihen über größere Zeiträume erlauben einen Vergleich der derzeitigen radiologischen Situation mit denjenigen zur Zeit der Kernwaffentests sowie nach dem Unfall im Kernkraftwerk Tschernobyl. Neben den Untersuchungen hinsichtlich künstlicher Radionuklide in der Umwelt liegt ein weiterer Schwerpunkt der Erfassung der natürlichen Strahlenexposition und ihrer möglichen Reduktion durch Sanierungsmaßnahmen, insbesondere in der Umgebung bergbaulicher Anlagen. Darüber hinaus wird im vorliegenden Bericht das System zur Überwachung der Umweltradioaktivität auf der Basis der verschiedenen rechtlichen Grundlagen übersichtlich dargestellt sowie eine zusammenfassende Bewertung der Strahlenexposition gegeben.

Februar 2005



Wolfram König

Präsident des Bundesamtes für Strahlenschutz



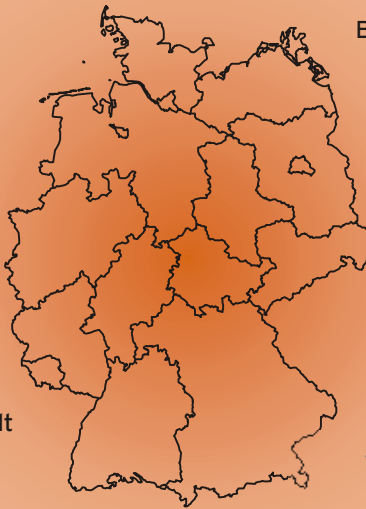
Deutscher
Wetterdienst



Bundesforschungsanstalt
für Fischerei



Bundesamt für
Seeschifffahrt
und Hydrographie



Physikalisch-Technische
Bundesanstalt

BaFM

Bundesforschungsanstalt
für Ernährung
und Lebensmittel

bfg
Bundesanstalt für
Gewässerkunde



Bundesanstalt für
Gewässerkunde



Bundesamt für Strahlenschutz

ZUSAMMENFASSUNG

Im vorliegenden Bericht werden Daten zur Radioaktivität in der Umwelt und in der Umgebung kerntechnischer Anlagen aus den Jahren 2002 und 2003 zusammengestellt und bewertet.

Strahlenexposition (Kapitel 1, 2)

Die mittlere Strahlenexposition der Bevölkerung betrug im Jahr 2003 etwa 4,0 mSv. Davon entfielen ca. 2,1 mSv auf die **natürliche** Strahlenexposition sowie etwa 1,9 mSv auf die **zivilisatorische** Strahlenexposition.

Die natürliche Strahlenexposition erhöht sich durch den Aufenthalt in Gebäuden um 1,1 mSv durch die Inhalation von Radonzerfallsprodukten. Die mittlere Radonkonzentration in deutschen Wohnungen beträgt 50 Bq/m^3 . Personen, die in Wohnungen mit Radonkonzentrationen zwischen 100 und 200 Bq/m^3 Raumluft wohnen, haben ein um 20% höheres Lungenkrebsrisiko als Personen, die in Wohnungen mit Werten unterhalb von 100 Bq/m^3 leben. Das BfS-Konzept für Strahlenschutzmaßnahmen sieht deshalb bei Neubauten einen Radonzielwert von 100 Bq/m^3 Raumluft vor.

Ableitung radioaktiver Stoffe aus Atomkraftwerken und bergbaulichen Anlagen (Kapitel 3, 4)

Die Genehmigungswerte für die Ableitung radioaktiver Stoffe mit Fortluft und Abwasser aus **Atomkraftwerken** werden nur zu einem geringen Bruchteil ausgeschöpft. Somit unterschreiten auch die aus den Aktivitätsableitungen berechneten Werte der jährlichen Strahlenexposition erheblich die in der Strahlenschutzverordnung festgelegten Dosisgrenzwerte von beispielsweise 0,3 mSv für die effektive Dosis und 0,9 mSv für die Schilddrüsendosis. Die mit den konservativen Annahmen, die für die Referenzperson vorgegeben sind, berechneten Expositionswerte in der Umgebung der Atomkraftwerke liegen unter 0,01 mSv pro Jahr.

Die Jahresgenehmigungswerte für die Ableitung radioaktiver Stoffe in die Oberflächengewässer in der Umgebung **bergbaulicher Anlagen** wurden 2002 und 2003 ausnahmslos eingehalten. Das gleiche gilt für die ^{222}Rn -Ableitungen und die Ableitungen langlebiger Alphastrahler in die Luft. Zur Unterstützung von Sanierungsentscheidungen hat das BfS einen „Leitfaden zur radiologischen Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten“ entwickelt.

Radioaktive Stoffe in der Luft und im Niederschlag (Kapitel 5, 6)

Die Messung der Gesamt- β -Aktivität im **Niederschlag** ergab für das Jahr 2002 einen Mittelwert von 62 Bq/m^2 und für 2003 einen Mittelwert von 48 Bq/m^2 .

Der Grundpegel von ^{85}Kr in der **Luft** ist in den vergangenen Jahren weiter leicht angestiegen. Der Medianwert lag z.B. für Freiburg bei etwa $1,5 \text{ Bq/m}^3$. Die Summe der Beiträge von ^{85}Kr und ^{133}Xe zur Ortsdosisleistung liegt unter 30 nSv pro Jahr.

Sowohl in der Luft als auch im Niederschlag wurden keine Werte registriert, die oberhalb des vor dem Reaktorunfall von Tschernobyl gemessenen Pegels lagen.

Spurenanalyse und Aktivitätsnormale (Kapitel 7, 8)

Bei den beschriebenen kurzzeitigen Erhöhungen der Aktivitätskonzentrationen von ^{40}K und ^{137}Cs im Spurenbereich handelte es sich um Ereignisse, die unterhalb jeglicher Dosisrelevanz lagen. Im Fall des ^{40}K handelt es sich um eine „anthropogene Freisetzung“ eines natürlichen Radionuklids (Silvesterfeuerwerk). Das Beispiel des ^{137}Cs zeigt dagegen einen natürlichen atmosphärischen Verfrachtungsvorgang eines anthropogenen Radionuklids (Tschernobyl-Fallout) über eine große Entfernung.

Im Berichtszeitraum hat die PTB 11 IMIS-Ringversuchsmaterialien und 33 Materialien im Rahmen internationaler Ringversuche untersucht. Die Spurenmessstelle der PTB hat im Berichtszeitraum keine radiologisch relevanten Besonderheiten festgestellt.

Radioaktive Stoffe in Binnengewässern, Trink- und Grundwasser (Kapitel 9, 10)

Die Überwachung der **Binnengewässer** zeigt, dass die natürlichen Radionuklide den wesentlichen Anteil zur Strahlendosis beitragen. Der Dosisanteil der künstlichen Radionuklide geht heute in erster Linie auf die Radionuklide ^{90}Sr und ^{137}Cs zurück, die über den Fallout der Kernwaffenversuche und des Reaktorunfalls von Tschernobyl in die Gewässer gelangten. Demgegenüber sind die Auswirkungen von Radionukliden infolge

von Ableitungen aus kerntechnischen Anlagen vernachlässigbar.

Eine Strahlenexposition der Bevölkerung durch die Aufnahme künstlicher radioaktiver Stoffe mit dem **Trinkwasser** ist sehr niedrig. Legt man die Maximalwerte für ^{137}Cs und ^{90}Sr zugrunde, ergeben sich bei einem angenommenen jährlichen Trinkwasserverzehr von 700 Litern für den Erwachsenen Ingestionsdosen von 0,00018 bzw. 0,00020 Millisievert pro Jahr.

Im Hinblick auf die Erarbeitung geeigneter Mess- und Berechnungsverfahren zur Bestimmung des Indikatorparameters „Gesamtrichtdosis“ hat das BMU das BfS mit der Durchführung repräsentativer Messungen des Gehaltes an natürlichen Radionukliden im Trinkwasser beauftragt, um auf dieser Grundlage eine Bewertung der Strahlenexposition der Bevölkerung in der Bundesrepublik Deutschland durch den Konsum von Trinkwasser zu ermöglichen.

Radioaktive Stoffe in Nord- und Ostsee sowie in Fischen (Kapitel 11, 12, 13)

Die Einleitungen in die **Nordsee** aus den Wiederaufarbeitungsanlagen Sellafield und La Hague nehmen seit vielen Jahren für die meisten Radionuklide deutlich ab. Neben dem Einstrom von Ostseewasser stellt das Sediment der Irischen See die zweitstärkste Quelle für ^{137}Cs dar. Trotz der niedrigen Konzentrationen künstlicher Radionuklide kann man noch einen Einfluss der Wiederaufbereitungsanlagen bei den Transurankonzentrationen im Wasser erkennen. Die Konzentrationen der meisten künstlichen Radionuklide übersteigen meist nur noch geringfügig die Konzentration im offenen Atlantikoberflächenwasser durch den globalen Fallout.

Die **Ostsee** weist nach wie vor höhere Konzentrationen an ^{137}Cs auf als die Nordsee. Dies ist auf den Fallout aus dem Unfall von Tschernobyl zurückzuführen. Im Wasser sind auch leicht höhere Konzentrationen an ^{90}Sr im Vergleich zur Nordsee nachzuweisen. Dieses Radionuklid stammt, wie auch die Transurannuklide, überwiegend aus dem globalen Fallout der atmosphärischen Kernwaffentests.

Der Tschernobyl-Fallout bei Meeresfisch spielte nur in der Ostsee eine Rolle. Der mittlere ^{137}Cs -Gehalt ist dort 2003 nur geringfügig höher als im Mittel bei Fischen aus Binnenseen. Eine größere Bedeutung hatte der Fallout zunächst für die Fische der Binnengewässer, vor allem der Binnenseen. Bis 2003 war hier jedoch ein deutlicher Rückgang der mittleren ^{137}Cs -Aktivität auf etwa 2,5 Bq/kg FM zu verzeichnen.

Die Aktivitätskonzentration von ^{137}Cs in Fischen aus **Süßwasser** nahm nach Tschernobyl zunächst mit effektiven Halbwertszeiten von etwa 1-4 Jahren und später von 6-30 Jahren ab. Eine Modellierung mit IMIS- und REI-Messdaten bestätigt diesen Sachverhalt und liefert für die erste Halbwertszeit Medianwerte von 0,63 Jahren (Seen) und 0,61 Jahren (Flüsse). Für die zweite Halbwertszeit liefert sie Medianwerte von 11 Jahren (Seen) und 9 Jahren (Flüsse).

Boden, Pflanzen, Futtermittel, Gesamtnahrung sowie Milch- und Milchprodukte (Kapitel 14, 15, 16, 17)

Die gleichmäßige Verteilung des $^{239,240}\text{Pu}$ im **Boden** des Bundesgebietes lässt den Schluss zu, dass dies durch den Kernwaffenfallout bedingt ist. Wäre eine nennenswerte Deposition an Plutonium nach dem Tschernobylunfall erfolgt, so würde man eine viel inhomogenere Verteilung erwarten.

Der Gehalt von ^{137}Cs in **Rohmilch** lag im Jahr 2003 bei etwa 2,5 Bq/kg. **Milchfertigprodukte** für Säuglinge waren mit durchschnittlich 0,4 Bq/kg ^{137}Cs kontaminiert. Die mittlere jährliche Aktivitätszufuhr durch Nahrungsaufnahme betrug 2003 etwa 104 Bq für ^{137}Cs und 43 Bq für ^{90}Sr .

Die Auswertungen der **Ringanalyse 2002/2003** zeigen ein zufriedenstellendes Gesamtergebnis. Dies ist unter anderem auch der Tatsache zuzuschreiben, dass die Geräte- und Softwarehersteller inzwischen Systeme liefern, die leistungsfähig, ausgereift und einfach zu bedienen sind, so dass gammaspektrometrische Messungen und die Auswertung der Spektren mit begrenzten Kenntnissen in der Radiochemie und der kernphysikalischen Messtechnik zu bewältigen sind. Die Umfrage bezüglich der Ausrüstung der Laboratorien bestätigt, dass in jüngster Zeit beträchtliche Investitionen für modernste Hard- und Software getätigt wurden. Bezeichnend für das gute Ergebnis sind die niedrigen Mittelwerte der Laborabweichungen, die nach der Eliminierung der wenigen Ausreißer für ^{134}Cs bei 8,5%, für ^{137}Cs bei 6,4%, für ^{40}K bei 8,5% und für ^{90}Sr bei 14,1% lagen.

Radioaktive Stoffe in Reststoffen und Abfällen, Abwasser und Klärschlamm (Kapitel 18, 19)

Es ist festzustellen, dass der Gehalt an ^{137}Cs bei **Reststoffen und Abfällen** noch durch den Fallout nach

dem Reaktorunfall von Tschernobyl bestimmt wird, was durch häufig höhere Werte im südlichen Gebiet der Bundesrepublik Deutschland gegenüber den anderen Gebieten zum Ausdruck kommt.

Der zeitliche Verlauf der Jahresmittelwerte für die ^{137}Cs -Gehalte der **Klärschlämme** der einzelnen Bundesländer zeigt die bisherige Tendenz zur Abnahme der Kontamination. Diese ist mit Ausnahme von Baden-Württemberg nur noch schwach ausgeprägt. In wenigen Fällen ist sie noch zu beobachten, z.B. in Thüringen und im südlichen Bayern.

Tabakerzeugnisse, Arzneimittel und deren Ausgangsstoffe sowie Bedarfsgegenstände (Kapitel 20)

Die Belastung von Ausgangsstoffen für Arzneimittel mit ^{137}Cs (z.B. Pfefferminzblätter für Tees) nahm im Beobachtungszeitraum von 1993 - 2000 tendenziell ab und ist seit 2001 annähernd konstant.

SUMMARY

In this report data on radioactivity in the environment and in the area surrounding nuclear facilities have been compiled and evaluated for the years 2002 and 2003.

Radiation Exposure (Chapters 1, 2)

In 2003 the mean radiation exposure of the population amounted to about 4.0 mSv. Of this, about 2.1 mSv could be attributed to **natural** radiation exposure as well as about 1.9 mSv to radiation exposure **of civilisation**.

Natural radiation exposure increases due to the stay in buildings by 1.1 mSv through the inhalation of radon decay products. The mean indoor radon concentration in German habitations is 50 Bq/m^3 . People living in dwellings where the indoor radon concentration lies between 100 and 200 Bq/m^3 have a risk of developing lung cancer that is 20% greater than that of people living in dwellings where the radon concentration is lower than 100 Bq/m^3 . BfS thus developed a concept for radiation protection measures which recommends a target value for radon in new dwellings of 100 Bq/m^3 in the compartment air.

Discharge of Radioactive Substances from Nuclear Power Plants and Mining Facilities (Chapters 3, 4)

The licensed values for the discharge of radioactive substances via exhaust air and waste water from **nuclear power plants** are only exhausted at a small fraction. Thus also the values of annual radiation exposure which are calculated from the activity discharges fall considerably below the dose limits laid down in the Radiation Protection Ordinance of, e. g., 0.3 mSv for the effective dose and 0.9 mSv for the thyroid gland dose. The exposure values in the area surrounding the nuclear power plants which are calculated with the conservative assumptions given for the reference person are below 0.01 mSv per year.

Without exception, the licensed annual values for the discharge of radioactive substances into the surface waters of the area surrounding **mining facilities** were kept in 2002 and 2003. The same applies to the ^{222}Rn discharges and the discharges of long-lived alpha emitters into the air. In order to support decisions on remediation measures BfS has elaborated a "Guide for the radiological investigation and evaluation of mining relics".

Radioactive Substances in Air and Precipitation (Chapters 5, 6)

The measurement of the total β activity in **precipitation** amounted in 2002 to a median value of 62 Bq/m^2 and for 2003 to a median value of 48 Bq/m^2 .

The basic level of ^{85}Kr in the **air** continued to increase slightly during the last years. The median value e. g. for Freiburg was at about 1.5 Bq/m^3 . The sum of the contributions from ^{85}Kr and ^{133}Xe to the dose rate is below 30 nSv per year.

Neither in the air nor in precipitation were values registered which were above the level measured prior to the Chernobyl reactor accident.

Trace Analysis and Activity Normals (Chapters 7, 8)

The described short-term increases of activity concentrations of ^{40}K and ^{137}Cs in traces were incidents which

were below all dose relevance. In the case of the ^{40}K it was an “anthropogenic release” of a natural radionuclide (New Year’s eve fireworks). The example of the ^{137}Cs , however, shows a natural atmospheric transport process of an anthropogenic radionuclide (Chernobyl fallout) over a large distance.

During the report period PTB examined 11 IMIS intercomparison materials and 33 materials within the scope of international intercomparisons. The PTB trace measuring facility did not detect any radiologically relevant anomalies during the report period.

Radioactive Substances in Inland Waters, Drinking Water and Groundwater (Chapters 9, 10)

The monitoring of **inland waters** shows that the major contribution to the radiation dose comes from the natural radionuclides. Today the dose rate of the artificial radionuclides is mostly due to the radionuclides ^{90}Sr and ^{137}Cs which reached the water via the fallout of nuclear weapons tests and the reactor accident of Chernobyl. In contrast, the effects of radionuclides due to discharges from nuclear facilities are negligible.

Radiation exposure of the population due to artificial radioactive substances via **drinking water** is very low. Taking the maximum values for ^{137}Cs and ^{90}Sr as a basis, ingestion doses of 0.00018 or 0.00020 mSv per year, respectively, result for an adult, assuming an annual drinking water consumption of 700 litres.

With regard to the elaboration of appropriate measuring and calculation methods for the determination of the indicator parameter “total recommended dose”, BMU charged BfS with the performance of representative measurements of the natural radionuclides content in drinking water, in order to enable an evaluation of the radiation exposure of the population in the Federal Republic of Germany due to the consumption of drinking water on this basis.

Radioactive Substances in North Sea and Baltic Sea and in Fish (Chapters 11, 12, 13)

Discharges into the **North Sea** from the Sellafield and La Hague reprocessing plants have clearly decreased for many years for most radionuclides. Besides the inflow of water from the Baltic Sea the sediment of the Irish Sea is the second strongest source of ^{137}Cs . Despite the low concentrations of artificial radionuclides an influence of the reprocessing plants in the transuranium concentrations in the water can be recognised. In most cases, the concentrations of most artificial radionuclides only slightly exceed the concentration in the open Atlantic surface water due to the global fallout.

The **Baltic Sea** still shows higher concentrations of ^{137}Cs than does the North Sea. This can be attributed to the fallout from the Chernobyl accident. Also slightly higher concentrations of ^{90}Sr compared to the North Sea can be detected in the water. This radionuclide originates – as do the transuranium nuclides – mainly from the global fallout of the atmospheric nuclear weapons tests.

Only in the Baltic Sea did the Chernobyl fallout in the case of sea fish play a role. The mean ^{137}Cs content there was only slightly higher in 2003 than on average in fish in lakes. Of greater importance was the fallout initially to the fish in lakes. Up to 2003, however, a clear decrease of the mean ^{137}Cs activity could be registered to about 2.5 Bq/kg FM.

After Chernobyl, the activity concentration of ^{137}Cs in fish from sweet water decreased at first with effective half-lives of about 1-4 years and later on of 6-30 years. A modelling with IMIS and REI measuring data confirms this fact and provides for the first half-life median values of 0.63 years (lakes) and 0.61 years (rivers). For the second half-life it provides median values of 11 years (lakes) and 9 years (rivers).

Soil, Plants, Feedstuffs, Total Food as well as Milk and Dairy Products (Chapters 14, 15, 16, 17)

The regular distribution of $^{239,240}\text{Pu}$ in the **soil** of the federal territory admits the conclusion that this is due to the nuclear weapons tests fallout. If a noteworthy deposition of plutonium had occurred after the Chernobyl accident, one would expect a much more inhomogeneous distribution.

In 2003 the content of ^{137}Cs in **raw milk** was at about 2.5 Bq/kg. **Finished dairy products** for babies were contaminated with 0.4 Bq/kg ^{137}Cs on average. The mean annual activity uptake through ingestion amounted to about 104 Bq for ^{137}Cs and 43 Bq for ^{90}Sr .

The analyses of the **intercomparisons 2002/2003** show a satisfactory total result. Among others, this can be attributed to the fact that the instrument and software manufacturers meanwhile provide systems which are efficient, technically mature and easy to operate, so that gamma spectrometric measurements and the anal-

ysis of the spectrums can be managed, even with limited knowledge in radiochemistry and nucleonic measuring technology. The survey regarding the equipment of laboratories confirms that most recently considerable investments have been made for most modern hardware and software. The low median values of the laboratory deviations - which were 8.5% for ^{134}Cs , 6.4% for ^{127}Cs , 8.5% for ^{40}K and 14.1% for ^{90}Sr after the few peaks had been eliminated - are characteristic for the good result.

Radioactive Substances in Residues and Waste, Waste Water and Clearing Sludge (Chapters 18, 19)

It has to be stated that the ^{137}Cs content in **residues and wastes** is still determined by the fallout after the reactor accident of Chernobyl, which can frequently be seen through higher values in the southern area of the Federal Republic of Germany compared to the other areas.

The temporal course of the annual median values for the ^{137}Cs contents of the **clearing sludge** of the single *Laender* shows the previous tendency that contamination decreases. Except for Baden-Württemberg this tendency is not so much pronounced. In few cases it can still be observed, e. g. in Thuringia and in southern Bavaria.

Tobacco Products, Medicaments and their Raw Material as well as Consumer Goods (Chapter 20)

The exposure with ^{137}Cs of raw materials for medicaments (e. g. peppermint leaves in tea) decreased in the observation period from 1993 to 2000 and has nearly been constant since 2001.

RÉSUMÉ

Le présent rapport rassemble des données, établies dans les années 2002 et 2003, concernant la radioactivité dans l'environnement et aux abords des installations nucléaires et porte sur leur évaluation.

L'exposition radiologique (chapitres 1, 2)

En l'année 2003, l'irradiation moyenne de la population allemande s'élevait à environ 4,0 mSv. L'irradiation **naturelle** contribuait environ 2,1 mSv et l'**irradiation artificielle** était d'environ 1,9 mSv.

L'irradiation naturelle est dans certain cas amplifiée par l'activité humaine, donc la présence de personnes dans les bâtiments y inhalant les descendants du radon incite l'irradiation naturelle à augmenter de 1,1 mSv. La concentration moyenne du radon constatée dans les logements allemands s'élève à 50 Bq/m^3 . Le risque d'être atteint de cancer du poumon s'accroît de 20% pour les personnes habitant des logements où la concentration du radon dans l'air du local s'élève à entre 100 et 200 Bq/m^3 en comparaison avec les personnes habitant des logements où la concentration n'atteint pas les 100 Bq/m^3 . L'Office fédéral pour la Radioprotection (BfS) a donc conçu des mesures de radioprotection qui recommandent une valeur cible pour le radon dans les bâtiments nouveaux de 100 Bq/m^3 dans l'air du local.

Rejet de matières radioactives par les centrales nucléaires et les installations minières (chapitres 3, 4)

Le pourcentage de matières radioactives contenues dans l'air d'échappement et dans les effluents des **centrales nucléaires** ne représente qu'une très petite partie des valeurs autorisées pour le rejet. Les valeurs de l'irradiation annuelle, calculées à partir des rejets d'activité, restent donc considérablement inférieures aux valeurs limites de dose fixées par l'Ordonnance sur la Radioprotection, étant par exemple de 0,3 mSv pour la dose efficace et de 0,9 mSv pour la dose thyroïde. Les valeurs d'irradiation aux abords des centrales nucléaires, qui sont évaluées pour une personne de référence sur la base d'estimations conservatrices, ne dépassent pas 0,01 mSv par an.

Dans les années 2002 et 2003, les valeurs annuelles autorisées pour le rejet de matières radioactives dans les eaux de surface à l'entourage des **installations minières** ont été respectées sans exception. Les valeurs autorisées pour le rejet dans l'air de ^{222}Rn et des émetteurs de rayons alpha à vie longue ont également été observées. L'Office fédéral pour la Radioprotection (BfS) a élaboré un « guide de l'étude et l'évaluation radiologiques de résidus miniers » afin de soutenir les décisions concernant des mesures d'assainissement.

Les matières radioactives contenues dans l'air et dans les précipitations (chapitres 5, 6)

Le total de l'activité bêta mesurée dans les **précipitations** s'élevait à une valeur moyenne de 62 Bq/m^2 pour

l'année 2002 et de 48 Bq/m² pour l'année 2003.

Le niveau de base de ⁸⁵Kr contenu dans l'air a continué d'augmenter faiblement dans les dernières années. A Fribourg (Allemagne), p. ex., la valeur médiane était d'environ 1,5 Bq/m³. Le total contribué par ⁸⁵Kr et ¹³³Xe au débit de dose local est inférieur à 30 nSv par an.

Des valeurs supérieures au niveau mesuré avant l'accident nucléaire de Tchernobyl n'ont pas été enregistrées, ni dans l'air, ni dans les précipitations.

L'analyse de traces et les normales d'activité (chapitres 7, 8)

L'augmentation à court terme de l'activité volumique de ⁴⁰K et ¹³⁷Cs dans le domaine des traces, figurant dans ce rapport, était inférieure à toute dose importante. Dans le cas du ⁴⁰K il s'agissait d'un « dégagement anthropogène » d'un radionucléide naturel (feu d'artifice à l'occasion de la Saint Sylvestre). L'exemple du ¹³⁷Cs montre un transfert atmosphérique naturel d'un radionucléide anthropogène (les retombées de Tchernobyl) à travers une grande distance.

Pendant la période comprise par le rapport, l'office fédéral de physique et de technique (PTB) a étudié 11 matériaux d'intercomparaison en rapport avec l'IMIS (système de mesure et d'information intégré pour le contrôle de la radioactivité de l'environnement) et 33 matériaux dans le cadre d'études d'intercomparaison internationales. Le poste pour la mesure de traces au sein du PTB n'a établi aucune singularité qui soit d'importance radiologique pendant cette période.

Les matières radioactives contenues dans les eaux intérieures, l'eau potable et la nappe phréatique (chapitres 9, 10)

Le contrôle des **eaux intérieures** démontre que ce sont les radionucléides naturels qui contribuent essentiellement à la dose de rayonnement. Aujourd'hui, la part des radionucléides artificiels contribuant à la dose de rayonnement provient principalement des radionucléides ⁹⁰Sr et ¹³⁷Cs, qui étaient introduits dans les eaux par les retombées des essais d'armes nucléaires et de l'accident nucléaire de Tchernobyl. Par contre, les effets causés par les radionucléides contenus dans les rejets des installations nucléaires sont négligeables.

L'exposition radiologique de la population due aux matières artificielles radioactives contenues dans l'**eau potable** est très faible. Partant des valeurs maximales pour le ¹³⁷Cs et le ⁹⁰Sr et d'une consommation d'eau potable qui s'élève à 700 litres par an pour un adulte, on obtient une dose d'ingestion de 0,00018 et 0,00020 mSv par an, respectivement.

Le Ministère fédéral de l'Environnement (BMU) cherche à élaborer des méthodes de mesure et de calcul destinées à définir un paramètre indicatif appelé la « dose totale recommandée ». Ainsi, il a chargé l'Office fédéral pour la Radioprotection (BfS) de procéder à des mesures représentatives de la teneur en radionucléides de l'eau potable, visant à établir une base à l'évaluation de l'exposition radiologique de la population allemande due à la consommation d'eau potable.

Les matières radioactives contenues dans la mer du Nord et la mer Baltique ainsi que dans les poissons (chapitres 11, 12, 13)

Les rejets de matières radioactives dans la **mer du Nord** venant des usines de retraitement de Sellafield et La Hague sont en décroissance depuis plusieurs années pour la plupart des radionucléides. Après l'afflux des eaux provenant de la mer Baltique, le sédiment de la mer d'Irlande est la deuxième source de ¹³⁷Cs. En dépit de la concentration faible des radionucléides artificiels, la concentration de transuraniens dans l'eau permet de discerner l'influence des usines de retraitement. La concentration de la plupart des radionucléides artificiels souvent n'est que faiblement supérieure à la concentration de matières radioactives contenues dans l'eau de surface de l'océan Atlantique en haute mer produite par les retombées mondiales.

La **mer Baltique** présente désormais une concentration de ¹³⁷Cs plus haute que celle de la mer du Nord, ce qui est à ramener aux retombées de Tchernobyl. La concentration de ⁹⁰Sr constatée dans l'eau est aussi légèrement plus élevée en comparaison avec la mer du Nord. Ce radionucléide provient, tout comme les nucléides transuraniens, pour la plupart des retombées mondiales produites par les essais nucléaires atmosphériques.

L'impact des retombées de Tchernobyl sur les poissons de mer n'était d'importance que dans la mer Baltique.

En 2003, la teneur en ^{137}Cs n'y était pas considérablement plus élevée que la valeur moyenne constatée dans les poissons de lac. Les retombées avaient au départ eu un impact beaucoup plus important sur les poissons dans les eaux intérieures, surtout sur ceux dans les lacs. Jusqu'à l'an 2003, l'activité moyenne du ^{137}Cs a pourtant reculé de manière significative pour arriver à environ 2,5 Bq/kg.

Après l'accident nucléaire de Tchernobyl, l'activité volumique du ^{137}Cs constatée dans les poissons d'**eau douce** a diminué, présentant d'abord des périodes effectives de 1 à 4 ans et plus tard de 6 à 30 ans. Un modèle dressé à partir de données mesurées par les systèmes IMIS et REI, qui fournit des valeurs médianes de 0,63 ans (pour les lacs) et 0,61 ans (pour les rivières) comme première période, confirme ce fait. La seconde période s'élève, d'après ce modèle, à des valeurs médianes de 11 ans (pour les lacs) et 9 ans (pour les rivières).

Le sol, les plantes, les aliments pour bétail, l'alimentation totale ainsi que le lait et les produits laitiers (chapitres 14, 15, 16, 17)

Comme le $^{239,240}\text{Pu}$ est réparti également sur le **sol** allemand, on peut en conclure que cette répartition est due aux retombées des essais d'armes nucléaires. Si le plutonium s'était déposé en quantités significatives après l'accident de Tchernobyl, il aurait fallu s'attendre à une répartition beaucoup plus inhomogène.

En 2003, la teneur en ^{137}Cs du **lait cru** s'élevait à environ 2,5 Bq/kg. Les **produits laitiers finis** pour les nourrissons étaient contaminés en moyenne à 0,4 Bq/kg en ^{137}Cs . En moyenne, l'incorporation annuelle par ingestion était d'environ 104 Bq pour le ^{137}Cs et 43 Bq pour le ^{90}Sr .

Le résultat global de l'**essai collectif 2002/2003** est satisfaisant. Ceci doit être attribué, entre autres, aux producteurs des instruments et du logiciel qui fournissent finalement des systèmes puissants, matures et faciles à manier, permettant des mesures par spectrométrie gamma et l'exploitation des spectres même si l'on a des connaissances limitées de la radiochimie et des méthodes de mesure appliquées dans la physique nucléaire. Il a été confirmé dans une enquête au sujet de l'équipement des laboratoires que des investissements considérables ont été réalisés récemment afin d'acquérir le matériel et le logiciel les plus modernes. Le faible niveau des valeurs moyennes des déviations en est une bonne illustration. Après élimination des quelques valeurs aberrantes, les déviations s'élèvent à 8,5% pour ^{134}Cs , 6,4% pour ^{127}Cs , 8,5% pour ^{40}K et 14,1% pour Sr-90.

Les matières radioactives dans les résidus et déchets, les effluents et les boues d'épuration (chapitres 18, 19)

On a pu constater que la teneur en ^{137}Cs des **résidus et déchets** est toujours déterminée par les retombées de Tchernobyl, ce qui s'exprime dans le niveau souvent plus élevé des valeurs mesurées dans le Sud de l'Allemagne, comparé aux autres régions allemandes.

La contamination en ^{137}Cs des **boues d'épuration** a, jusqu'à présent, tendance à diminuer, comme on peut conclure de l'évolution des valeurs moyennes annuelles mesurées dans les Länder. A l'exception du Bade-Wurtemberg, cette tendance n'est plus très prononcée. On ne l'observe que très rarement, p. ex. en Thuringe et dans le Sud de la Bavière.

Les produits du tabac, les produits pharmaceutiques et leurs matières de base ainsi que les articles de première nécessité (chapitre 20)

La contamination en ^{137}Cs des matières de base pour les produits pharmaceutiques (p.ex. les feuilles de menthe pour la préparation de tisanes) avait tendance à diminuer pendant la période de 1993 à l'an 2000, restant à peu près constante depuis 2001.

INHALTSVERZEICHNIS

Vorwort	3
Zusammenfassung	5
Summary	7
Résumé	9
Inhaltsverzeichnis	13
1 Überwachung der Umweltradioaktivität	14
2 Strahlenexposition in Gebäuden	17
3 Radioaktive Stoffe in der Umwelt als Folge des Bergbaus in den neuen Bundesländern	23
4 Ableitung radioaktiver Stoffe aus Atomkraftwerken	26
5 Radioaktive Stoffe in der Luft	34
6 Radioaktive Stoffe in der Luft und im Niederschlag	40
7 Aktivitätsnormale und Spurenstoffe	44
8 Aktuelle Auffälligkeiten im Bereich der Spurenanalyse	48
9 Radioaktive Stoffe in Binnengewässern	51
10 Radioaktive Stoffe in Trink- und Grundwasser	57
11 Radioaktive Stoffe in Nord- und Ostsee	61
12 Radioaktive Stoffe in Fischen	69
13 Effektive Halbwertszeiten von ^{137}Cs in Fischen aus Binnenseen und Fließgewässern	73
14 Boden, Pflanzen, Futter- und Düngemittel	81
15 Radioaktive Stoffe in Milch und Milchprodukten	88
16 Gesamtnahrung, Säuglings- und Kleinkindernahrung	90
17 Ergebnisse der Ringanalyse 2002/03	92
18 Radioaktive Stoffe in Reststoffen und Abfällen	97
19 Radioaktive Stoffe in Abwasser und Klärschlamm	102
20 Tabakerzeugnisse, Arzneimittel und deren Ausgangsstoffe sowie Bedarfsgegenstände	106
Verwendete Abkürzungen	108
Liste der im Text erwähnten Radionuklide	109
SI-Einheiten im Strahlenschutz	111
Präfixe	111
Glossar	112
Sachverzeichnis	114

1 ÜBERWACHUNG DER UMWELTRADIOAKTIVITÄT

Bearbeitet vom Bundesamt für Strahlenschutz,
 Fachbereich Strahlenschutz und Gesundheit, Neuherberg (C. Bernhard)

Historischer Abriss

Mit dem Beginn der oberirdischen Atomwaffentests 1945 nahm die Umweltradioaktivität durch den Eintrag von Radionukliden aus künstlichen Quellen messbar zu. Bereits in den 50er Jahren wurden daher Daten zur Umweltradioaktivität in Deutschland von verschiedenen Behörden erhoben [1]. Im Jahr 1957 wurden die Mitgliedstaaten der neu gegründeten Europäischen Atomgemeinschaft durch den EURATOM-Vertrag dazu verpflichtet, die Radioaktivität in der Umwelt zu überwachen [2]. Die damit einhergehenden Verpflichtungen machten den Aufbau eines Messstellennetzes und schließlich auch des Systems der Leitstellen erforderlich [3].

Etwa zur gleichen Zeit begann die zivile Nutzung der Atomenergie in der Bundesrepublik Deutschland mit der Inbetriebnahme des Forschungsreaktors München (FRM) in Garching und im Jahr 1960 errichtete das RWE zusammen mit dem Bayernwerk den ersten industriellen Kernreaktor in Deutschland, das

Versuchsatomkraftwerk Kahl (VAK) am Untermain [4]. Aus der großtechnischen Nutzung der Atomenergie, vor allem nach dem Bau zahlreicher Atomkraftwerke in den 70er Jahren, entstand die Notwendigkeit, die Radioaktivität in der Umgebung kerntechnischer Anlagen sowie die Emissionen dieser Anlagen zu überwachen. Die rechtliche Grundlage für die Umgebungsüberwachung und die Dosisgrenzwerte leitet sich aus dem Atomgesetz (AtG) und der Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) ab [2] (Abbildung 1.1).

Trotz der bis dato installierten Überwachungsstellen und der großräumigen Radioaktivitätsüberwachung in der Bundesrepublik traten 1986 Schwierigkeiten bei der administrativen Bewältigung der Folgen des Reaktorunfalls von Tschernobyl auf. Die Vorgehensweise bei der Probenahme und Bewertung der Messergebnisse in den verschiedenen Bundesländern stellte sich als uneinheitlich heraus. Der Datenaustausch zwischen den Behörden war über Telefax

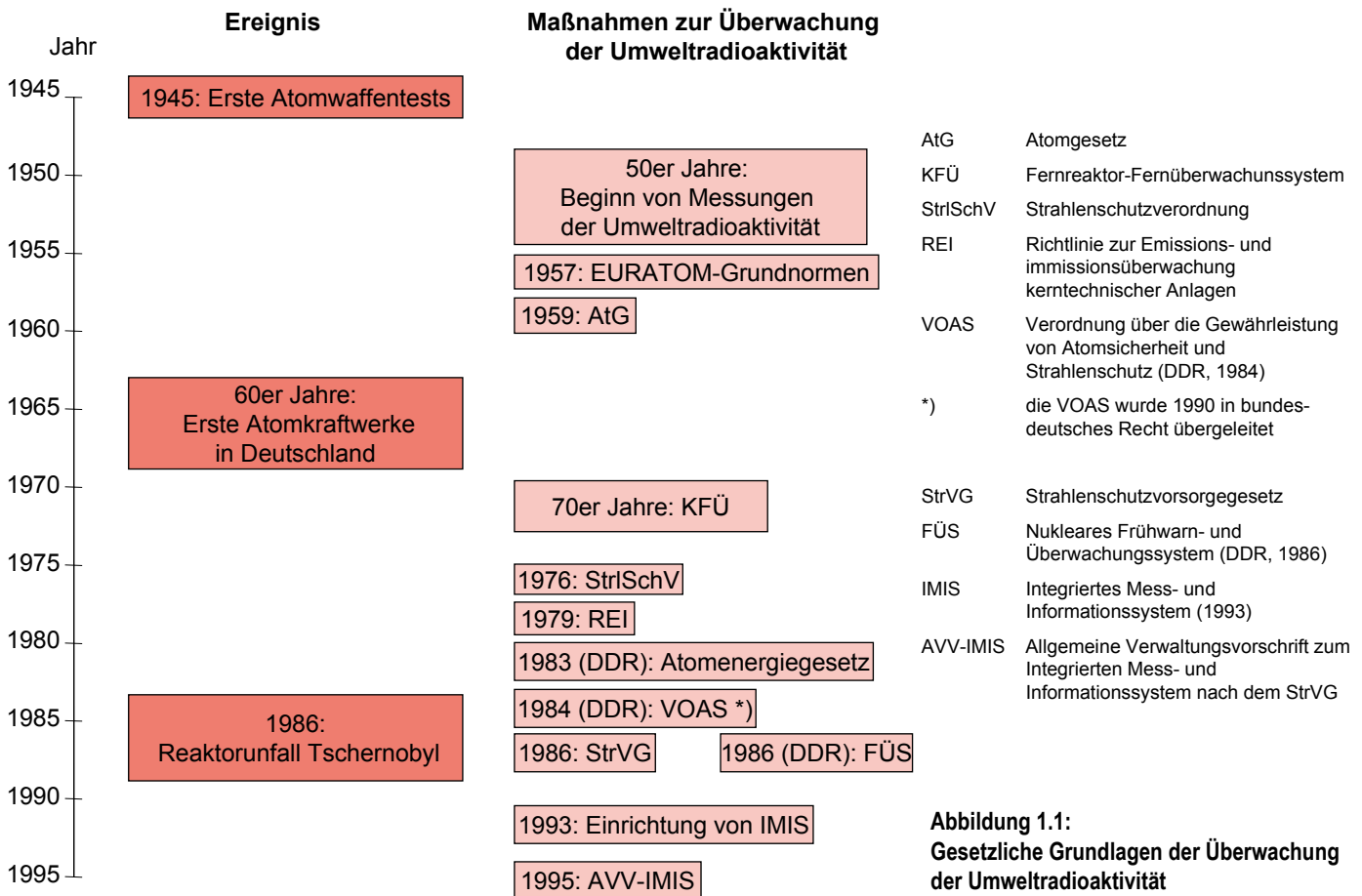


Abbildung 1.1:
 Gesetzliche Grundlagen der Überwachung der Umweltradioaktivität

Tabelle 1.1:

Verwaltungsbehörden des Bundes zur Überwachung der Umwelt- bzw. Umgebungsradioaktivität gemäß StrVG bzw. REI

Deutscher Wetterdienst Zentralamt Offenbach am Main (www.dwd.de)	Messung von Luft und Niederschlag, Ausbreitungsprognose, Spurenanalyse
Physikalisch-Technische Bundesanstalt Braunschweig (www.ptb.de)	Spurenanalyse Bereitstellung von Aktivitätsnormalen
Bundesanstalt für Gewässerkunde , Koblenz (www.bafg.de)	Bundeswasserstraßen, oberirdische Gewässer, Oberflächenwasser, Schwebstoff und Sediment
Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie , Hamburg (www.bsh.de)	Nord- und Ostsee einschließlich Küstengewässer Meerwasser, Schwebstoff und Sediment
Bundesforschungsanstalt für Fischerei Labor für Fischereiökologie, Hamburg (www.bfa-fish.de)	Fische, Fischprodukte, Krusten- und Schalentiere, Wasserpflanzen, Plankton
Bundesanstalt für Ernährung und Lebensmittel , Institut für Chemie und Technologie der Milch, Kiel (www.bafm.de)	Milch, Milchprodukte, Futtermittel, Boden, Pflanzen und Düngemittel, Einzellebensmittel, Gesamt- und Babynahrung
Bundesamt für Strahlenschutz (www.bfs.de)	
Fachbereich Strahlenschutz und Umwelt, Berlin	Trinkwasser, Grundwasser, Abwasser, Klärschlamm, Reststoffe und Abfälle, Umweltradioaktivität aus bergbaulicher Tätigkeit, Abwasserüberwachung kerntechnischer Anlagen
Fachbereich Strahlenschutz und Gesundheit, Oberschleißheim	Umweltradioaktivität, Strahlenexposition der Bevölkerung
Fachbereich Strahlenschutz und Umwelt, Oberschleißheim	Tabakerzeugnisse, Bedarfsgegenstände, Arzneimittel und deren Ausgangsstoffe Fortluftüberwachung kerntechnischer Anlagen
Fachbereich Strahlenschutz und Umwelt, Freiburg	γ -Ortsdosisleistung, Spurenanalyse Zusammenfassung der vom Bund ermittelten Daten über Luft und Niederschlag

und Fernschreiber schwierig. Auch äußerten sich Politiker verschiedener Bundesländer zu Auswirkungen auf Ernährung und Folgen unterschiedlich. Das verunsicherte die Bevölkerung und löste Verwirrung aus [9]. Diese Erfahrungen waren für den Gesetzgeber Anlass, die rechtlichen Voraussetzungen für ein bundesweit einheitliches und koordiniertes Vorgehen in vergleichbaren Situationen zu schaffen. Das Strahlenschutzvorsorgegesetz (StrVG) wurde noch Ende des Jahres 1986 verabschiedet [5, 6]. Auf der Grundlage des StrVG wurden ab dem Jahr 1988 die bestehenden Einrichtungen zur Überwachung der Umweltradioaktivität erweitert und zu einem integrierten Mess- und Informationssystem (IMIS) ausgebaut [2].

Die Leitstellen zur Überwachung der Umweltradioaktivität

Bereits 1961 sind die Aufgaben der Leitstellen amtlich formuliert und später im StrVG gesetzlich geregelt worden. Die Leitstellen prüfen für ihren jeweiligen Zuständigkeitsbereich Probenahme-, Analysen- und Messverfahren, entwickeln diese weiter und füh-

ren Forschungsarbeiten über die unterschiedlichen Kontaminationsketten durch. Im Rahmen des IMIS prüfen sie regelmäßig die Messdaten der amtlichen Messstellen der Länder und verfassen Berichte zur Umweltradioaktivität und Strahlenexposition [7,8], sie führen Vergleichsanalysen (Ringversuche) zur externen Qualitätskontrolle durch, begleiten die Weiterentwicklung des IMIS und beraten die zuständigen Ministerien des Bundes und der Länder in fachlichen Fragen. Einige der Leitstellen betreiben eigene Messnetze. Die von den Leitstellen herausgegebenen Messanleitungen beschreiben die amtlichen Probenahme-, Analyse- und Messverfahren. Einen Überblick über die Verwaltungsbehörden des Bundes zur Überwachung der Umwelt- bzw. Umgebungsradioaktivität gibt Tabelle 1.1.

Strahlenexposition in Deutschland

In seiner natürlichen Umgebung ist der Mensch ständig ionisierender Strahlung ausgesetzt (Tabelle 1.2). Sie setzt sich zum Einen zusammen aus der Strahlung der im Boden vorkommenden natürlichen radioaktiven Stoffe (Radionuklide) wie z. B. Thorium, Uran

oder Kalium (terrestrische Strahlung) sowie aus einer Strahlung, die ihren Ursprung im Weltraum hat und von der Teile auch die Erdoberfläche erreichen (kosmische Strahlung) [10]. Zum Anderen nimmt der Mensch radioaktive Stoffe über die Atemluft (Inhalation von z. B. Radon) und über Nahrungsmittel (Ingestion) auf.

Neben der natürlichen Strahlenexposition ist der Mensch auch Strahlung zivilisatorischen Ursprungs ausgesetzt (Tabelle 1.2). Es handelt sich dabei vor allem um Strahlenexposition in der medizinischen

Diagnostik.

Im Rahmen der Überwachung der Umwelt- und Umgebungsradioaktivität durch Bund und Länder werden die in der Umwelt des Menschen ermittelten Messwerte zusammengeführt, bewertet und im Jahresbericht „Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung“ [7] veröffentlicht. Die gesamte Strahlenexposition betrug im Jahr 2003 ca. 4 mSv. In Tabelle 1.2 sind die Beiträge zur mittleren effektiven Dosis der Bevölkerung der Bundesrepublik Deutschland im Jahr 2003 dargestellt.

Tabelle 1.2:
Mittlere effektive Dosis der Bevölkerung der Bundesrepublik Deutschland im Jahr 2003

1. Natürliche Strahlenexposition	mSv pro Jahr
1.1 durch kosmische Strahlung (in Meereshöhe)	ca. 0,3
1.2 durch terrestrische Strahlung von außen	ca. 0,4
1.3 durch Inhalation von Radon und Folgeprodukten	ca. 1,1
1.4 durch Ingestion von natürlich radioaktiven Stoffen	ca. 0,3
Summe der natürlichen Strahlenexposition	ca. 2,1
2. Zivilisatorische Strahlenexposition	
2.1 durch kerntechnische Anlagen	< 0,01
2.2 durch Anwendung radioaktiver Stoffe und ionisierender Strahlen in der Medizin * (davon durch nuklearmedizinische Untersuchungen ca. 0,14 mSv)	ca. 1,9
2.3 durch Anwendung radioaktiver Stoffe und ionisierender Strahlen in Forschung, Technik und Haushalt (Industrieerzeugnisse, technische Strahlenquellen, Störstrahler)	< 0,01
2.4 durch Fallout von Kernwaffenversuchen	< 0,01
2.5 Strahlenexposition durch den Unfall im Atomkraftwerk Tschernobyl	< 0,015
Summe der zivilisatorischen Strahlenexposition	ca. 1,9
Gesamte Strahlenexposition	ca. 4,0

* nach neuen Berechnungen für die Jahre 1996 bis 2001

Literatur

- [1] Bundesamt für Strahlenschutz (Hrsg.): Daten zur Umgebungs- und Umweltradioaktivität in der Bundesrepublik Deutschland in den Jahren 1990 bis 1992, ISH-Bericht 162/93, Neuherberg 1993
- [2] Bundesamt für Strahlenschutz (Hrsg.): Umweltradioaktivität in der Bundesrepublik Deutschland 1998 bis 2001, Daten und Bewertung, BfS-Schrift 27/2003, Salzgitter 2003
- [3] Bundesinnenministerium (Hrsg.): 30 Jahre Überwachung der Umweltradioaktivität in der Bundesrepublik Deutschland, Bonn 1986
- [4] http://www.energiehandel.de/de/welt/wissen/geschichte/chronik_fuenf
- [5] Bayer, A. Kaul, A. Reiners, Chr. (Hrsg.): Zehn Jahre nach Tschernobyl, eine Bilanz; Seminar des Bundesamtes für Strahlenschutz und der Strahlenschutzkommission in München, 6.-7. März 1996), Stuttgart, Jena, Lübeck, Ulm 1996
- [6] Gesetz zum vorsorgenden Schutz der Bevölkerung gegen Strahlenbelastung (Strahlenschutzvorsorgegesetz - StrVG) vom 19. Dezember 1986 (BGBl I, S. 261), zuletzt geändert durch Gesetz vom 14. Dezember 2001 (BGBl I, S. 2610)
- [7] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung, Jahresbericht 2002, Reihe Umweltpolitik, Bonn 2003
- [8] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung im Jahr 2003 (Parlamentsbericht), Deutscher Bundestag, Drucksache 15/3889, Berlin 2004
- [9] <http://www.bfs.de/bfs/druck/strahlenthemen/imis.html>
- [10] http://www.bfs.de/ion/imis/imis_glb.html

Strahlenexposition durch Radon und Radonzerfallsprodukte

In der Bundesrepublik Deutschland begannen die Messungen der Radonkonzentration in Häusern 1978 mit der Zielstellung, einen ersten Überblick über die Häufigkeitsverteilung, die wesentlichsten Radonquellen und die, die Radonkonzentrationen in Gebäuden beeinflussenden Faktoren zu gewinnen. Zur Validierung der Häufigkeitsverteilung der Radonkonzentrationen in Wohnungen wurde im Zeitraum 1991 bis 1993 eine ergänzende Studie in den ostdeutschen Bundesländern durchgeführt. Daran anschließend erfolgte eine größere Anzahl von Messungen zur Untersuchung der gesundheitlichen Wirkungen der Radonexposition. Spezielle Projekte dienten der Ermittlung der Abhängigkeit der Radonkonzentration in Häusern von der Geologie und Bauweise sowie der Klärung von im besonderen öffentlichen Interesse stehenden Umständen (z.B. des Einflusses von Bergbau auf die Radonkonzentration).

Insgesamt wurden in über 50.000 Häusern (annähernd 0,4% des Bestandes an Wohnhäusern) Messungen der Radonkonzentration durchgeführt.

Im Februar 1990 wurde von der Kommission der Europäischen Gemeinschaften eine „Empfehlung zum Schutz der Bevölkerung vor Radonexposition innerhalb von Gebäuden“ veröffentlicht [1]. Danach sollen die Jahresdurchschnittswerte der Radonkonzentration in existierenden Wohnräumen den Referenzwert von 400 Bq/m^3 und in neu zu errichtenden Wohnräumen den Planungswert von 200 Bq/m^3 nicht überschreiten. Aktuelle epidemiologische Studien zeigen aber, dass Personen in Wohnungen mit Radonkonzentrationen von ca. 100 Bq/m^3 Raumluft ein um 16% höheres Lungenkrebsrisiko haben als die, die in Wohnungen mit einer fiktiven Radonkonzentration von 0 Bq/m^3 leben. Personen in Wohnungen mit ca. 200 Bq/m^3 haben diesen gegenüber bereits ein um 32% höheres Risiko [2,3,4]. Deshalb sollten die Radonkonzentrationen in Räumen, in denen sich Personen nicht nur vorübergehend aufhalten, so niedrig wie möglich liegen. Dem sind jedoch natürlicherweise Grenzen gesetzt. Auf Grund der im Freien vorkommenden Radonkonzentrationen, die wegen des Luftaustausches zwischen Innen- und Außenluft auch immer in den Gebäuden vorkommen, und den Radonkonzentrationen, die durch die Radonfreisetzung aus den Baumaterialien verursacht werden

und die in der bestehenden Bausubstanz kaum beeinflussbar sind, ist eine Forderung nach genereller Verringerung der Radonkonzentrationen auch in Bereichen unter 100 Bq/m^3 in vielen Fällen in Deutschland praktisch nicht realisierbar. Oberhalb von 100 Bq/m^3 sind jedoch immer Maßnahmen gerechtfertigt, da in diesem Bereich, in dem die Radonkonzentrationen in Häusern durch das Radon aus dem Baugrund bestimmt wird, fast immer eine nennenswerte Reduzierung der Radonkonzentrationen erreicht werden kann.

Bei einem linearen Zusammenhang zwischen Radonexposition und zusätzlichem Lungenkrebsrisiko muss es die Zielstellung sein, nicht nur besonders hohe Konzentrationen zu beseitigen, sondern vielmehr die insgesamt durch Radon verursachte Exposition zu reduzieren.

Die Radonkonzentrationen in deutschen Häusern werden in entscheidendem Maße durch die Konzentration des Radons im Baugrund bestimmt. In Abbildung 2.1 und in Tabelle 2.1 wird die regionale Verteilung der Radonkonzentration in der Bodenluft verdeutlicht [5]. Rein geologisch bedingt können Jahresmittelwerte von einigen Tausend Bq/m^3 auftreten. Die höchsten geologisch bedingten Radonkonzentrationen sind in Häusern gemessen worden, die auf einem Untergrund mit jungen Graniten errichtet wurden. Maßnahmen zur Verringerung der Radonkonzentration in Gebäuden müssen deshalb vornehmlich darauf ausgerichtet werden, den Transport von Radon aus dem Untergrund zu verhindern oder nennenswert zu reduzieren [6].

In Gebieten, in denen Radonkonzentrationen unter 20 kBq/m^3 in der Bodenluft vorkommen, sind bei einer Bauausführung entsprechend den heutigen Anforderungen, vor allem einer DIN-gerechten Abdichtung der Gebäude gegen von außen angreifende Bodenfeuchte, erhöhte Radonkonzentrationen in Häusern wenig wahrscheinlich. Dies betrifft vor allem große Teile des norddeutschen Tieflandes, wo die Radonkonzentrationen in der Bodenluft sogar meist kleiner als 10 kBq/m^3 sind [7]. Für die Planung von Maßnahmen zum Schutz vor erhöhten Radonkonzentrationen in Gebäuden ist dies von großer Bedeutung. Durch weitere ergänzende Maßnahmen kann beim Neubau gesichert werden, dass (bei vertretbarem zusätzlichem finanziellen Aufwand) auch an Standorten mit höheren Radonkonzentrationen in

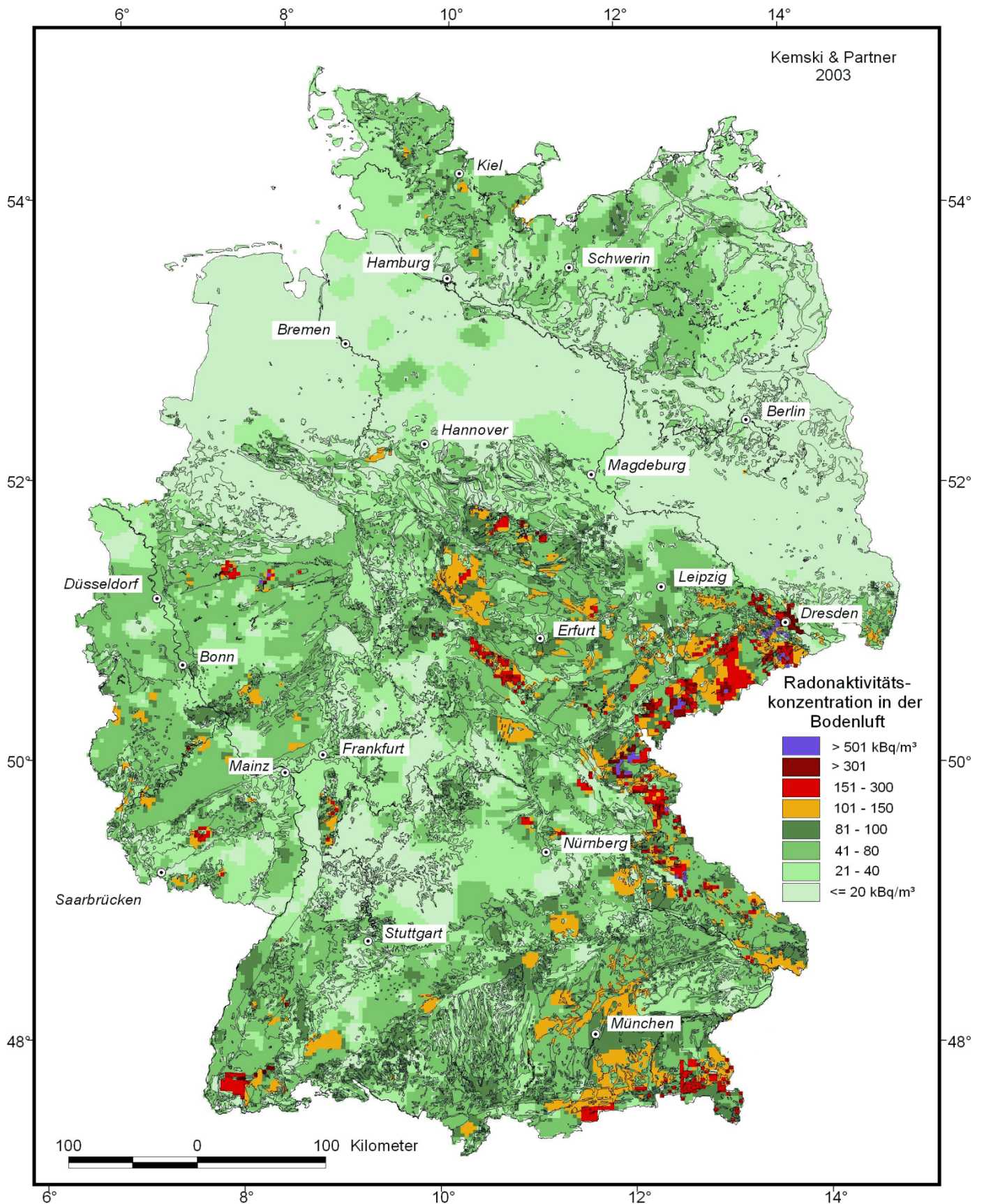


Abbildung 2.1: Radonkonzentration in Bodenluft

Tabelle 2.1:

Geschätzte Flächen in km² und relative Anteile in % der Verwaltungsgebietsflächen nach Bereichen der Radonkonzentration in der Bodenluft

Radonkonzentration in der Bodenluft in kBq/m ³	Geschätzte Flächen in km ² und relative Anteile in % der Verwaltungsgebietsflächen nach Bereichen der Radonkonzentration in der Bodenluft															
	≤ 20		21-40		41-80		81-100		101-150		151-300		> 300		> 500	
Verwaltungsgebiet	[km ²]	[%]	[km ²]	[%]	[km ²]	[%]	[km ²]	[%]	[km ²]	[%]	[km ²]	[%]	[km ²]	[%]	[km ²]	[%]
Baden-Württemberg	8274	23,1	9685	27,1	13998	39,1	2615	7,3	845	2,4	300	0,8	58	0,2	-	-
Bayern	5761	8,2	19289	27,3	27025	38,3	9608	13,6	6702	9,5	1806	2,6	231	0,3	148	0,2
Berlin	743	85,0	131	15,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Brandenburg	24141	81,4	3709	12,5	1807	6,1	-	-	9	0,03	-	-	-	-	-	-
Bremen	353	95,4	17	4,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hamburg	700	87,3	-	-	102	12,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hessen	4141	19,6	8850	41,9	6848	32,4	845	4,0	375	1,8	46	0,2	-	-	-	-
Mecklenburg-Vorpommern	6122	26,6	10417	45,3	5912	25,7	533	2,3	17	0,07	-	-	-	-	-	-
Niedersachsen	33407	70,2	8771	18,4	4025	8,5	781	1,6	595	1,2	36	0,08	-	-	-	-
Nordrhein-Westfalen	10426	30,6	7586	22,3	15186	44,6	433	1,3	208	0,6	152	0,4	9	0,03	18	0,05
Rheinland-Pfalz	1791	9,0	6001	30,3	9920	50,0	1360	6,9	663	3,3	103	0,5	-	-	-	-
Saarland	290	11,4	1410	55,3	663	26,0	93	3,6	94	3,7	-	-	-	-	-	-
Sachsen	4214	22,8	1963	10,6	6067	32,8	1773	9,6	2219	12,0	1534	8,3	526	2,8	208	1,1
Sachsen-Anhalt	9218	44,9	5547	27,0	3870	18,8	1292	6,3	448	2,2	143	0,7	18	0,09	-	-
Schleswig-Holstein	2218	14,2	6945	44,4	5840	37,4	463	3,0	160	1,0	-	-	-	-	-	-
Thüringen	244	1,5	2760	17,2	7994	49,7	2357	14,7	2241	13,9	462	2,9	27	0,2	-	-
Deutschland	112043	31,4	93081	26,1	109257	30,6	22153	6,2	14576	4,1	4582	1,3	869	0,2	374	0,10

der Bodenluft akzeptable Radon-Innenraumkonzentrationen erzielt werden. Wenn bauliche, heizungs- oder lüftungstechnische Maßnahmen in Umsetzung der Energieeinsparverordnung durchgeführt werden, sind objektbezogenen Lösungen anzuwenden, die zu keiner Erhöhung der Radonkonzentration in Aufenthaltsräumen führen [8].

In bestehenden Häusern der Gebiete mit erhöhten Radonkonzentrationen in der Bodenluft werden vom BfS auf Grund der höheren Wahrscheinlichkeit des Auftretens von Radonkonzentrationen über 100 Bq/m³ in Aufenthaltsräumen zunächst Messungen und - in Abhängigkeit von der Höhe der Konzentrationen - solche Maßnahmen empfohlen, mit denen eine effektive Reduzierung der Konzentrationen erreicht werden kann.

Baumaterialien sind in Deutschland selten die Ursache hoher Konzentrationen. In der Regel ist der Beitrag von Baumaterialien zur Radonkonzentration in Wohnräumen deutlich kleiner als 100 Bq/m³. Zu beachten ist aber die im Teil 3 der Strahlenschutzverordnung geregelte Verwertung von überwachungs-

bedürftigen Rückständen zum Bauen [9].

Von untergeordneter Bedeutung für die Radonkonzentrationen in den meisten Gebäuden ist in Deutschland das Radon, welches im Leitungswasser gelöst und bei dessen Verwendung in die Raumluft freigesetzt wird. Möglicherweise signifikante Beeinflussungen der Radon-Raumluftkonzentration in Wohngebäuden sind auf eng begrenzte Gebiete und Situationen (z.B. Nutzung individueller Brunnen in Granitgebieten) beschränkt. Weil in Gebäuden von Radonbädern und Anlagen der Wassergewinnung, -aufbereitung und -verteilung hohe Radonkonzentrationen durch Freisetzung von Radon aus dem Wasser in die Raumluft auftreten können, wurden hierzu in der Strahlenschutzverordnung spezielle Regelungen [9] getroffen.

Radioaktive Stoffe in Baumaterialien und Industrieprodukten

Zum Schutz der Bevölkerung gegen ionisierende Strahlung werden seit mehr als 25 Jahren in der Bundesrepublik Deutschland Untersuchungen und Be-

wertungen der Strahlenexposition durch radioaktive Stoffe in Natursteinen, Baumaterialien und Rückständen industrieller Prozesse durchgeführt. Die Untersuchungsergebnisse sind in Tabelle 2.2 zusammengestellt.

Die Konzentration natürlicher Radionuklide variiert innerhalb der einzelnen Materialarten in weiten Bereichen. Unter den Natursteinen besitzen kiesel-säurereiche Magmagesteine, insbesondere Granit, vergleichsweise hohe spezifische Aktivitäten natürlicher Radionuklide.

In Fertigbaustoffen schwankt die Konzentration natürlicher Radionuklide in Abhängigkeit von den zu ihrer Herstellung genutzten Materialien.

Für Rückstände gilt gemäß Kreislaufwirtschaftsgesetz der allgemeine Grundsatz, dass in erster Linie die anfallende Menge minimiert werden soll und in zweiter Linie ihre stoffliche Verwertbarkeit oder der Einsatz zur Energiegewinnung zu prüfen ist. So ist ein steigendes Bemühen der Industrie festzustellen, Rückstände in der Baustoffproduktion weiter zu verwerten. Wird eine Verwertung in Betracht gezogen, muss im Rahmen des Zulassungsverfahrens der Baumaterialien geprüft werden, ob schädliche Aus-

wirkungen auf die Umwelt oder menschliche Gesundheit auftreten können.

In einigen Rückständen aus industriellen Prozessen können erhöhte Konzentrationen natürlicher radioaktiver Stoffe vorkommen. Um bei der Verwertung solcher Materialien erhöhte Strahlenexpositionen der Bevölkerung zu vermeiden, werden in der Anlage XII der seit Juli 2001 geltenden Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) die Rückstände genannt, bei deren Verwertung oder Beseitigung der Strahlenschutz zu beachten ist. Durch die ebenfalls in Anlage XII der StrlSchV festgelegte Überwachungsgrenze für die Verwertung dieser Materialien zum Bauen wird gesichert, dass der für Einzelpersonen der Bevölkerung geltende Richtwert der effektiven Dosis von 1 mSv pro Jahr nicht überschritten wird. Mit der neuen Regelung wird der Bauproduktenrichtlinie [10] und dem Bauproduktengesetz [11] entsprochen. In den Mitgliedsstaaten der Europäischen Union darf ein Bauprodukt nur dann in Verkehr gebracht werden, wenn es unter anderem die wesentlichen Anforderungen an Hygiene, Gesundheit und Umweltschutz erfüllt. Somit sind diese Anforderungen bei der Erstellung harmonisierter europäischer Normen oder europäischer technischer Zulassungen zu berücksichtigen.

Tabelle 2.2 :
Spezifische Aktivität natürlicher Radionuklide in Baustoffen und Industrieprodukten

Material	Mittelwert der spezifischen Aktivität in Bq/kg TM (Bereich)		
	²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K
Baustoffe natürlichen Ursprungs			
Granit	100 (30 - 500)	120 (17 - 311)	1000 (600 - 4000)
Granodiorit	56 (40 - 73)	44 (37 - 104)	850 (380 - 990)
Syenit	30	31	670
Dolerit	20 (10 - 29)	30 (8 - 44)	290 (22 - 380)
Gneis	75 (50 - 157)	43 (22 - 50)	900 (830 - 1500)
Diabas	16 (10 - 25)	8 (4 - 12)	170 (100 - 210)
Basalt	26 (6 - 36)	29 (9 - 37)	270 (190 - 380)
Granulit	10 (4 - 16)	6 (2 - 11)	360 (9 - 730)
Grauwacke	41 (26 - 51)	35 (13 - 46)	760 (700 - 780)
Quarzporphyr	54 (15 - 86)	77 (53 - 98)	1300 (1000 - 2100)
Porphyrtuff	47 (44 - 52)	206 (130 - 240)	720 (22 - 1700)
Frucht-/Phycodenschiefer	38 (34 - 45)	59 (56 - 73)	780 (760 - 930)
Kalkstein/Marmor	24 (4 - 41)	5 (2 - 20)	90 (< 40 - 240)
Sandstein, Quarzit	20 (13 - 70)	25 (15 - 70)	500 (< 40 - 1100)
Kies, Sand, Kiessand	15 (1 - 39)	16 (1 - 64)	380 (3 - 1200)
Gips, Anhydrit	10 (2 - 70)	7 (1 - 100)	70 (6 - 380)
Lava	42 (20 - 70)	42 (25 - 60)	720 (490 - 890)
Tuff, Bims	100 (<20 - 200)	100 (30 - 300)	1000 (500 - 2000)
Ton, Lehm	40 (<20 - 90)	60 (18 - 200)	1000 (300 - 2000)

Tabelle 2.2 (Forts.):

Spezifische Aktivität natürlicher Radionuklide in Baustoffen und Industrieprodukten

Material	Mittelwert der spezifischen Aktivität in Bq/kg TM (Bereich)		
	²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K
Finalbaustoffe, Bindemittel			
Ziegel/Klinker	50 (10 - 200)	52 (12 - 200)	700 (100 - 2000)
Beton	30 (7 - 92)	23 (4 - 71)	450 (50 - 1300)
Kalksandstein, Porenbeton	15 (6 - 80)	10 (1 - 60)	200 (40 - 800)
Leichtbeton (nicht spezifiziert)	30 (< 20 - 90)	30 (< 20 - 80)	1100 (700 - 1600)
Leichtbetonsteine mit Zuschlag aus:			
Bims	80 (20 - 200)	90 (30 - 300)	900 (500 - 2000)
Blähton, Blähschiefer	30 (< 20 - 80)	30 (< 20 - 60)	400 (40 - 700)
Schlacke	100 (20 - 700)	100 (20 - 200)	500 (300 - 1000)
Ziegelsplitt	40 (30 - 70)	60 (30 - 100)	500 (400 - 600)
Hohlblocksteine	40 (15 - 59)	25 (4 - 52)	320 (60 - 800)
Holzwohle-Leichtbauplatten	21 (19 - 25)	12 (11 - 14)	210 (50 - 360)
Wandfliesen	50 (15 - 100)	55 (25 - 130)	560 (250 - 1000)
Asbestzement	20 (< 20 - 40)	20 (11 - 40)	100 (< 40 - 300)
Zement (nicht spezifiziert)	97 (23 - 330)	20 (11 - 37)	320 (110 - 500)
Portlandzement	30 (10 - 50)	20 (10 - 40)	200 (100 - 700)
Hüttenzement	60 (20 - 100)	80 (30 - 200)	100 (< 40 - 200)
Kalk, Kalkhydrat	30 (13 - 60)	41 (2 - 93)	150 (20 - 600)
Fertigmörtel, Fertigputz	30 (< 20 - 100)	30 (< 20 - 100)	300 (< 40 - 500)
Mineralische Rohstoffe, industrielle Rückstände			
Schlacken			
Cu-Schlacke, alte Produktion	1500 (860 - 2100)	48 (18 - 78)	520 (300 - 730)
Cu-Schlacke, neue Produktion	770 (490 - 940)	52 (41 - 60)	650 (530 - 760)
P-Schlacke	53 (32 - 86)	74 (65 - 82)	170 (58 - 270)
Ni-Schlacke	52	78	76
Ni-Mn-Schlacke	311	37	710
Al-Schlacke	14 (12 - 16)	8 (6 - 9)	750 (360 - 960)
Fe-Cr-Si-Schlacke	9	6	10
Sn-Schlacke	1100 (1000 - 1200)	300 (230 - 340)	330
Siemens-Martin-Schlacke	20	7	22
Pb-Schlacke	270	36	200
S-Schlacke	12 (8 - 15)	< 10	58 (30 - 85)
Frischschlacke	19 (17 - 23)	6 (5 - 8)	20 (10 - 34)
Thomasschlacke (Belgien)	19	-	-
Stahlschlacke	10 (6 - 13)	4 (1 - 7)	11 (1 - 21)
Kupolofenschlacke	110	47	210
Verblasofenschlacke	1000 (980 - 1100)	286 (260 - 310)	-
Kesselschlacke	68 (24 - 110)	54 (7 - 120)	200 (20 - 330)
Hochofenschlacke	100 (40 - 200)	100 (30 - 300)	500 (200 - 1000)
Bergbauabraum	700 (36 - 5900)	70 (27 - 100)	700 (40 - 1200)
Aufbereitungsrückstände (Nichturan-industrie)	170 (9 - 310)	84 (3 - 250)	130 (1 - 280)

Tabelle 2.2 (Forts.):

Spezifische Aktivität natürlicher Radionuklide in Baustoffen und Industrieprodukten

Material	Mittelwert der spezifischen Aktivität in Bq/kg TM (Bereich)		
	²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K
Braunkohlenfilterasche (Ostdeutschland)	82 (4 - 200)	51 (6 - 150)	147 (12 - 610)
Flugasche (nicht spezifiziert)	200 (26 - 1110)	100 (14 - 300)	700 (170 - 1450)
Chemiegips aus:			
Apatit	60 (40 - 70)	< 20	-
Phosphorit	550 (300 - 1100)	20 (< 4 - 160)	110 (< 40 - 300)
Rauchgasentschwefelung	8 (3 - 70)	6 (4 - 20)	50 (< 20 - 80)
Hüttenbims	170 (110 - 230)	43 (24 - 62)	190 (180 - 190)
Porensinter	37	51	690

Literatur

- [1] Kommission der Europäischen Gemeinschaften: Empfehlung der Kommission zum Schutz der Bevölkerung vor Radonexposition innerhalb von Gebäuden. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 80/26 vom 27.03.1990
- [2] World Health Organization: Air Quality Guidelines for Europe, 2nd Ed., WHO Regional Publ. No. 91, 2001
- [3] Schaffrath-Rosario, A., Heid, I.M., Kreienbrock, L., Heinrich, J., Wellmann, J., Gerken, M., Kreuzer, M., Steinwachs, A., Langer, B., Brüske-Hohlfeld, I., Wichmann, H.E.: Bewertung des Lungenkrebsrisikos durch Radon in Wohnungen in Deutschland mit Hilfe statistisch-epidemiologischer Modelle. Abschlussbericht an das Bundesamt für Strahlenschutz und den Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit im Vorhaben StSch 4237 Neuherberg, Hannover, 2004
- [4] Darby, S., Hill, D., Auvinen, A., Barros-Dios, J.M., Baysson, H., Bochicchio, F., Deo, H., Falk, R., Forastiere, F., Hakama, M., Heid, I., Kreienbrock, L., Kreuzer, M., Lagarde, F., Mäkeläinen, I., Muirhead, C., Oberaigner, W., Pershagen, G., Ruano-Ravina, A., Ruosteenoja, E., Schaffrath-Rosario, A., Tirmarche, M., Tomásek, L., Whitley, E., Wichmann, H.E., Doll, R.: Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies; *BMJ (British Medical Journal)* (im Druck)
- [5] Kemski, J.; Klingel, R.; Siehl, A.; Stegemann, R.: Konzeption und Erstellung eines DV-Projektes zur Bewertung des Radonpotentials im Boden und Prognose der Radonkonzentration in Gebäuden. Kurzbericht zum Forschungsvorhaben StSch 4251 „Bodenluftmessungen in Deutschland, Juli 2003
- [6] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit; Bundesamt für Strahlenschutz: Radon-Handbuch Deutschland, Bremerhaven 2001
- [7] Kemski, J., Klingel, R., Siehl, A., Stegemann, R.: Die aktuelle Karte des geogenen Radonpotentials in Deutschland. In: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Forschung zum Problembereich „Radon“. Vortragsmanuskripte des 14. Statusgesprächs, Berlin, 23./24. Oktober 2001
- [8] Conrady, J.; Guhr, A., Leißring, B., Nagel, M.: Modellösung für die Vermeidung erhöhter Werte von Wohnungsradon durch bauliche Energieeinsparmaßnahmen. Deutsche Bundesstiftung Umwelt, Aktenzeichen 17349, April 2004
- [9] Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen (Strahlenschutzverordnung - StrlSchV) vom 20. Juli 2001 (BGBl. I S. 1714)
- [10] Lutz, H.; Springborn, M.: Die Bauproduktenrichtlinie - Gegenüberstellung und Abweichungen, Ernst & Sohn, Verlag für technische Wissenschaften GmbH, Berlin
- [11] Gesetz über das Inverkehrbringen von und den freien Warenverkehr mit Bauprodukten zur Umsetzung der Richtlinie 89/106 EWG des Rates vom 21. Dezember 1988 zur Angleichung der Rechts- und Verwaltungsvorschriften der Mitgliedstaaten über Bauprodukte (Bauprodukten-gesetz - BauPG) vom 10. August 1992 (BGBl. I, S.149)

3

RADIOAKTIVE STOFFE IN DER UMWELT ALS FOLGE DES BERGBAUS IN DEN NEUEN BUNDESLÄNDERN

Bearbeitet vom Bundesamt für Strahlenschutz,
Fachbereich Strahlenschutz und Umwelt, Berlin (E. Ettenhuber, K. Gehrcke, K. Wichterey, G. Henze)

Bergbau war in den Ländern Sachsen, Thüringen und Sachsen-Anhalt seit dem Mittelalter ein bedeutender wirtschaftlicher Faktor. Die damalige Gewinnung von Silber, Kupfer und anderen Metallen wird heute als Altbergbau bezeichnet. Nach dem zweiten Weltkrieg kam der intensive Uranerzbergbau durch die ehemalige SDAG Wismut (heute Wismut GmbH) hinzu.

Umgebungsüberwachung im Zusammenhang mit der Sanierungstätigkeit der Wismut GmbH

Die Wismut GmbH hat am 1. Januar 1991 den Bergbau und die Erzaufbereitung eingestellt und führt seitdem Stilllegungs- und Sanierungsaufgaben durch. In den Jahren 1998 bis 2003 konzentrierte sich die übertägige Sanierungstätigkeit der Wismut GmbH auf die Sanierung von Halden, Absetzanlagen der Erzaufbereitung und kontaminierten Betriebsflächen, die Fortführung der Verfüllung des Tagebaurestloches Lichtenberg bei Ronneburg sowie auf Abbrüche von Gebäuden und Anlagen. In den Jahren 2002 und 2003 wurde die Verwahrung ehemaliger industrieller Absetzanlagen (IAA) der Erzaufbereitung kontinuierlich fortgeführt. Seit Sanierungsbeginn wurden ca. 480 Hektar freigefallene Spülstrände mit einer Zwischenabdeckung versehen. Nachdem die untertägigen Sanierungsarbeiten in Thüringen bereits in 2000 weitestgehend beendet waren, wurde die Flutung der Grubenfelder auch 2003 fortgesetzt. Im ostsächsischen Bergbaugesamt bei Königstein wurde die 2001 begonnene Flutung der Grube Königstein über das Niveau 80 m NN fortgesetzt.

Die langanhaltende Trockenheit in 2003 begünstigte die Arbeiten zur Flächen-, Halden- und IAA-Sanierung. Dagegen konnten die Wasserbehandlungsanlagen Helmsdorf, Seelingstädt und Ronneburg wegen Niedrigwasser in ihren Vorflutern über längere Zeit nur mit eingeschränkter Kapazität arbeiten.

Bezogen auf den geplanten Gesamtumfang der jeweiligen Sanierungsarbeiten sind nunmehr

- 97% der Grubenbaue abgeworfen,
- 97% der Schächte und Tagesöffnungen verfüllt,
- 86% der tagesnahen Grubenbaue verwahrt,
- 87% der Anlagen/Gebäude abgebrochen,
- 67% der Halden abgetragen/umgelagert,
- 66% der Halden abgedeckt,
- 73% des Tagebaues Lichtenberg verfüllt,

- 85% der Absetzanlagen zwischenabgedeckt
- 50% der Betriebsflächen saniert und
- 13% der Absetzanlagen konturiert¹.

Zur Überwachung der Ableitungen radioaktiver Stoffe in die Umweltmedien Luft und Wasser führt die Wismut GmbH eine Emissions- und Immissionsüberwachung durch, die seit 1997 den Vorgaben der Richtlinie zur Emissions- und Immissionsüberwachung bei bergbaulichen Tätigkeiten (REI Bergbau) folgt. Die Überwachungsmaßnahmen dienen auch der Erfassung der Gesamtsituation zur Vorbereitung weiterer Sanierungsentscheidungen und der Kontrolle der Auswirkungen von Sanierungsarbeiten.

In den flüssigen Ableitungen der Wismut GmbH sind Uran und Radium (²²⁶Ra) von besonderer Bedeutung.

In Tabelle 3.1 sind die Ableitungen von ²²⁶Ra und Uran in die Vorfluter Zwickauer Mulde, Elbe, Pleiße und Weiße Elster für die Jahre 1998 bis 2003 zusammengestellt.

Wie schon in den Vorjahren wurden die Jahresgenehmigungswerte auch im Zeitraum 2002 - 2003 ausnahmslos eingehalten. Infolge zahlreicher Maßnahmen wie z.B. die Einstellung der Grubenwasserhebung aus der Grube Schlema - Alberoda (1998), die vollständige Einstellung der Einleitung von Abwässern aus dem Betriebsteil Ronneburg (2000) und die probeweise Inbetriebnahme der Wasserbehandlungsanlage Ronneburg (2002) erfuhren die Ableitungen von ²²⁶Ra und Uran über den Wasserpfad in diesem Zeitraum insgesamt eine Senkung etwa um neun Zehntel (²²⁶Ra) und ein Fünftel (Uran).

Wie im Leitstellenbericht 1998-2001 erläutert, resultiert aus den Ableitungen in die betroffenen Gewässer an keiner Stelle eine nennenswerte Strahlenexposition.

In Tabelle 3.2 sind die aus den Sanierungsbetrieben der Wismut GmbH in den Jahren von 1998 bis 2003 insgesamt mit Abwettern bzw. Abluft in die Atmosphäre abgeleiteten Mengen von ²²²Rn und langlebigen Alphastrahlern zusammengestellt.

Im Zeitraum 2002 bis 2003 wurden die jährlichen Ge-

¹ Konturierung: Einstellung der vorgeschriebenen Neigung des Böschungswinkels

Tabelle 3.1:

Ableitung radioaktiver Stoffe in die Oberflächengewässer im Zeitraum 1998 bis 2003
(behördlich festgelegte Werte in Klammern)

Zeitraum	Abwassermenge ^{a)} in $10^6 \text{m}^3/\text{a}$		Gesamte Ableitung radioaktiver Stoffe			
			Uran in t/a		Ra-226 in GBq/a	
1998	14,7	(14,6)	3,8	(12,8)	4,8	(14,8)
1999	14,7	(15,6)	3,8	(9,4)	2,7	(13,6)
2000	16,1	(15,6)	4,1	(11,3)	3,6	(15,4)
2001	14,3	(11,5)	2,8	(13,1)	0,7	(16,7)
2002	18,4	(11,9)	4,5	(8,4)	0,8	(7,0)
2003	14,6	(9,2)	3,1	(8,2)	0,3	(6,8)

a) Die angegebenen Werte für die Abwassermenge sind Richtwerte. Eine Modifizierung dieser Werte ist nach Abstimmung mit der zuständigen Behörde möglich.

Tabelle 3.2:

Ableitung radioaktiver Stoffe mit den Abwettern/Abluft in die Atmosphäre im Zeitraum 1998 bis 2003
(behördlich festgelegte Werte in Klammern)

Zeitraum	Abwetter-/Abluftmengen in $10^9 \text{m}^3/\text{a}$		Ableitung radioaktiver Stoffe			
			²²² Rn in TBq/a		langlebige α -Strahler in MBq/a	
1998	22,1	(5,0)	664,7	(1201,1)	31,3	(137,1)
1999	20,8	(1,3)	491,3	(926,2)	30,3	(107,4)
2000	18,3	(1,2)	380,4	(798,2)	10,0	(99,9)
2001	14,2	(-)	316,4	(557,4)	5,3	(101,1)
2002	11,8	(-)	260,5	(447,4)	13,9	(101,1)
2003	8,6	(-)	168,4	(298,4)	13,2	(83,1)

nehmungswerte sowohl bei den ²²²Rn-Ableitungen als auch bei den Ableitungen langlebiger Alphastrahler ausnahmslos eingehalten. In diesem Zeitraum konnten die Ableitungen auf etwa ein Viertel (²²²Rn) und auf etwa die Hälfte (langlebige α -Strahler) verringert werden. Einen wesentlichen Beitrag dazu leistete die Einstellung der Ableitung radioaktiver Stoffe mit Abwettern/Abluft in den Betriebsteilen Seelingstädt und Ronneburg, die in den Jahren 2000 und 2001 vorgenommen wurde.

Im Rahmen der Überwachung der Radonkonzentration (²²²Rn) in der bodennahen Atmosphäre wurden auf Betriebsflächen und in der unmittelbaren

Nähe von Abwetterschächten, industriellen Absetzanlagen und einigen großflächigen Halden Spitzenwerte bis zu 500Bq/m^3 ²²²Rn festgestellt. Infolge der Sanierungstätigkeit der Wismut GmbH wurde der Wert von 200Bq/m^3 im Jahre 2003 dort nicht mehr überschritten.

Wie im Vorbericht erläutert, weisen vom Bergbau unbeeinflusste Gebiete mit sehr ähnlichen geologischen Formationen Jahresmittelwerte bis zu 80Bq/m^3 auf, große Gebiete Nord- und Mitteldeutschlands charakteristische Werte von 10 bis 15Bq/m^3 .

Ermittlung der aus bergbaulicher Tätigkeit stammenden Umweltradioaktivität

Gemäß Strahlenschutzvorsorgegesetz obliegt dem Bund im Bereich der neuen Bundesländer „die Ermittlung der Umweltradioaktivität, die aus bergbaulicher Tätigkeit in Gegenwart natürlicher radioaktiver Stoffe stammt“ (§ 11, Abs. 9). Das für diese Aufgabe zuständige Bundesamt für Strahlenschutz hat hierzu von 1991 bis 1999 das Projekt „Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten - Altlastenkataster“ durchgeführt [1]. Mit diesem Projekt wurden die Hinterlassenschaften des ehemaligen Uranerzbergbaus, die sich nicht mehr in Besitz der Wismut GmbH befinden, und die Hinterlassenschaften des Altbergbaus systematisch untersucht und bewertet (ca. 8000 bergbauliche Objekte und Flächen in Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen). Die durchgeführten Arbeiten haben wesentlich zur Klärung der Fragen beitragen, die durch bergbaubedingte Umweltradioaktivität in den betroffenen Regionen entstanden sind. Die Daten und Informationen sowie die Ergebnisse der auf der Grundlage von Empfehlungen der Strahlenschutzkommission (SSK) und der nach dem Einigungsvertrag für die neuen Bundesländer fortgeltenden Strahlenschutzrechtsvorschriften (VOAS, Durchführungsbestimmung zur VOAS und Haldenanordnung - HaldAO) vorgenommenen radiologischen Bewertung wurden in Datenbanken gespeichert und stehen den für den Vollzug des Strahlenschutzrechtes zuständigen Behörden zur Verfügung. Darüber hinaus wurden die Ergebnisse in ausführlichen verdachtsflächenbezogenen Berichten zusammengefasst, die den Behörden ebenfalls übergeben wurden. Nach Abschluss der Auswertung aller Untersuchungen steht den Landesbehörden nun eine wichtige Informationsbasis zur Verfügung, die Entscheidungen über Notwendigkeit und Umfang detaillierter Standortuntersuchungen zur Vorbereitung von Freigaben oder Sanierungsmaßnahmen erleichtert. Im Ergebnis des Projektes hat sich gezeigt, dass die untersuchten Verdachtsflächen zum weitaus überwiegenden Teil frei von bergbaubedingter Kontamination sind. Von den untersuchten bergbaulichen Objekten, die mehrheitlich Halden darstellen, müssen lediglich für 20% Sanierungsmaßnahmen oder Nutzungseinschränkungen erwogen werden. Die Entscheidung hierüber muss für jeden Einzelfall auf der Grundlage standortspezifischer Untersuchungen und Expositionspfadanalysen getroffen werden.

Entwicklung praxisgerechter Prüf- und Bewertungsmethoden für die standortspezifische Untersuchung und die Sanierungsentscheidung

Bei der Entscheidung über die Notwendigkeit von Sanierungsmaßnahmen oder Nutzungseinschränkungen, die nur im Einzelfall unter Beachtung aller standortspezifischen Faktoren getroffen werden kann, sollte ein einheitliches, wissenschaftlich und rechtlich fundiertes Vorgehen gewährleistet werden, bei dem jedoch ungerechtfertigte Aufwendungen vermieden werden. Daher werden behördliche Vorgaben für geeignete Untersuchungsmethoden und Parameter benötigt. Da die Entwicklung und Festlegung von Probenahme-, Analyse-, Mess- und Berechnungsverfahren nach dem Strahlenschutzvorsorgegesetz ebenfalls eine Aufgabe des Bundes ist, hat das Bundesamt für Strahlenschutz einen „Leitfaden zur radiologischen Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten“ entwickelt und mit Experten aus Wissenschaft und Praxis sowie den zuständigen Landesbehörden abgestimmt.

Der Leitfaden gibt konkrete Handlungsempfehlungen für die Modellierung

- der Ausbreitung von Radon und Schwebstaub aus bergbaulichen Hinterlassenschaften (atmosphärischer Expositionspfad) und
- der Freisetzung von Radionukliden aus Halden mit dem Sickerwasser und des Transportes dieser Radionuklide mit dem Grundwasser (aquatischer Expositionspfad).

Durch ein gestuftes Herangehen und die Anwendung von speziell zu diesem Zweck entwickelten expositionspfadbezogenen Ausschlusskriterien soll die Modellierung der Freisetzung und Ausbreitung von Radionukliden – soweit für die Dosisermittlung gemäß Berechnungsgrundlagen Bergbau erforderlich – optimiert werden. Gegenwärtig führt das BfS einen Praxistest durch, um Inhalt und Umgang mit dem Leitfaden zu erproben und notwendige Überarbeitungen oder Erweiterungen zu identifizieren.

Literatur

- [1] Ettenhuber, E., Gehrcke, K.: *Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten. Abschlussbericht. BfS-Schrift 22/01, Salzgitter, März 2001*

4 ABLEITUNG RADIOAKTIVER STOFFE AUS ATOMKRAFTWERKEN

Bearbeitet vom Bundesamt für Strahlenschutz,
Fachbereich Strahlenschutz und Umwelt, Neuherberg (H. Wildermuth)

Die mit Fortluft und Abwasser aus Atomkraftwerken abgeleiteten radioaktiven Stoffe tragen zur Strahlenexposition der Bevölkerung bei. Daher sind die Ableitungen zu erfassen und nach Art und Aktivität spezifiziert zu bilanzieren. Im atomrechtlichen Genehmigungsverfahren werden maximale Aktivitätsabgaben mit Fortluft und Abwasser aus kerntechnischen Anlagen festgelegt. Die Ableitungen werden dabei so begrenzt, dass die Einhaltung der nach § 47 der Strahlenschutzverordnung für die Bevölkerung geltenden Dosisgrenzwerte gewährleistet ist.

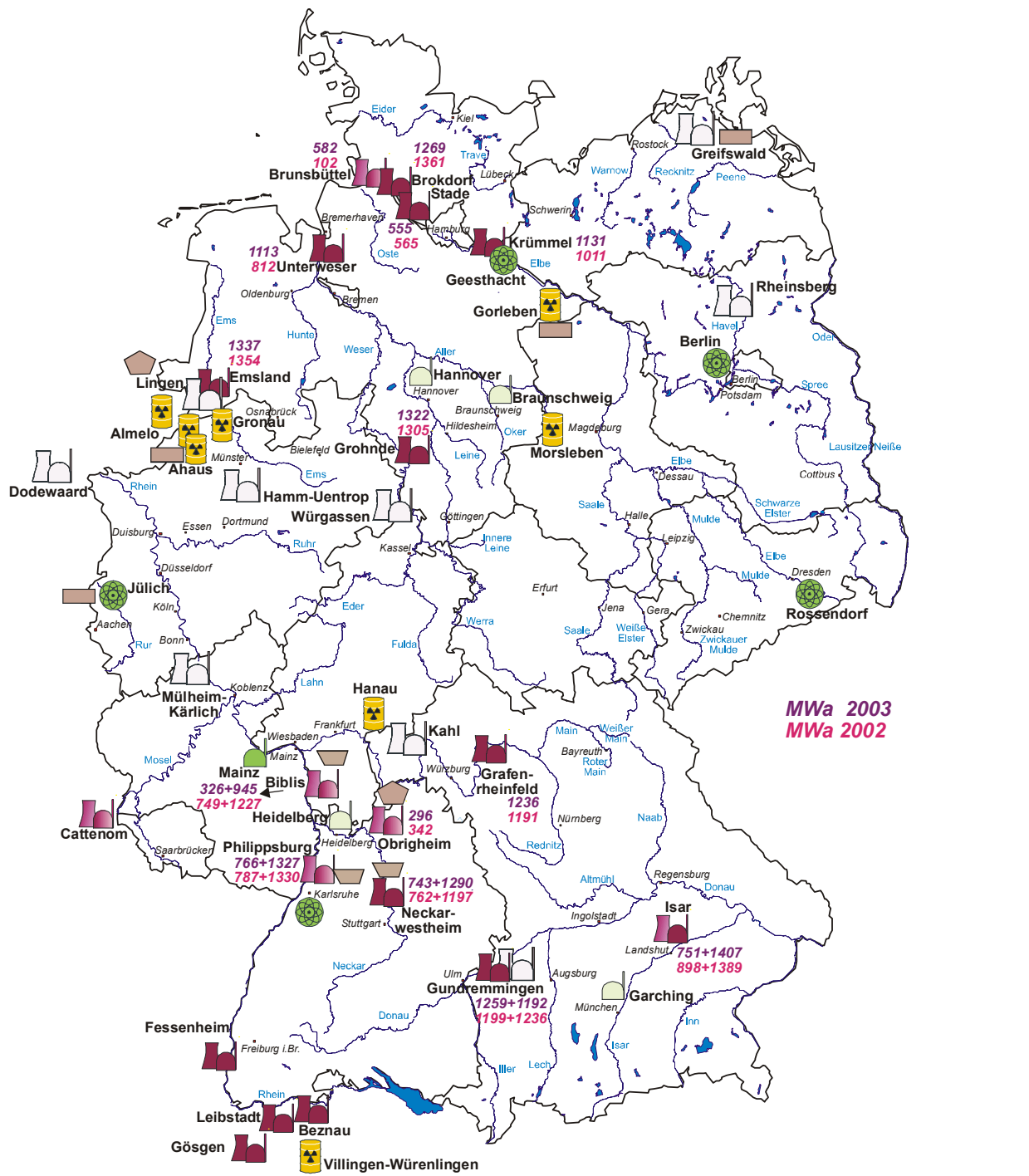
Überwachung der Emissionen und Immissionen

Die Einhaltung der maximal zulässigen Aktivitätsabgaben wird gemäß der „Richtlinie zur Emissions- und Immissionsüberwachung kerntechnischer Anlagen“ durch umfangreiche Messprogramme überprüft. Aus den Ergebnissen der Emissionsüberwachung kann die Strahlenexposition in der Umgebung des Emit-

tenten ermittelt werden.

Im Berichtszeitraum waren in Deutschland 19 Atomkraftwerksblöcke mit einer elektrischen Bruttoleistung von insgesamt 22 GW in Betrieb. Sie haben zur Stromerzeugung rund ein Drittel beigetragen. Das KKW Stade wurde im November 2003 abgeschaltet. Die Standorte der Atomkraftwerke und die Bruttostromerzeugung sind aus Abbildung 4.1 zu ersehen.

In den Tabellen 4.1 und 4.2 sind die bilanzierten Werte der Ableitung radioaktiver Stoffe mit Fortluft und Abwasser aus Atomkraftwerken in den Jahren 2002 und 2003 zusammengestellt. Die von den zuständigen Behörden genehmigten jährlichen Aktivitätsabgaben sind in allen Fällen eingehalten worden. Die tatsächlichen Jahresableitungen liegen im Allgemeinen weit unter den Genehmigungswerten von beispielsweise ca. 10^{15} Bq für Edelgase und ca. 10^{10} Bq für ^{131}I .



MWa 2003
MWa 2002










-  Kernkraftwerk in Betrieb
-  Kernkraftwerk stillgelegt
-  Kerntechnischer Betrieb
-  Forschungseinrichtung
-  Forschungsreaktor in Betrieb
-  Forschungsreaktor stillgelegt
-  Standortzwischenlager in Betrieb
-  Zentrallager in Betrieb
-  Interimslager in Betrieb

Abbildung 5.1: Standorte von Atomkraftwerken in der Bundesrepublik Deutschland mit Bruttostromerzeugung in den Jahren 2002 und 2003 (in MWa) und im benachbarten Ausland sowie weitere kerntechnische Anlagen

Tabelle 4.1:

Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Fortluft aus Atomkraftwerken in den Jahren 2002 und 2003

Atomkraftwerk	Jahr	Edelgase Bq	Schweb- stoffe ^{a)} Bq	¹³¹ I Bq	¹⁴ CO ₂ Bq	Tritium Bq
Obrigheim	2002	$1,3 \cdot 10^{12}$	$2,1 \cdot 10^5$	$2,2 \cdot 10^4$	$1,7 \cdot 10^{10}$	$9,8 \cdot 10^{10}$
	2003	$1,2 \cdot 10^{12}$	$1,7 \cdot 10^6$	$1,3 \cdot 10^5$	$1,5 \cdot 10^{10}$	$9,8 \cdot 10^{10}$
Stade	2002	$1,7 \cdot 10^{12}$	$1,1 \cdot 10^5$	$2,4 \cdot 10^6$	$1,4 \cdot 10^{10}$	$6,5 \cdot 10^{11}$
	2003	$1,8 \cdot 10^{12}$	$9,9 \cdot 10^4$	$6,0 \cdot 10^5$	$1,6 \cdot 10^{10}$	$1,0 \cdot 10^{12}$
Biblis Block A	2002	$3,8 \cdot 10^{11}$	$1,5 \cdot 10^6$	$2,3 \cdot 10^4$	$3,2 \cdot 10^{10}$	$4,8 \cdot 10^{11}$
	2003	$3,8 \cdot 10^{11}$	$3,3 \cdot 10^5$	n.n.	$5,0 \cdot 10^{10}$	$4,8 \cdot 10^{11}$
Biblis Block B	2002	$4,4 \cdot 10^{11}$	$2,2 \cdot 10^5$	$1,9 \cdot 10^5$	$3,7 \cdot 10^{10}$	$1,9 \cdot 10^{11}$
	2003	$1,9 \cdot 10^{12}$	$2,4 \cdot 10^5$	$2,3 \cdot 10^6$	$5,9 \cdot 10^{10}$	$1,8 \cdot 10^{11}$
Neckarwestheim 1	2002	$4,4 \cdot 10^{11}$	$3,0 \cdot 10^5$	$7,4 \cdot 10^4$	$4,9 \cdot 10^9$	$1,2 \cdot 10^{11}$
	2003	$4,4 \cdot 10^{11}$	$4,5 \cdot 10^5$	$8,5 \cdot 10^4$	$1,1 \cdot 10^{10}$	$1,3 \cdot 10^{11}$
Brunsbüttel	2002	$7,4 \cdot 10^{11}$	$4,8 \cdot 10^6$	$1,8 \cdot 10^6$	$1,7 \cdot 10^{11}$	$4,4 \cdot 10^{10}$
	2003	$7,2 \cdot 10^{11}$	$2,2 \cdot 10^6$	$4,3 \cdot 10^4$	$2,3 \cdot 10^{11}$	$3,5 \cdot 10^{10}$
Isar 1	2002	$9,8 \cdot 10^{11}$	n.n.	$6,9 \cdot 10^6$	$3,1 \cdot 10^{11}$	$6,7 \cdot 10^{10}$
	2003	$9,0 \cdot 10^{11}$	n.n.	$1,2 \cdot 10^7$	$3,3 \cdot 10^{11}$	$7,5 \cdot 10^{10}$
Unterweser	2002	$3,0 \cdot 10^{12}$	$7,3 \cdot 10^5$	n.n.	$6,9 \cdot 10^{10}$	$4,2 \cdot 10^{11}$
	2003	$2,9 \cdot 10^{12}$	$6,9 \cdot 10^5$	n.n.	$8,5 \cdot 10^9$	$3,2 \cdot 10^{11}$
Philippsburg 1	2002	$6,6 \cdot 10^{10}$	$3,5 \cdot 10^6$	$6,1 \cdot 10^6$	$5,5 \cdot 10^{11}$	$3,5 \cdot 10^{10}$
	2003	$2,4 \cdot 10^{11}$	$1,7 \cdot 10^7$	$7,3 \cdot 10^5$	$4,8 \cdot 10^{11}$	$4,6 \cdot 10^{10}$
Grafenrheinfeld	2002	$7,6 \cdot 10^{10}$	$1,7 \cdot 10^6$	n.n.	$2,6 \cdot 10^{11}$	$2,5 \cdot 10^{11}$
	2003	$1,0 \cdot 10^{11}$	$1,3 \cdot 10^6$	n.n.	$7,3 \cdot 10^{10}$	$1,9 \cdot 10^{11}$
Krümmel	2002	$1,2 \cdot 10^{12}$	$7,5 \cdot 10^6$	$2,6 \cdot 10^8$	$9,8 \cdot 10^{10}$	$3,8 \cdot 10^{10}$
	2003	$2,3 \cdot 10^{11}$	$1,0 \cdot 10^7$	$1,2 \cdot 10^8$	$1,2 \cdot 10^{11}$	$3,4 \cdot 10^{10}$
Gundremmingen Block B und C	2002	$1,4 \cdot 10^{12}$	$4,3 \cdot 10^4$	$4,6 \cdot 10^7$	$9,8 \cdot 10^{11}$	$1,2 \cdot 10^{12}$
	2003	$1,0 \cdot 10^{12}$	n.n.	$2,5 \cdot 10^6$	$1,1 \cdot 10^{12}$	$1,1 \cdot 10^{12}$
Grohnde	2002	$2,8 \cdot 10^{11}$	$1,1 \cdot 10^5$	$8,6 \cdot 10^6$	$3,9 \cdot 10^{10}$	$5,8 \cdot 10^{11}$
	2003	$1,9 \cdot 10^{11}$	n.n.	n.n.	$3,8 \cdot 10^{10}$	$6,6 \cdot 10^{11}$
Philippsburg 2	2002	$3,2 \cdot 10^{12}$	$1,8 \cdot 10^5$	$3,9 \cdot 10^5$	$8,5 \cdot 10^{10}$	$2,9 \cdot 10^{11}$
	2003	$2,6 \cdot 10^{11}$	$1,5 \cdot 10^5$	$9,9 \cdot 10^3$	$5,6 \cdot 10^{10}$	$2,1 \cdot 10^{11}$
Brokdorf	2002	$1,7 \cdot 10^{12}$	n.n.	$1,5 \cdot 10^6$	$1,0 \cdot 10^{11}$	$2,5 \cdot 10^{11}$
	2003	$3,5 \cdot 10^{11}$	n.n.	n.n.	$1,5 \cdot 10^{11}$	$3,9 \cdot 10^{11}$
Isar 2	2002	$2,8 \cdot 10^{11}$	n.n.	n.n.	$1,7 \cdot 10^{11}$	$3,7 \cdot 10^{11}$
	2003	$2,2 \cdot 10^{11}$	n.n.	n.n.	$2,5 \cdot 10^{11}$	$4,0 \cdot 10^{11}$
Emsland	2002	$1,5 \cdot 10^{11}$	$2,3 \cdot 10^4$	n.n.	$2,0 \cdot 10^{11}$	$1,4 \cdot 10^{12}$
	2003	$1,6 \cdot 10^{11}$	$4,0 \cdot 10^4$	n.n.	$2,5 \cdot 10^{11}$	$1,6 \cdot 10^{12}$
Neckarwestheim 2	2002	$3,5 \cdot 10^{11}$	$5,3 \cdot 10^4$	n.n.	$1,0 \cdot 10^{11}$	$2,0 \cdot 10^{11}$
	2003	$7,9 \cdot 10^{11}$	$5,1 \cdot 10^4$	$1,9 \cdot 10^4$	$1,1 \cdot 10^{11}$	$1,5 \cdot 10^{11}$

a) Halbwertszeit > 8 Tage, ohne ¹³¹I, einschließlich Strontium und Alphastrahler
n.n. nicht nachgewiesen (Aktivitätsableitung unter Nachweisgrenze)

Tabelle 4.2:

Ableitung radioaktiver Stoffe mit dem Abwasser aus Atomkraftwerken in den Jahren 2002 und 2003

Atomkraftwerk	Jahr	Spalt- und Aktivierungsprodukte (außer Tritium) Bq	Tritium Bq	Alpha-Strahler Bq
Obrigheim	2002	$6,0 \cdot 10^7$	$5,9 \cdot 10^{12}$	n.n.
	2003	$6,0 \cdot 10^7$	$4,9 \cdot 10^{12}$	$2,9 \cdot 10^4$
Stade	2002	$1,4 \cdot 10^7$	$3,3 \cdot 10^{12}$	n.n.
	2003	$1,4 \cdot 10^6$	$1,1 \cdot 10^{13}$	n.n.
Biblis Block A	2002	$3,0 \cdot 10^8$	$1,7 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2003	$1,3 \cdot 10^8$	$1,5 \cdot 10^{13}$	n.n.
Biblis Block B	2002	$2,2 \cdot 10^8$	$1,5 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2003	$3,5 \cdot 10^8$	$1,4 \cdot 10^{13}$	n.n.
Neckarwestheim 1	2002	$4,6 \cdot 10^5$	$1,2 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2003	$2,3 \cdot 10^5$	$1,0 \cdot 10^{13}$	n.n.
Brunsbüttel	2002	$3,4 \cdot 10^8$	$1,3 \cdot 10^{11}$	n.n.
	2003	$1,5 \cdot 10^8$	$2,1 \cdot 10^{11}$	n.n.
Isar 1	2002	$6,1 \cdot 10^7$	$3,5 \cdot 10^{11}$	n.n.
	2003	$1,0 \cdot 10^8$	$4,3 \cdot 10^{11}$	n.n.
Unterweser	2002	$3,9 \cdot 10^8$	$1,2 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2003	$2,7 \cdot 10^8$	$1,3 \cdot 10^{13}$	n.n.
Philippsburg 1	2002	$2,0 \cdot 10^8$	$4,6 \cdot 10^{11}$	n.n.
	2003	$3,3 \cdot 10^8$	$4,7 \cdot 10^{11}$	n.n.
Grafenrheinfeld	2002	$2,3 \cdot 10^7$	$2,1 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2003	$3,4 \cdot 10^7$	$2,2 \cdot 10^{13}$	n.n.
Krümmel	2002	$9,9 \cdot 10^6$	$6,1 \cdot 10^{11}$	n.n.
	2003	$1,8 \cdot 10^6$	$4,8 \cdot 10^{11}$	n.n.
Gundremmingen ^{a)} Block B und C	2002	$7,3 \cdot 10^8$	$5,9 \cdot 10^{12}$	n.n.
	2003	$7,0 \cdot 10^8$	$8,8 \cdot 10^{12}$	n.n.
Grohnde	2002	$2,4 \cdot 10^7$	$1,8 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2003	$3,0 \cdot 10^6$	$2,2 \cdot 10^{13}$	n.n.
Philippsburg 2	2002	$3,9 \cdot 10^8$	$1,6 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2003	$9,3 \cdot 10^7$	$1,9 \cdot 10^{13}$	n.n.
Brokdorf	2002	$4,8 \cdot 10^6$	$1,8 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2003	$1,2 \cdot 10^6$	$1,8 \cdot 10^{13}$	n.n.
Isar 2	2002	$8,3 \cdot 10^4$	$1,9 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2003	$1,1 \cdot 10^6$	$2,0 \cdot 10^{13}$	n.n.
Emsland	2002	n.n.	$1,5 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2003	n.n.	$1,5 \cdot 10^{13}$	n.n.
Neckarwestheim 2	2002	$1,7 \cdot 10^8$	$1,7 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2003	$1,6 \cdot 10^8$	$2,3 \cdot 10^{13}$	n.n.

a) Block A stillgelegt (geringfügige Abgaben sind in den für Block B und C angegebenen Daten enthalten)
n.n. nicht nachgewiesen (Aktivitätsableitung unter Nachweisgrenze)

Strahlenexposition der Bevölkerung

Aus den Ergebnissen der Emissionsüberwachung wird die Strahlenexposition in der Umgebung der kerntechnischen Anlagen für die in der Strahlenschutzverordnung definierte Referenzperson ermittelt. Die Berechnung der Strahlenexposition aus den Emissionsdaten ist erforderlich, weil die direkte Messung der resultierenden Strahlendosen vor dem Hintergrund der natürlichen Strahlenexposition und die Bestimmung der emissionsbedingten Radionuklidkonzentrationen in Lebensmitteln auch mit großem Aufwand nicht möglich ist. Die aus den Ableitungen berechneten Expositionswerte sind als potenzielle Werte zu verstehen, die gemäß § 47 Abs. 2 Strahlenschutzverordnung für eine Referenzperson an den ungünstigsten Einwirkungsstellen ermittelt werden. Die Referenzperson ist eine fiktive Person, für die in der Strahlenschutzverordnung (Anlage VII, Teil A bis C) die zu berücksichtigenden Expositionspfade, Lebensgewohnheiten und übrigen Annahmen festgelegt sind mit dem Ziel, dass bei deren Anwendung die Strahlenexposition des Menschen nicht unterschätzt wird. Die ungünstigsten Einwirkungsstellen sind die Stellen in der Umgebung einer Anlage, bei denen auf Grund der Verteilung der abgeleiteten radioaktiven Stoffe in der Umgebung durch Aufenthalt oder durch Verzehr dort erzeugter Lebensmittel die höchste Strahlenexposition der Referenzperson zu erwarten ist. Die Expositionswerte sind damit überhöht.

Ergebnisse der Berechnung der Strahlenexposition in der Umgebung der Atomkraftwerke sind in den Abbildungen 4.2 bis 4.6 dargestellt. Die für eine erwachsene und eine einjährige Referenzperson berechneten Werte der effektiven Dosis, und auch der Schilddrüsensosis der einjährigen Referenzperson, liegen im Berichtszeitraum unter 0,01 mSv pro Jahr (siehe Kapitel 1, [7, 8]).

Auswirkungen der Novellierung der Strahlenschutzverordnung

Durch die Novellierung der Strahlenschutzverordnung [1] war auch die Allgemeine Verwaltungsvorschrift (AVV) zu § 47 anzupassen. Diese Überarbeitung war bei Redaktionsschluss noch nicht vollständig abgeschlossen, beschränkt sich aber auf die neu

eingeführte Altersgruppe der Säuglinge, über die hier daher noch nicht berichtet wird. Aus den 6 Altersgruppen der Strahlenschutzverordnung sind die Erwachsenen und die Kleinkinder (Alter 1 Jahr) mit den Ergebnissen aus der alten AVV zu § 45 der alten Strahlenschutzverordnung vergleichbar. Hier ergeben sich bei der Strahlenexposition durch Ableitung von Radionukliden über die Fortluft bei in Betrieb befindlichen Atomkraftwerken im Mittel um ca. 25% größere Werte der effektiven Dosis und der Organdosen. Dies ergibt sich vorwiegend durch höhere Verzehrswerte der Referenzperson. Bei der Strahlenexposition durch Ableitung von Radionukliden über das Abwasser ergeben sich durch höhere Verzehrswerte für Kleinkinder um ca. 100 % höhere Werte. Die Strahlenexposition für Erwachsene kann sich, abhängig von der Nuklidzusammensetzung, bis zu 30% erhöhen.

Bewertung

Die Genehmigungswerte für die Ableitung radioaktiver Stoffe mit Fortluft und Abwasser aus Atomkraftwerken werden in den meisten Fällen nur zu einem geringen Bruchteil ausgeschöpft. Somit unterschreiten auch die aus den Aktivitätsableitungen berechneten Werte der jährlichen Strahlenexposition erheblich die in der Strahlenschutzverordnung festgelegten Dosisgrenzwerte von beispielsweise 0,3 mSv für die effektive Dosis und 0,9 mSv für die Schilddrüsensosis. Die mit den ungünstigen Annahmen, die für die Referenzperson vorgegeben sind, berechneten Expositionswerte in der Umgebung der Atomkraftwerke liegen unter 0,01 mSv pro Jahr. Mit realistischeren Annahmen ergeben sich entsprechend kleinere Dosiswerte. Eine effektive Dosis von 0,01 mSv entspricht weniger als einem Hundertstel der jährlichen effektiven Dosis durch natürliche Strahlenquellen, die in Deutschland im Mittel bei 2,1 mSv (siehe Tabelle 1.3) liegt.

Literatur

- [1] *Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen (Strahlenschutzverordnung – StrlSchV) vom 20. Juli 2001 (BGBl. I S. 1714), amtlich berichtigt am 22. April 2002 (BGBl. I S. 1459), zuletzt geändert am 18. Juni 2002 (BGBl. I S. 1869).*

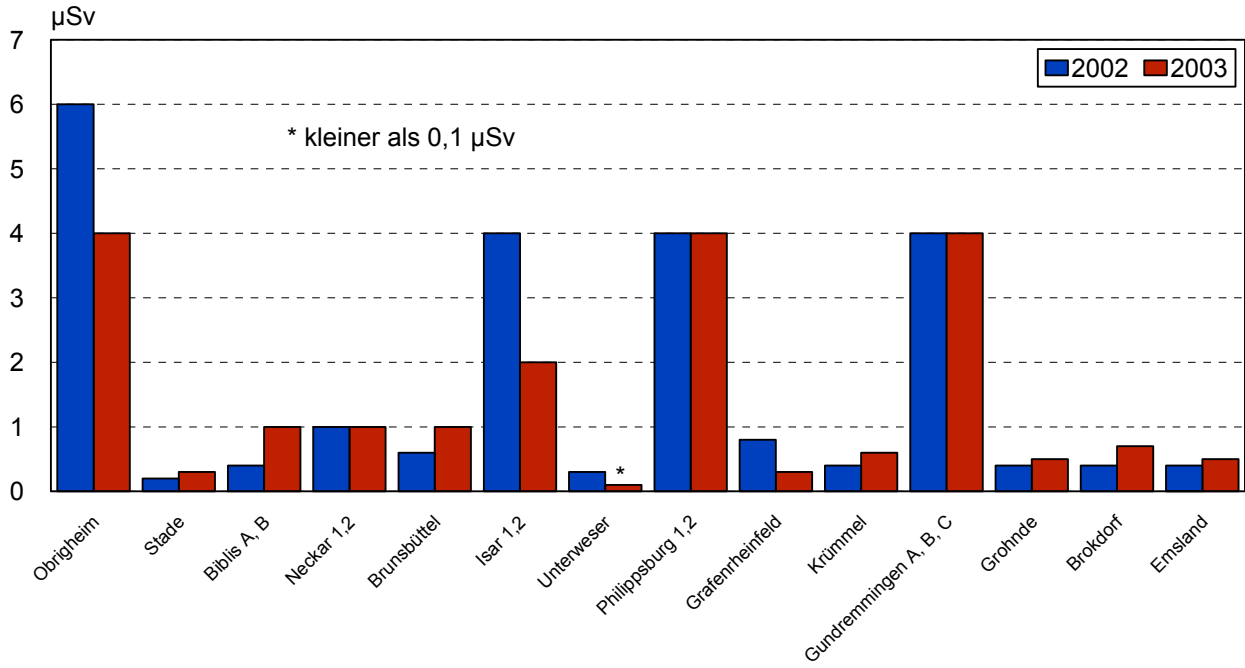


Abbildung 4.2:
Effektive Dosis für eine erwachsene Referenzperson in der Umgebung von Atomkraftwerken durch die Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Fortluft

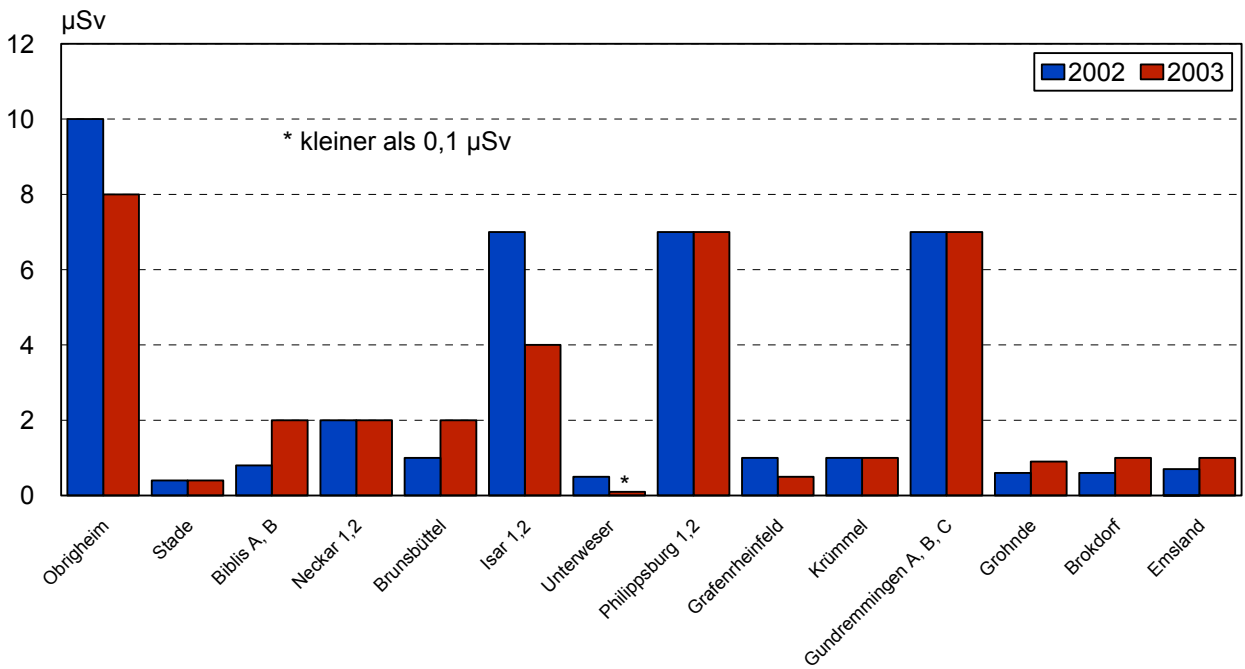


Abbildung 4.3:
Effektive Dosis für eine einjährige Referenzperson in der Umgebung von Atomkraftwerken durch die Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Fortluft

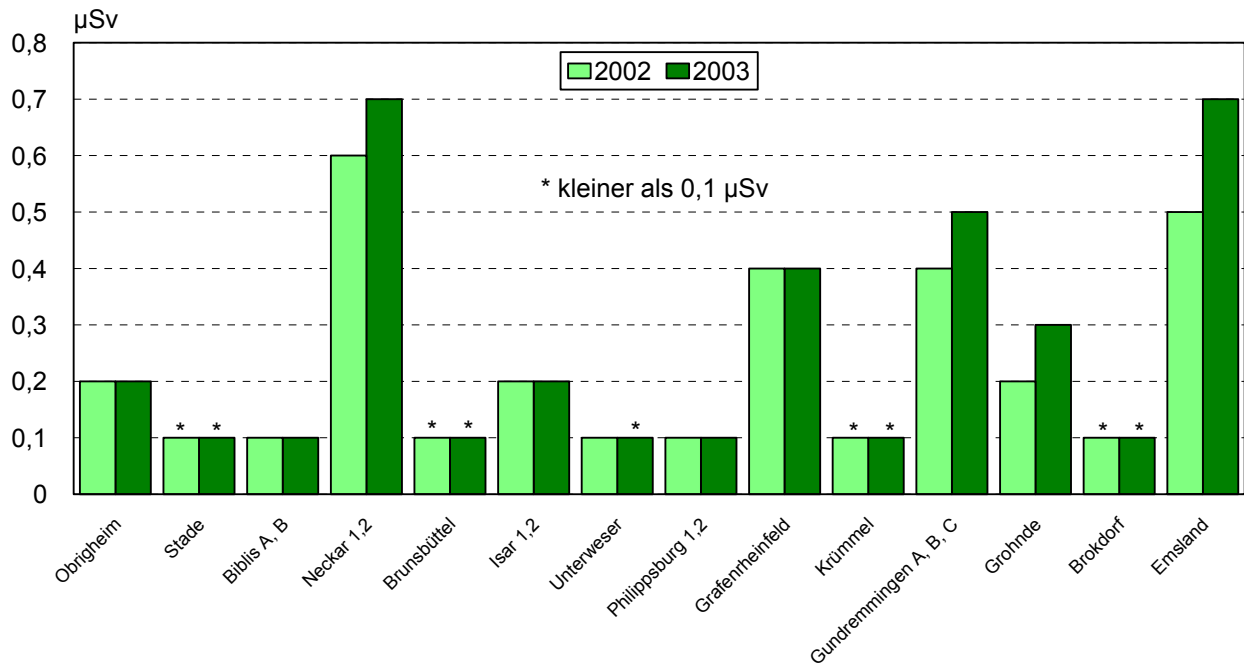


Abbildung 4.4:
Effektive Dosis für eine erwachsene Referenzperson in der Umgebung von Atomkraftwerken durch die Ableitung radioaktiver Stoffe mit dem Abwasser

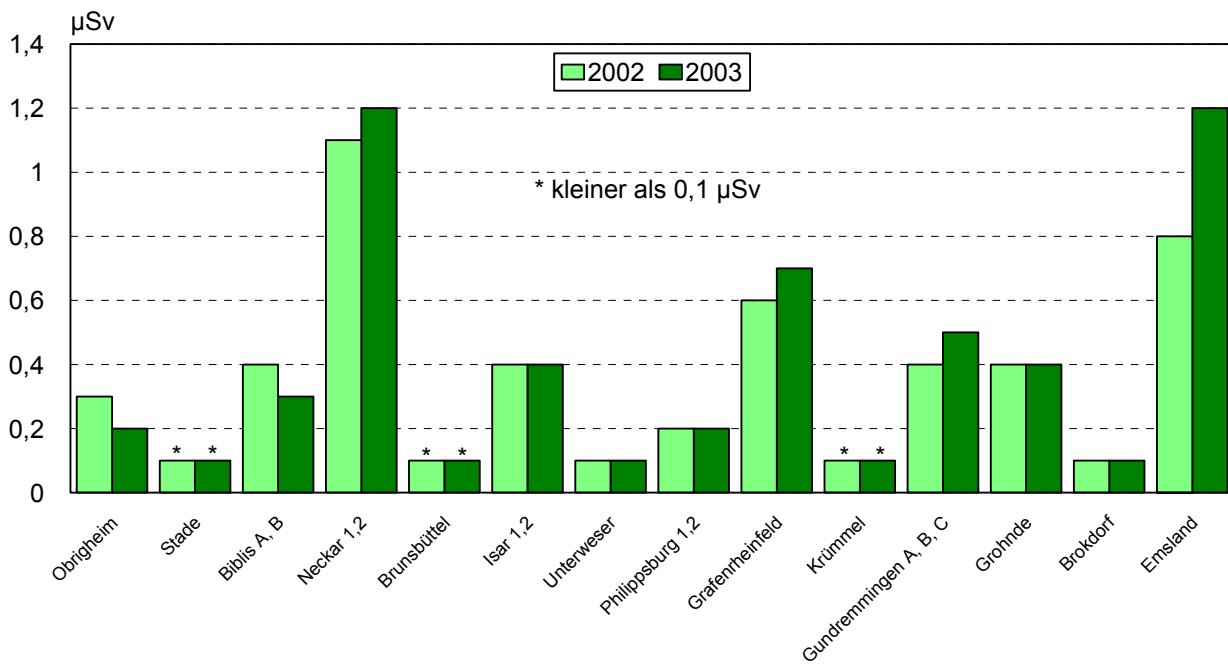


Abbildung 4.5:
Effektive Dosis für eine einjährige Referenzperson in der Umgebung von Atomkraftwerken durch die Ableitung radioaktiver Stoffe mit dem Abwasser

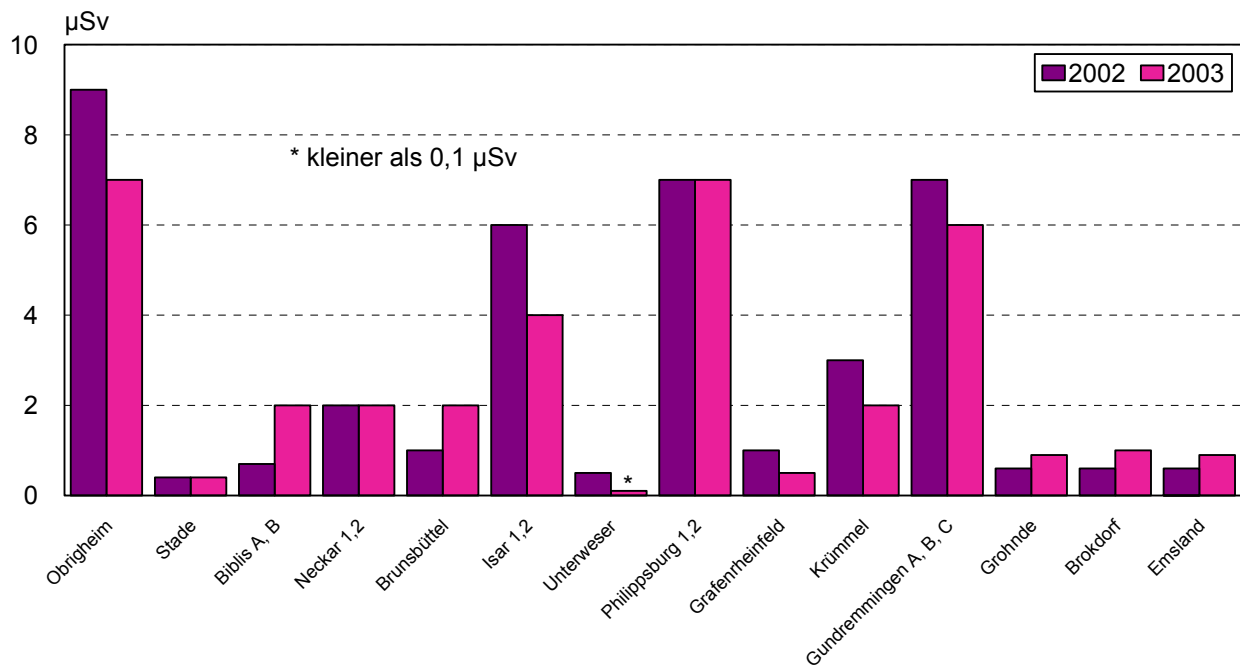


Abbildung 4.6:
 Schilddrüsendosis für eine einjährige Referenzperson in der Umgebung von Atomkraftwerken durch die Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Fortluft

5 RADIOAKTIVE STOFFE IN DER LUFT

Bearbeitet vom Bundesamt für Strahlenschutz,
Fachbereich Strahlenschutz und Umwelt, Freiburg (J. Bieringer)

Das Bundesamt für Strahlenschutz (BfS), der Deutsche Wetterdienst (DWD) und die Physikalisch-Technische Bundesanstalt (PTB) sind mit der Überwachung der Radioaktivität in der Atmosphäre gesetzlich beauftragt.

Die Messnetze des BfS und des DWD sowie dessen radiochemisches Zentrallabor in Offenbach sind Bestandteile des Integrierten Mess- und Informationssystems zur Überwachung der Umweltradioaktivität (IMIS). Das IMIS wird vom BfS im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit fachlich und technisch betrieben. Die auf Plausibilität geprüften Ergebnisse der Messnetze des BfS und des DWD werden täglich an die Zentralstelle des Bundes (ZdB) beim BfS weitergeleitet.

Zur kontinuierlichen Überwachung der γ -Ortsdosisleistung (ODL) betreibt das BfS ein automatisches Messnetz mit ca. 2150 Messstellen. Zusätzlich wird an 12 Stationen die Luft kontinuierlich auf natürliche α -Aktivität, künstliche β -Aktivität und gasförmiges radioaktives Iod (^{131}I) überwacht (ABI-Messnetz, Alpha-Beta-Iod). Weiterhin verfügt das BfS über 6 Messfahrzeuge, die mit Messsystemen zur In-situ- γ -Spektrometrie ausgerüstet sind.

Das Radioaktivitätsmessnetz des DWD umfasst 40 Messorte. Dort werden nuklidspezifisch messende γ -Schrittfilteranlagen zur kontinuierlichen Überwachung der an Aerosolpartikel gebundenen Radionuklide und Messgeräte zur Erfassung der aerosolpartikelgebundenen künstlichen α - und der künstlichen β -Aktivität sowie Probeentnahmesysteme für gasförmiges Iod, Aerosolpartikel und Niederschlag betrieben. Zusätzlich sind 39 der Stationen dieses Messnetzes mit stationären Messsystemen zur In-situ- γ -Spektrometrie ausgerüstet. Detaillierte Angaben zu den Messnetzen finden sich in den Berichten der vergangenen Jahre sowie im Internet unter www.bfs.de bzw. www.dwd.de.

Die Überwachung der Umweltradioaktivität auf dem Niveau sehr geringer Aktivitätskonzentrationen und die Beobachtung von Langzeittrends erfolgt im Rahmen spurenanalytischer Untersuchungen. Diese Untersuchungen werden vom BfS (Freiburg), dem DWD, der PTB und der GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit in München-Neuherberg – durchgeführt.

Die erhobenen Daten werden nicht nur für das IMIS verwendet, sondern auch im Rahmen der europäischen Überwachung der Umweltradioaktivität für die EU-Berichterstattung bereitgestellt.

γ -Ortsdosisleistung

Die im Rahmen der kontinuierlichen Überwachung im ODL-Messnetz des BfS im Berichtszeitraum gemessenen Werte der γ -Ortsdosisleistung sind im Vergleich zu den Vorjahren 1998-2001 unverändert. Die geographischen Unterschiede sind Ausdruck des unterschiedlichen Gehaltes an natürlichen Radionukliden im Boden sowie der mit der Höhe zunehmenden kosmischen Strahlung. Typische Werte für die γ -Ortsdosisleistung in Norddeutschland liegen zwischen 60 und 105 nSv/h, entsprechend einer Jahresdosis von 0,5 bzw. 0,9 mSv, während in den Mittelgebirgen Spitzenwerte bis zu 230 nSv/h (Jahresdosis 2 mSv) beobachtet werden (Abbildung 5.1). Dabei beträgt der Anteil durch kosmische Strahlung in Meereshöhe ca. 40 nSv/h (Jahresdosis 0,3 mSv); dieser Wert verdoppelt sich etwa alle 1500 Höhenmeter. Die auf den Reaktorunfall von Tschernobyl zurück zu führenden Beiträge zur γ -Ortsdosisleistung (praktisch ausschließlich von ^{137}Cs) werden routinemäßig auch an den Sondenstandorten der ODL-Messstellen mit In-situ-Messfahrzeugen nuklidspezifisch ermittelt. Wegen der hohen Variabilität des natürlichen Untergrundes sind diese Gegenden aus der Kartendarstellung praktisch nicht erkennbar. Kurzzeitige, meist lokal auftretende Erhöhungen der γ -Ortsdosisleistung, die insbesondere bei starken Niederschlägen in den Sommermonaten zu beobachten sind, sind auf das Auswaschen von Radon-Folgeprodukten aus der Luft zurückzuführen. Üblicherweise sind dabei nur wenige Messstellen betroffen, und es stellen sich innerhalb weniger Stunden wieder für die betroffenen Standorte typischen Werte ein.

Spurenanalyse

Edelgase

Bei den im Rahmen der Spurenanalyse durchgeführten Edelgasmessungen werden Luftproben unter anderem auf ihren Gehalt an radioaktivem Xenon und ^{85}Kr untersucht. Während ^{85}Kr überwiegend bei der Wiederaufarbeitung von Kernbrennstoffen in die Atmosphäre freigesetzt wird, stellt ^{133}Xe mit einer Halbwertszeit (HWZ) von 5,27 Tagen den Hauptbestandteil der Edelgasableitungen im bestimmungs-

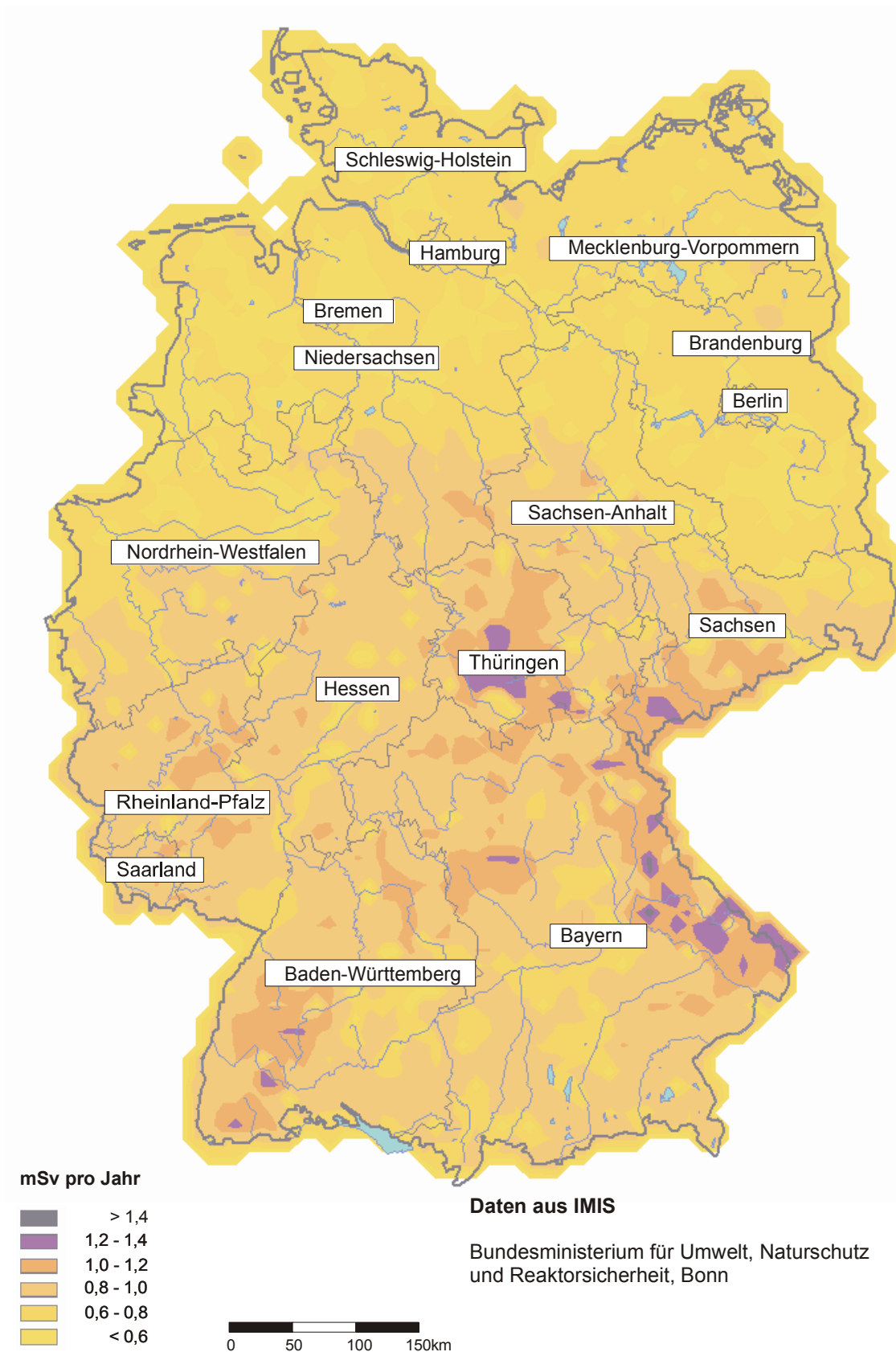


Abbildung 5.1:
Externe Strahlenexposition in Deutschland im Freien im Jahr 2003

gemäßen Betrieb von Kernkraftwerken dar.

Auf Grund des im BfS eingesetzten Messverfahrens für den Laborbetrieb kann nicht direkt zwischen den verschiedenen Xenon-Isotopen unterschieden werden. Erst aus dem Verlauf der effektiven Zerfallskurve des Isotopengemisches, die aus Einzelmessungen über einen längeren Zeitraum hinweg ermittelt wird, können die Beiträge von ^{133}Xe , $^{131\text{m}}\text{Xe}$ (HWZ: 11,9 Tage) bzw. von ^{135}Xe (HWZ: 9,1 Stunden) an der Gesamtaktivität bestimmt werden. Gegenwärtig wird in der Atmosphäre hauptsächlich ^{133}Xe nachgewiesen.

Die beim BfS in Freiburg durchgeführten Messungen des radioaktiven Xenons ergaben im Berichtszeitraum keine auffälligen Ergebnisse. Die Messwerte der Aktivitätskonzentrationen von ^{133}Xe an den 6 deutschen Probenentnahmestationen lagen im selben Bereich wie in den vergangenen Jahren. Als Beispiel ist in Abbildung 5.2 die Zeitreihe der Aktivitätskonzentration der radioaktiven Xenonisotope in Freiburg dargestellt. Die in der Zeitreihe erkennbaren hohen Messwerte von 100 mBq/m^3 Luft und mehr können in der Regel durch Wartungsarbeiten (wie z. B. Revisionen) in Kernkraftwerken erklärt werden. Im Jahr 2002 wurden für den Probenentnahmeort Freiburg jedoch nur Messwerte bis $28,5 \text{ mBq/m}^3$ beobachtet, im Jahr 2003 bis $27,4 \text{ mBq/m}^3$.

Davon unabhängig wird im Rahmen der Überwachung der Einhaltung des Kernwaffenteststoppabkommens (Comprehensive Test-Ban Treaty, CTBT) an der Station Schauinsland des BfS eine Radionuklidmessstation (RN 33) betrieben. Sie beinhaltet

automatisch arbeitende Systeme für den Nachweis aerosolpartikelgebundener Radioaktivität sowie für den Nachweis der radioaktiven Xenon-Isotope ^{135}Xe , $^{133\text{m}}\text{Xe}$, ^{133}Xe und $^{131\text{m}}\text{Xe}$. Das für die Edelmessungen verwendete System ermöglicht die nuklidspezifische Analyse des in der Luft enthaltenen Radioxenons mit einer Nachweisgrenze im Tagesmittel von zur Zeit ca. $0,3 \text{ mBq/m}^3$, bezogen auf ^{133}Xe .

Insgesamt ist der Grundpegel von ^{85}Kr (HWZ: 10,76 Jahre) in den vergangenen Jahren weiter leicht angestiegen (vgl. Abbildung 5.3); der Medianwert in den Jahren 2002 und 2003 lag z. B. für Freiburg – repräsentativ für die 10 mitteleuropäischen Stationen – bei etwa $1,5 \text{ Bq/m}^3$ Luft. Der jährliche Anstieg von ca. 30 mBq/m^3 Luft entspricht dem globalen Trend, da die Freisetzungsrate von ^{85}Kr größer ist als seine Zerfallsrate. Die kurzzeitigen Schwankungen, die ein Vielfaches des jährlichen Anstiegs des Grundpegels ausmachen können, sind auf Emissionen aus den europäischen Wiederaufbereitungsanlagen für abgebrannte Brennelemente aus Kernkraftwerken (La Hague/Frankreich oder Sellafield/England) zurückzuführen. Derartige kurzzeitige Erhöhungen können mit Hilfe der parallel zur wöchentlichen Probennahme durchgeführten täglichen Probennahme genauer analysiert werden. In einigen Fällen - abhängig von den meteorologischen Verhältnissen - ist es möglich, unter Zuhilfenahme von Trajektorienrechnungen den Emittenten zu bestimmen. Beispielsweise betrug die Aktivitätskonzentration für ^{85}Kr $3,3 \text{ Bq/m}^3$ Luft in der Wochenprobe vom 30.06.03 – 06.07.03. Die Analyse der parallel genommenen Tagesproben er-

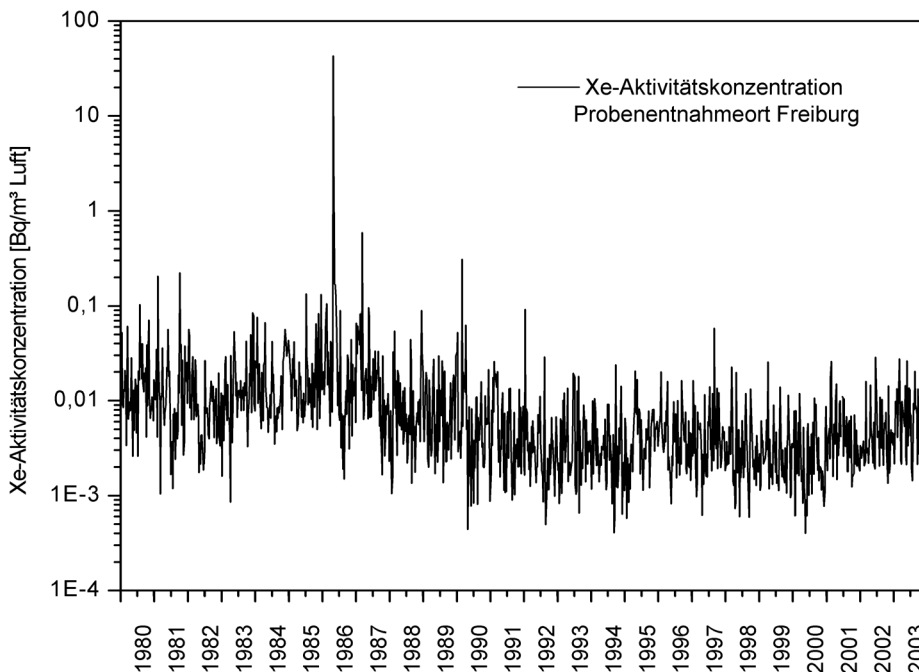


Abbildung 5.2:
Wochenmittelwerte der
Aktivitätskonzentration von
Radioxenon in der bodennahen
Luft am Probenentnahmeort
Freiburg

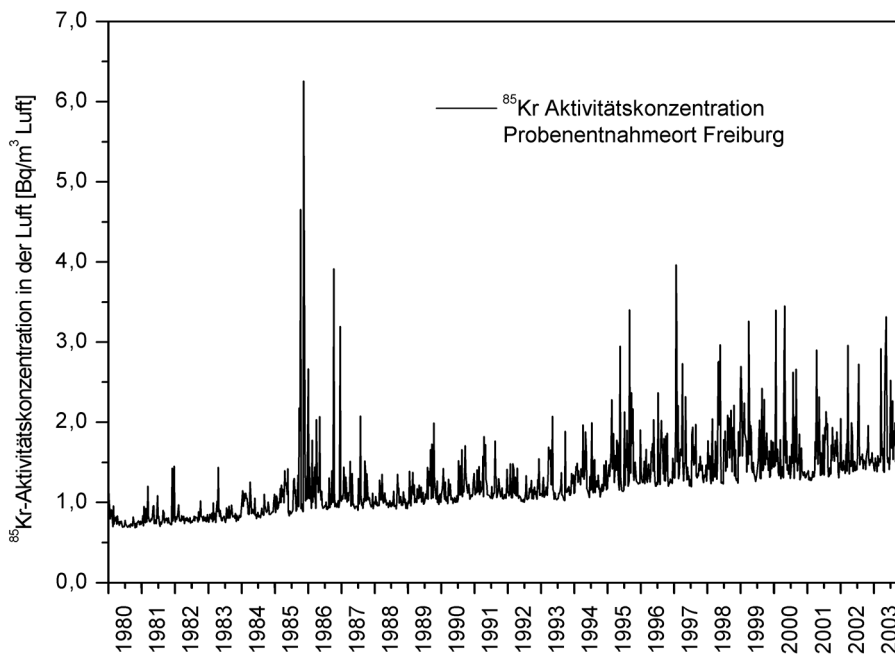


Abbildung 5.3:
Wochenmittelwerte der
Aktivitätskonzentration von ^{85}Kr
in der bodennahen Luft am
Probenentnahmeort Freiburg

gab als maximale Aktivitätskonzentration für ^{85}Kr 7,6 Bq/m³ Luft am 05.07.03. Die für diesen Tag durchgeführten Trajektorienrechnungen zeigten, dass mit hoher Wahrscheinlichkeit die Wiederaufarbeitungsanlage La Hague die Quelle der in der Luft beobachteten ^{85}Kr -Aktivitätskonzentration war.

Die Summe der Beiträge von ^{85}Kr und ^{133}Xe zur Ortsdosisleistung liegt unter 30 nSv/a und ist gegenüber den durchschnittlichen Werten der Ortsdosisleistung in Deutschland vernachlässigbar.

Aerosolpartikelgebundene Radioaktivität

Gammaskpektrometrie

Für spurenanalytische Messungen der aerosolgebundenen Radioaktivität werden wöchentlich beaufschlagte Staubfilter verwendet, die zunächst γ -spektrometrisch ausgewertet werden.

Die an den verschiedenen Spurenmessstellen ermittelten Aktivitätskonzentrationen künstlicher Radionuklide in Luft und Niederschlag sind in den Jahren 2002 und 2003 im Vergleich zu den Vorjahren weitgehend unverändert geblieben.

In Abbildung 5.4 sind für den Zeitraum 1989 - 2003 die Aktivitätskonzentrationen in der bodennahen Luft an der Spurenmessstelle des BfS auf dem Schauinsland (47,9 °N, 7,9 °E, 1205 m ü. NN) für ^{137}Cs den entsprechenden Werten des natürlichen kosmogenen Radionuklids ^7Be gegenübergestellt. Im Gegensatz zu den Aktivitätskonzentrationen der natürlichen Radionuklide, deren Pegel keinen langzeitlichen Änderungen unterworfen ist, ist hier bei dem anthropogenen Radionuklid ^{137}Cs , das durch Kernwaffentests und den Reaktorunfall von Tschernobyl in die Umwelt gelangte, eine kontinuierliche Abnahme der

Aktivitätskonzentration in der bodennahen Luft bis Mitte der 90er Jahre zu beobachten. In den darauffolgenden Jahren blieb der Wert weitgehend konstant. Die Aktivitätskonzentration von ^{137}Cs lag 2003 an der Station Schauinsland im Jahresmittel bei 0,6 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ Luft, was im Rahmen der üblichen Schwankungen in etwa dem Vorjahreswert entspricht und nur noch geringfügig über dem Pegel liegt, der vor dem Reaktorunfall von Tschernobyl gemessen wurde.

Bedingt durch die regional unterschiedlich starke Deposition von Aktivität beim Reaktorunfall von Tschernobyl werden im Mittel in Bayern etwas höhere Aktivitätskonzentrationen von ^{137}Cs als an den anderen Probenentnahmeorten in Deutschland beobachtet. So ergaben die Messungen der GSF am Probenentnahmeort München-Neuherberg im Jahr 2003 einen Mittelwert von 1,6 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ Luft für die Aktivitätskonzentration von ^{137}Cs . Kurzfristige Erhöhungen der Aktivitätskonzentration von ^{137}Cs in der Luft treten vereinzelt, insbesondere bei Ostwind-Wetterlagen auf. Sie sind durch verstärkte Resuspension (z. B. bei langer Trockenheit) des Cäsiums aus höher be-

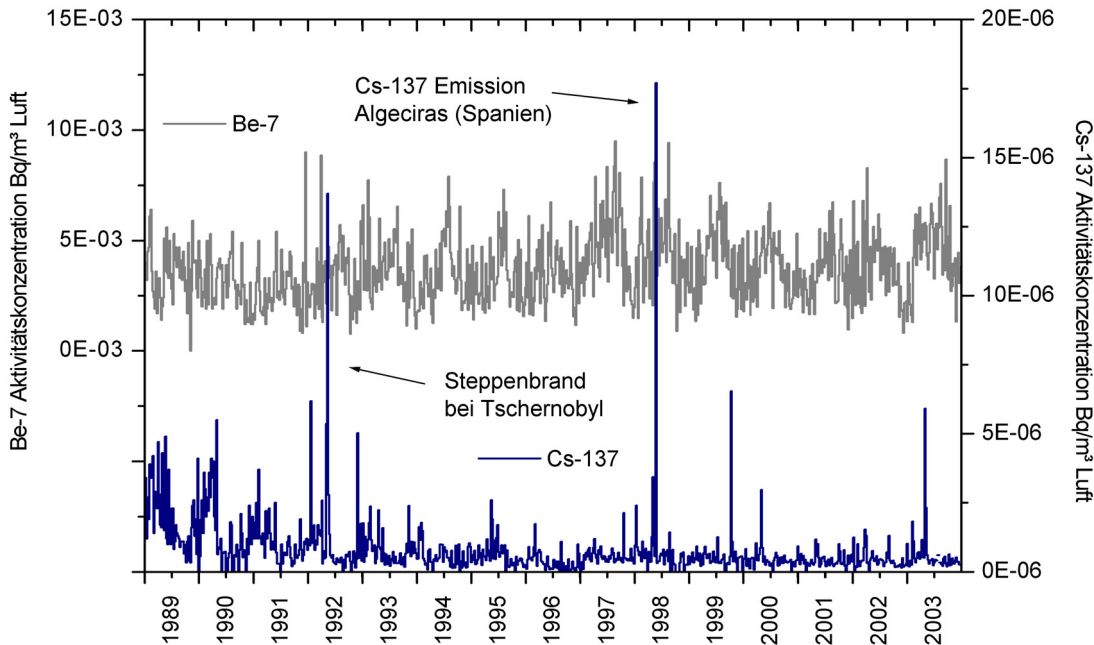


Abbildung 5.4: Wochenmittelwerte der Aktivitätskonzentration von ^7Be und ^{137}Cs in der bodennahen Luft an der Spurenmessstelle Schauinsland

lasteten Regionen in der Gegend um Tschernobyl erklärbar. In der 35. Kalenderwoche 2002 (Sammelzeitraum 26.08. – 02.09.02) wurde in Teilen Nord- und Mitteleuropas eine geringfügige Erhöhung der ^{137}Cs -Aktivitätskonzentration in der bodennahen Luft beobachtet (vgl. Sonderthema Seite 49). Der sich durch diese Aktivitätskonzentrationen ergebende Beitrag zur Strahlenbelastung ist vernachlässigbar.

Die Aktivitätskonzentrationen für das kosmogene ^7Be lag im Berichtszeitraum im üblichen Schwankungsbereich. An allen Messstationen lässt sich im Jahresrhythmus eine Erhöhung der ^7Be -Aktivitätskonzentration im 2. Quartal feststellen (vgl. Abbildung 5.4), die auf einen erhöhten Austausch von Luftmassen zwischen Stratosphäre und Troposphäre im Frühjahr (Tropopausenbruch) zurückzuführen sind.

Im Berichtszeitraum wurden in zwei Luftproben am Probenentnahmestort der PTB in Braunschweig geringe Spuren von ^{131}I bzw. ^{58}Co nachgewiesen. Die jeweilige Emissionsquelle konnte auf Grund der meteorologischen Bedingungen während des Sammelzeitraums nicht eindeutig ermittelt werden.

Radiochemie

Die Bestimmung von Radionukliden des Urans, Plutoniums und Strontiums in Luftproben erfolgt

radiochemisch. Um die geringen Aktivitätskonzentrationen dieser Radionuklide noch erfassen zu können, werden für diese Analysen die Luftfilter eines Monats bzw. eines Quartals zusammengefasst. Die Messungen zeigten keine Auffälligkeiten. Abbildung 5.5 zeigt als Beispiel den zeitlichen Verlauf der Aktivitätskonzentrationen der Plutonium-Isotope ^{238}Pu und $(^{239,240})\text{Pu}$ seit dem Jahr 1990 am Probenentnahmestort der PTB in Braunschweig. Die Aktivitätsverhältnisse von ^{238}Pu zu $(^{239,240})\text{Pu}$ liegen in den Proben meistens mit Werten zwischen 5% und 15% im üblichen Schwankungsbereich.

Qualitätssicherung

Ende des Jahres 2003 wurde im Bereich Spurenanalyse ein Ringversuch durchgeführt. Neben den deutschen Spurenmessstellen (BfS, DWD, PTB) nahmen auch Spurenmessstellen aus Österreich (Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit, AGES) und der Schweiz (Bundesamt für Gesundheit, BAG) teil. Für den Ringversuch wurden bestaubte Großflächenfilter von den jeweiligen Probenentnahmestorten verwendet und diese durch die PTB mit gammastrahlenden Radionukliden sowie ^{90}Sr dotiert. Die Auswertung des Ringversuchs erfolgt 2004.

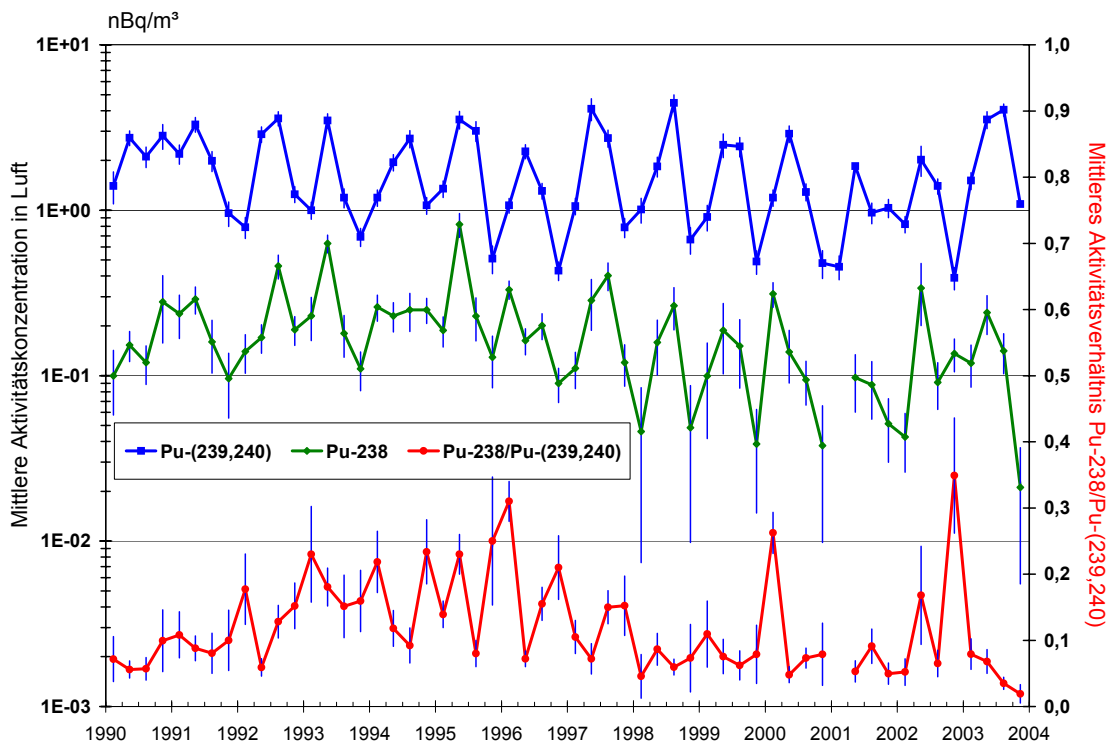


Abbildung 5.5:
Aktivitätskonzentrationen von Plutoniumisotopen in der bodennahen Luft von 1990-2003 am Probenentnahmeort Braunschweig (PTB)

6 RADIOAKTIVE STOFFE IN DER LUFT UND IM NIEDERSCHLAG

Bearbeitet vom Deutschen Wetterdienst, Zentrale Offenbach/Main (T. Steinkopff)

Zur Überwachung der Radioaktivität in der Luft und im Niederschlag werden an 40 Messstellen des synoptisch-klimatologischen Messnetzes des Deutschen Wetterdienstes (DWD) und in dessen radiochemischem Labor in Offenbach Messungen durchgeführt. Täglich werden aktuelle Messergebnisse an den Rechnerverbund des Integrierten Mess- und Informationssystems (IMIS) zur Überwachung der Umweltradioaktivität übermittelt. Die natürliche Radioaktivität wird als Aktivitätskonzentration der aerosolpartikelgebundenen Radonfolgeprodukte ^{214}Pb und ^{214}Bi kontinuierlich registriert. Für künstliche Radionuklide lassen sich im Normalbetrieb lediglich die Nachweisgrenzen berechnen, wie zum Beispiel für ^{131}I und ^{137}Cs Werte von ca. 5 bis 10 mBq/m^3 .

Die Messreihe zur Erfassung der langlebigen Gesamt- β -Aktivität der Luft als arithmetische Jahresmittelwerte wurde fortgesetzt. Für das Jahr 2002 resultierte für 10 Messstationen ein Mittelwert für die Nachweisgrenze von $<0,84 \text{ mBq/m}^3$. Mit Beginn des Jahres 2003 wurde das Messverfahren geändert und zusätzliche Messstationen integriert. Das neue Ver-

fahren wies eine höhere Empfindlichkeit auf. Aus den Ergebnissen von nunmehr 20 Stationen resultierte ein Mittelwert von $0,7 \text{ mBq/m}^3$ für das Jahr 2003.

Anhand der Messungen von Wochenfiltern, die mit Luftdurchsätzen von mindestens $100 \text{ m}^3/\text{h}$ bestaubt wurden, ließen sich für jede einzelne Messstation Radionuklidkonzentrationen von nur wenigen Mikrobecquerel ermitteln. An den Spurenmessstellen für die EU-Berichterstattung sind Aerosolsammler mit einem Luftdurchsatz von ca. $1000 \text{ m}^3/\text{h}$ im Einsatz. Messwerte für ^{137}Cs oberhalb der Nachweisgrenzen sind in der Regel auf resuspendierten Feinstaub zurückzuführen, der abhängig von meteorologischen Bedingungen atmosphärisch verfrachtet wird. Exemplarisch für die Messstationen Offenbach und Berlin werden für die Jahre 2002 und 2003 die Ergebnisse für ^7Be , ^{40}K und ^{137}Cs graphisch dargestellt (Abbildung 6.1). Die normalerweise auftretende typische Erhöhung der ^7Be -Aktivitätskonzentration im Frühjahr und Sommer tritt in den Jahren 2002 und 2003 nur schwach ausgeprägt auf.

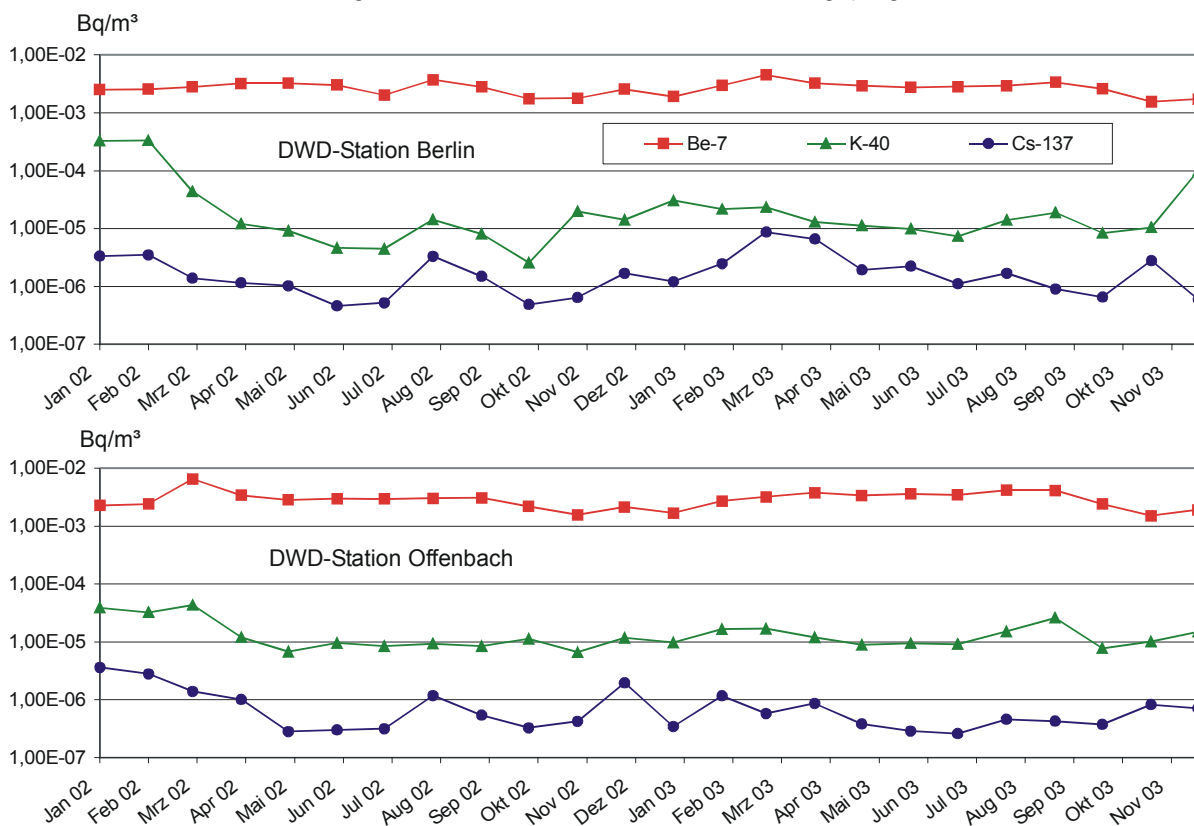


Abbildung 6.1: Nuklidspezifische Messungen in der bodennahen Luft in den Jahren 2002 und 2003 (Monatswerte der Aktivitätskonzentration) für die Stationen Berlin und Offenbach

Im Bereich Niederschlag wurde eine auf das Jahr 1957 zurückgehende Messreihe für die Gesamt- β -Aktivität, gemittelt über alle Messstationen, fortgesetzt (Abbildung 6.2). Wie in den vergangenen Jahren zeigte sich keine erhöhte Radioaktivität im Niederschlag. Die Messungen in den Jahren 2002 und 2003 ergaben für die langlebige Gesamt- β -Aktivität im Niederschlag einen jeweils über 45 Messstationen gemittelten Wert aus den stationsspezifischen Jahressummen von 62 Bq/m^2 für das Jahr 2002 und 48 Bq/m^2 für das Jahr 2003. Die stationsspezifischen Jahressummen der deponierten Gesamt- β -Aktivität zeigt Abbildung 6.3.

Die Werte für die auf einzelne Radionuklide bezogene Deposition wurden anhand der vollständig eingedampften Monatsniederschlagsproben gammaspektrometrisch ermittelt. Exemplarisch zeigt Abbildung 6.4 für die Jahre 2002 und 2003 anhand der Messstationen Offenbach und Berlin die Messergebnisse für die Deposition von ^7Be , ^{40}K und ^{137}Cs . Für ^{137}Cs wurden keine Werte oberhalb der berechneten Nachweisgrenzen von ca. 50 mBq/m^2 für Offenbach und ca. 100 mBq/m^2 für Berlin festgestellt.

Im Labor wurden radiochemische Analysen der Aerosol- und Niederschlagsproben von mindestens 4 Messstationen bezogen auf ein Sammelintervall von einem Monat zur Bestimmung von ^{90}Sr und einzelner Uran-, Plutonium- und Americium-Isotope sowie für Tritium im Niederschlag durchgeführt. Es wurden weitere Optimierungen zur ^{90}Sr -Bestimmung und zur Analyse der Alpha-Strahler mittels Extraktionschro-

matographie bzw. Ionenaustausch umgesetzt.

Anhand der Proben von der Zugspitze/Schneefernerhaus wird seit Anfang 2001 im Rahmen eines internationalen Messprogramms der Weltorganisation der Meteorologie (WMO) die Aktivitätskonzentration von ^{85}Kr analysiert. Dazu wurde eine gaschromatographische Trennung der Probe vorgenommen und anschließend die Beta-Aktivität der Fraktionen gemessen. Die Messwerte für die Zugspitze in den Jahren 2002 und 2003 werden in Abbildung 6.5 dargestellt [1]. Sie sind in Übereinstimmung mit den Messwerten der Messstellen Offenbach und Berlin. Diese Proben wurden gemäß den Vorgaben der AVV-IMIS durch den DWD genommen und durch das Bundesamt für Strahlenschutz, Freiburg analysiert. Höhere Messwerte lassen sich meist auf kurzzeitige Emissionen der Wiederaufbereitungsanlagen in Frankreich oder in Großbritannien zurückführen. Als Interpretationshilfe stehen Rückwärtstrajektorienanalysen zur Verfügung.

Sowohl in der Luft als auch im Niederschlag wurden keine Werte registriert, die oberhalb des vor dem Reaktorunfall von Tschernobyl gemessenen Pegels lagen.

Literatur:

- [1] Steinkopff T., Dyck W., Frank G., Frenzel S., Salvamoser J.: *The measurement of radioactive noble gases by DWD in the frame of the Global Atmospheric Watch Programme of WMO, Applied Radiation and Isotopes 61, 225 – 230, 2004*

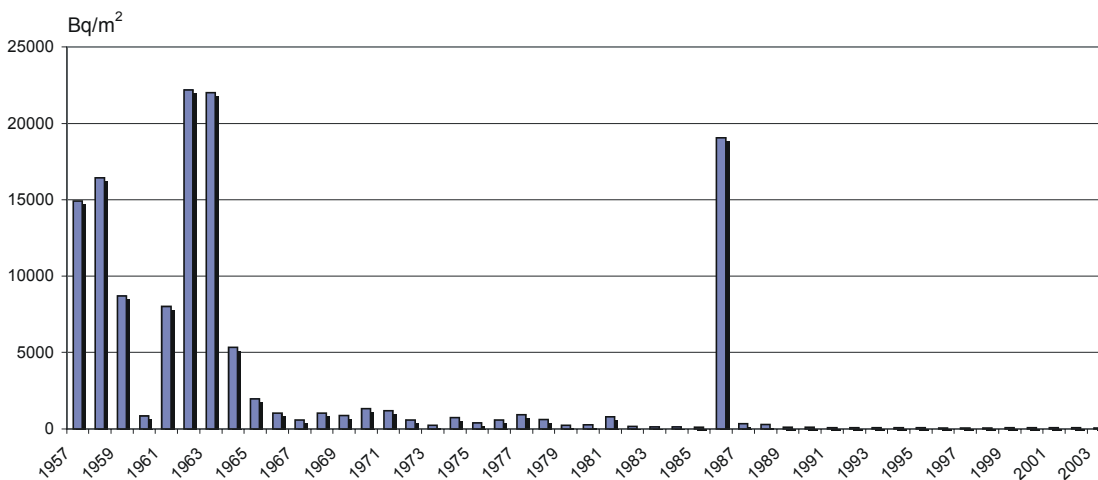


Abbildung 6.2: Langlebige Gesamtbetaaktivität im Niederschlag – Jahresmittelwert der Jahressummen an den DWD-Stationen

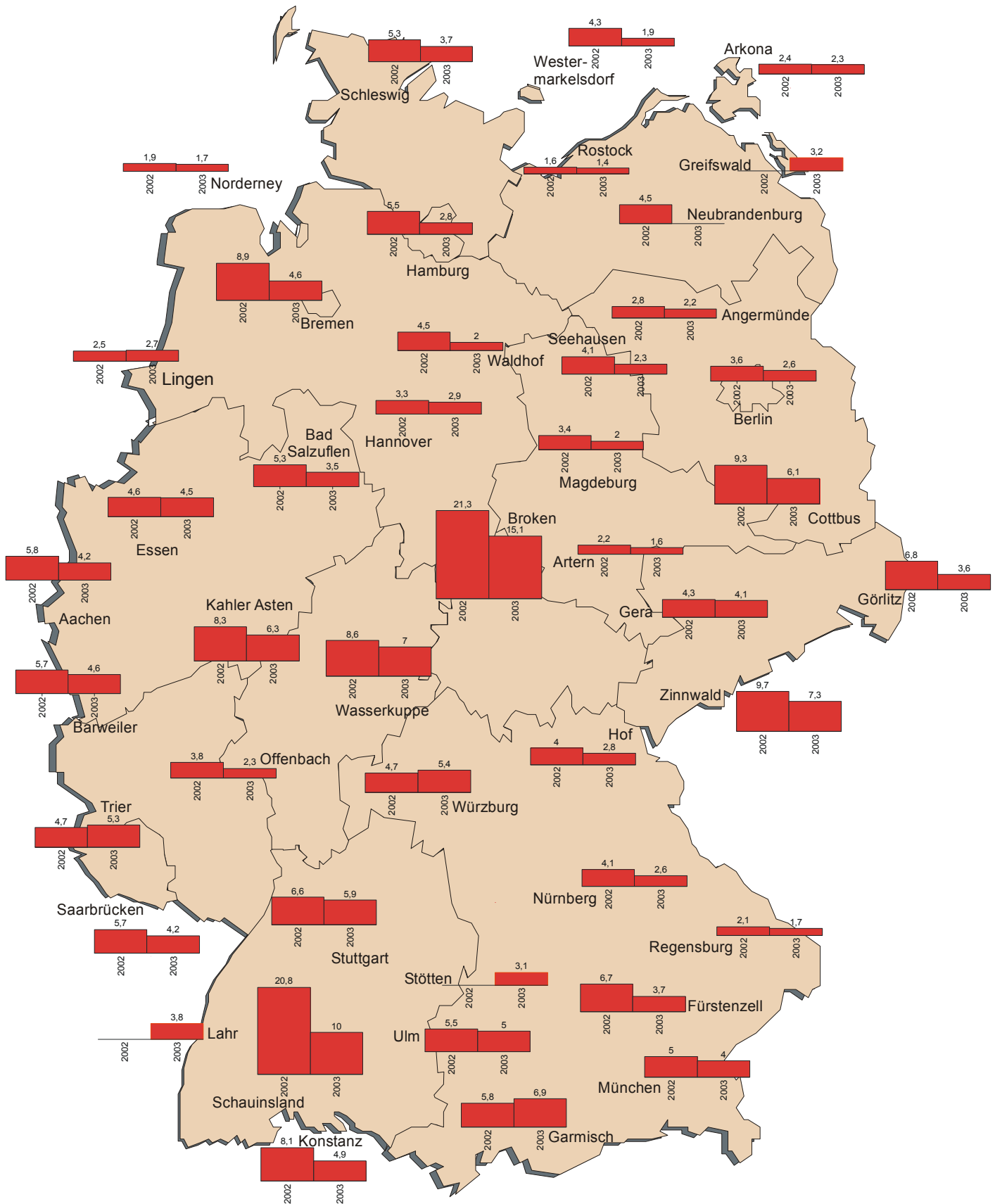


Abbildung 6.3:

Dem Erdboden im Mittel pro Monat durch Niederschläge in den Jahres 2002 und 2003 zugeführte Gesamtbetaaktivität in Bq/m²

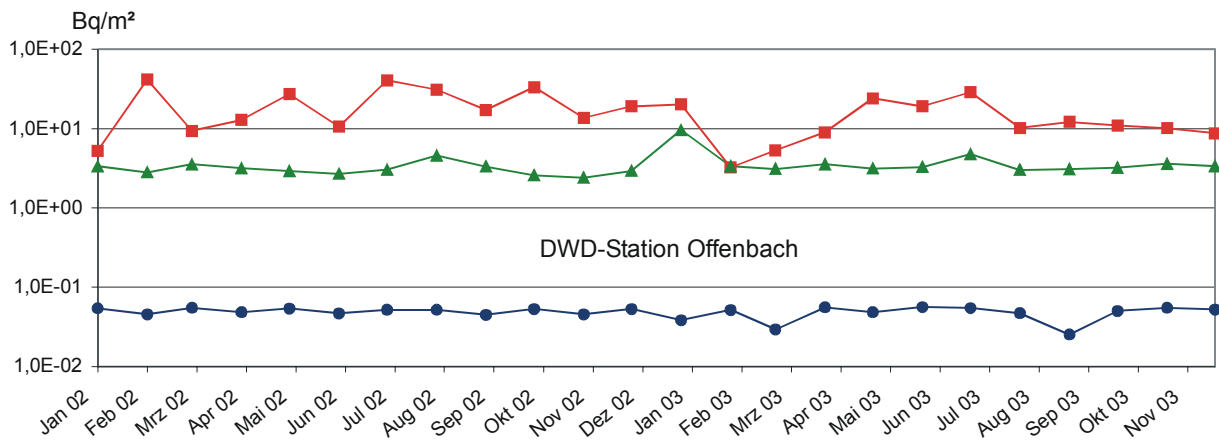
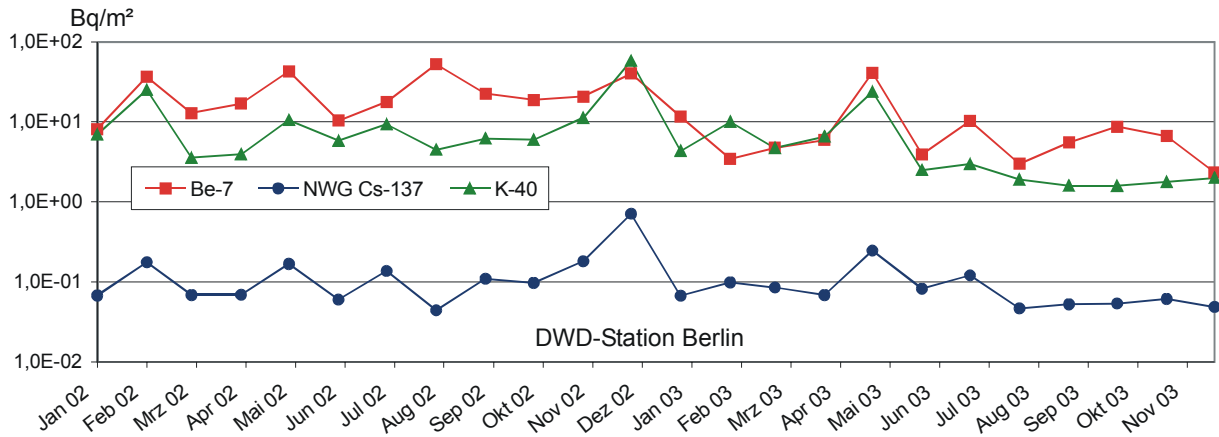


Abbildung 6.4:
Nuklidspezifische Messungen der Deposition in den Jahren 2002 und 2003 (Monatswerte der pro Flächeneinheit deponierten Aktivität) für die Stationen Berlin und Offenbach

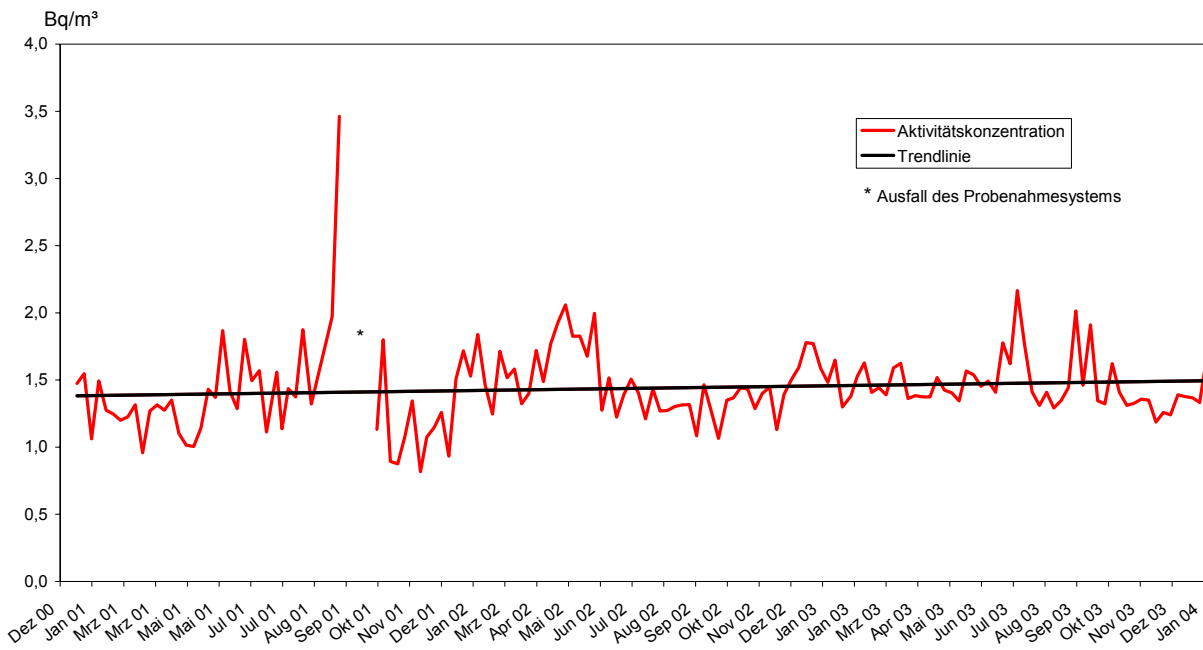


Abbildung 6.5:
Wochenmittelwerte von ⁸⁵Kr in der Luft in den Jahren 2001 bis 2003 am Probenahmeort Schneefernerhaus, Zugspitze

Bearbeitet von der Physikalisch-Technischen Bundesanstalt, Braunschweig
(H. Wershofen, H. Janßen, K. Kossert)

Aktivitätsnormale und Radionuklidaten

Zentrale Aufgabe des Fachbereiches „Radioaktivität“ ist die Darstellung der gesetzlichen Einheit „Becquerel“ (Bq) mit dem Ziel diese an interessierte Forschungsinstitute, Kliniken, Industriebetriebe sowie an Messstellen zur Aktivitätsüberwachung der Umwelt weiterzugeben. Wegen der stark unterschiedlichen Zerfallseigenschaften erfordert jedes Radionuklid seine eigenen Aktivitätsnormale, die bei kurzer Halbwertszeit immer wieder neu hergestellt werden müssen. In vielen Fällen sind dabei unterschiedliche Messverfahren notwendig, für die in der PTB geeignete Apparaturen zur Verfügung stehen. Die Weitergabe der Aktivitätseinheit erfolgt überwiegend durch die Abgabe von Aktivitätsnormalen [1] und durch Aktivitätsbestimmungen an eingereichten Proben.

Zur Qualitätssicherung ihrer eigenen Arbeiten beteiligt sich die PTB regelmäßig an internationalen Vergleichsmessungen, die von dem in Paris angesiedelten „Bureau International des Poids et Mesures“ (BIPM) organisiert werden. Die Streubreite der Resultate dieser Vergleichsmessungen spiegelt den derzeitigen Stand der Aktivitäts-Messtechnik für die gemessenen Radionuklide wider.

Neben der Abgabe von Aktivitätsnormalen ist die Bestimmung und Evaluation von Radionuklidaten, insbesondere von Photon-Emissionswahrscheinlichkeiten und Halbwertszeiten, eine der Kernaufgaben des Fachbereiches. Bei vielen Nukliden kann die Halbwertszeit durch die Messung des Abklingverhaltens z. B. mit 4π - γ -Ionisationskammern bestimmt werden. Dazu müssen gewisse Anforderungen wie ein stabiler und gegenüber dem Nettoeffekt möglichst geringer Untergrund, die genaue Kenntnis von evtl. vorhandenen Verunreinigungen durch weitere Radionuklide und ein linearer Zusammenhang zwischen der Aktivität und dem gemessenen Ionisationsstrom, gegeben sein. Mit solchen Anordnungen werden in der PTB fortlaufend Halbwertszeiten in einem Bereich von wenigen Stunden (z.B. ^{18}F) bis hin zu einigen Jahrzehnten (z. B. ^{137}Cs) mit relativen Unsicherheiten in der Größenordnung 10^{-4} bestimmt [2].

Die γ -spektrometrische Messung natürlicher Radionuklide ist Gegenstand der Messanleitungen für die Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt [3].

In diesem Zusammenhang ist auch ein Programm zu sehen, bei dem die Halbwertszeiten sehr langlebiger

Radionuklide ($T_{1/2} > 10^9$ Jahre) gemessen werden. Dieses seit 2001 laufende Programm dient der Verbesserung der Genauigkeit von Datierungsverfahren in der Geo- und Kosmochronologie.

In zwei Experimenten wurden die Halbwertszeiten der langlebigen Radionuklide ^{40}K und ^{87}Rb durch Aktivitätsmessungen mit sehr kleinen Unsicherheiten bestimmt. Die Halbwertszeit ergibt sich dabei aus der Anzahl N der Kerne geteilt durch die Aktivität A multipliziert mit $\ln(2)$.

Bei beiden Experimenten wurde zur Aktivitätsbestimmung die 4π -Flüssigszintillationszählung in Kombination mit einem rechnerischen Verfahren, der sogenannten CIEMAT/NIST-Methode, verwendet.

Die Arbeiten sind u.a. bedeutsam für die Herstellung von Aktivitätsnormalen aus natürlichen Kaliumsalzen durch Wägung. Dabei ergibt sich die Aktivität A aus der nun bekannten Halbwertszeit und der Anzahl N der ^{40}K - Kerne. Sofern das Salz keine Verunreinigungen oder Wasseranteile enthält, kann die Anzahl N nach einer Bestimmung der verwendeten Masse berechnet werden. Einer in der PTB kalibrierten Lösung, die mehrere Radionuklide enthält und für einen IMIS Ringversuch 2003 hergestellt wurde, konnte so auf einfache Weise auch ^{40}K als Aktivitätsnormal hinzugefügt werden.

Zur Zeit werden in der PTB Aktivitätsmessungen und Messungen mit Halbleiterspektrometern an einer angereicherten ^{40}K -Lösung durchgeführt, um u. a. die Photon-Emissionswahrscheinlichkeit der prominenten 1461 keV Linie mit verbesserter Unsicherheit zu bestimmen. Die Photon-Emissionswahrscheinlichkeit wird u. a. auch bei der gammaspektrometrischen Bestimmung von ^{40}K in Umweltproben benötigt.

Radon

Die Weitergabe der Einheit der Aktivitätskonzentration von Radon- und Radonfolgeprodukten in Luft im Bereich von 10^2 bis 10^5 Bq/m³ erfolgt durch die Kalibrierung der Radon- und Radonfolgeproduktmessgeräte anderer Staatslaboratorien, eines DKD-Laboratoriums, einiger Forschungsinstitute und Industrielaboratorien. Die Überwachung erhöhter Radonbelastungen an Arbeitsplätzen wird in einer Richtlinie zur neuen Strahlenschutzverordnung geregelt. Die Richtlinie fordert den Einsatz kalibrierter Messgeräte. Daher werden zusätzliche Kalibrierungen durch die PTB und das DKD-Laboratorium notwendig. Zur Si-

cherung der Vergleichbarkeit von Radonmessungen in Europa hat die PTB einen EUROMET¹-Vergleich organisiert, an dem 12 Institute aus 9 Ländern teilgenommen haben. Die Ergebnisse werden bis Ende 2004 vorliegen.

Referenzmaterialien und Ringversuche

Die Weitergabe der Einheit für Aktivitäten kleiner als 100 Bq erfolgt überwiegend durch die Aktivitätsbestimmungen an eingereichten Proben. Bei den Proben handelt es sich um die ganze Palette der Umweltmaterialien (z. B. Wasser, Boden, Sediment, Pflanzen, Nahrungsmittel) und Industrieprodukte (z. B. Haldenmaterial, Baustoffe, Metalle), die zu meist ein Gemisch aus natürlichen und künstlichen Radionukliden aufweisen. Darüber hinaus sind die Proben chemisch sehr unterschiedlich zusammengesetzt und besitzen Dichten zwischen 0,3 g/cm³ und 11 g/cm³.

Durch die Aktivitätsbestimmung an Ringversuchsmaterialien unterstützt die PTB die Leitstellen bei der Durchführung von IMIS-Ringversuchen nach dem Strahlenschutzvorsorgegesetz. Hierzu erhält die PTB eine oder mehrere zufällig entnommene Proben aus der Menge der für die Teilnehmer vorbereiteten Ringversuchsproben. Diese werden dann mit den in den IMIS-Messanleitungen geforderten Verfahren analysiert. Schließlich werden die Ergebnisse der PTB-Analysen mit denen des Ringversuchs verglichen. Dabei auftretende Abweichungen oder Probleme werden in enger Zusammenarbeit mit der Leitstelle diskutiert und geklärt. Diese Verfahrensweise hat sich nach übereinstimmender Meinung der beteiligten Institute bewährt. Im Berichtszeitraum hat die PTB 11 IMIS-Ringversuchsmaterialien und 33 Materialien im Rahmen internationaler Ringversuche untersucht.

Die Ergebnisse der IMIS-Ringversuche zeigen, dass bei gammaspektrometrischen Messungen an Umweltproben eine Reihe von Laboratorien Probleme mit der Berücksichtigung von Selbstabsorptions- und Koinzidenzsummsations-Korrekturen (typische Werte: 10% - 30%, in extremen Fällen bis zu einem Faktor 10) haben. Nach Strahlenschutzvorsorgegesetz ist die Entwicklung von Analyse-, Mess- und Berechnungsverfahren eine der Aufgaben der Leitstellen. Die PTB hat in den letzten Jahren ein PC-Programm [4] entwickelt, mit dem entsprechende Korrekturen in einfacher Weise berechnet werden können.

¹ EUROMET ist die Organisation der metrologischen Staatsinstitute in Europa (www.euromet.org)

Spurenmessstelle Radioaktivität der Luft

Ringversuch 2003 der Spurenmessstellen

Zwischen dem 10.09. und 08.10.2003 wurden be-staubte Aerosolfilter aus dem Routine-Messbetrieb der Spurenmessstellen zur PTB geschickt und dort mit einer Aktivitätsnormal-Mischlösung der Nuklide ⁵⁴Mn, ⁶⁰Co, ¹³³Ba, ¹³⁴Cs, ¹³⁹Ce, ²⁴¹Am und ⁹⁰Sr do-tiert. Die Lösung wurde möglichst gleichmäßig auf-getropft (2700 bis 3200 Tropfen pro Filter). Die auf-getropfte Lösungsmasse wurde durch Differenzwä-gung bestimmt. Die Referenz-Aerosolfilter wurden an die Teilnehmer zurück gesandt und erst dort vor den γ -spektrometrischen Messungen in die jeweils laboreigenen Messgeometrien gebracht. Nach Ab-schluss der γ -spektrometrischen Messungen, bei deren Auswertung Korrekturen für Koinzidenz-Sum-mationen und Selbstabsorption erforderlich waren, wurden ⁹⁰Sr-Analysen durchgeführt, die einige Teil-nehmer auch zum Vergleich bzw. zur Validierung verschiedener Analyseverfahren heranzogen. Die Auswertung des Ringversuches war bei Redaktions-schluss dieses Berichtes noch nicht abgeschlossen.

Messergebnisse

Im Berichtszeitraum gab es keine radiologisch rele-vanten Besonderheiten. Der ¹³⁷Cs-Gehalt der Luft zeigte die üblichen jährlichen Schwankungen und die für trockene Ost-Wetterlagen typischen Erhöhungen des Aktivitätsverhältnisses ¹³⁷Cs/⁴⁰K auf Werte über 0,1 (Abbildungen 7.1 und 7.2).

Luftkontaminationen aus dem Störfall im ungari-schen Kernkraftwerk Paks am 10. April 2003 waren in Braunschweig nicht nachweisbar, weil die konta-minierte Luftmasse aus östlicher Richtung kommend nur bis knapp vor die Westgrenze Polens gelangte. Messbar war diese mit ¹³¹I und radioaktiven Edelga-sen kontaminierte Luftmasse z.B. in Stockholm, wo die „Swedish Defence Research Agency“ mit ihrer Edelgas-Messstation kurzlebige Xe-Isotope nach-weisen konnte [5].

In der Kalenderwoche 34 (18. bis 25.08.2003) wur-den in Braunschweig Spuren des Radionuklids ⁵⁸Co (HWZ = 70,9 Tage) nachgewiesen. Die Aktivitäts-konzentration betrug (0,06 ± 0,01) μ Bq/m³ (erreichte NWG = 0,01 μ Bq/m³). Wegen ständig wechselnder Windrichtungen in jener Woche war eine Herkunfts-bestimmung nicht möglich. ⁵⁸Co wird in der Nuklear-medizin im „Schilling-Test“ zur Untersuchung des Vi-tamin-B12-Stoffwechsels eingesetzt, so dass eine medizinische Einrichtung als Quelle zu vermuten ist.

In der Kalenderwoche 38 (15. bis 22.09.2003) zeig-

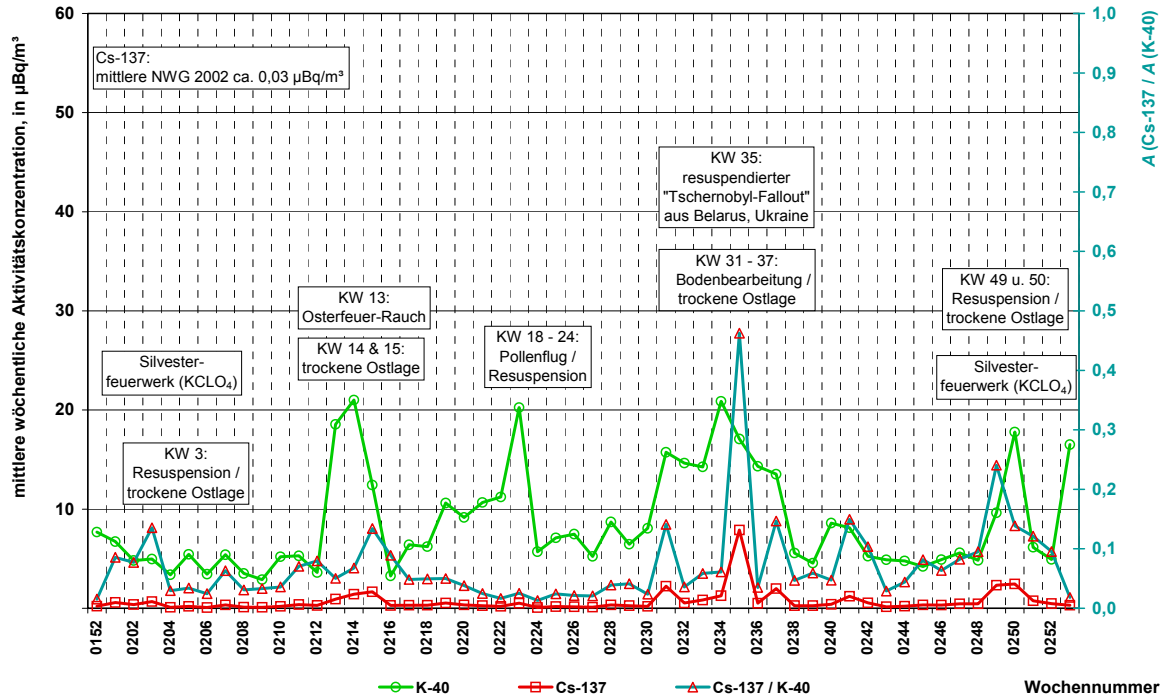


Abbildung 7.1:
 Jahresgang der Aktivitätskonzentration von ^{40}K und ^{137}Cs in der bodennahen Luft in Braunschweig im Jahr 2002

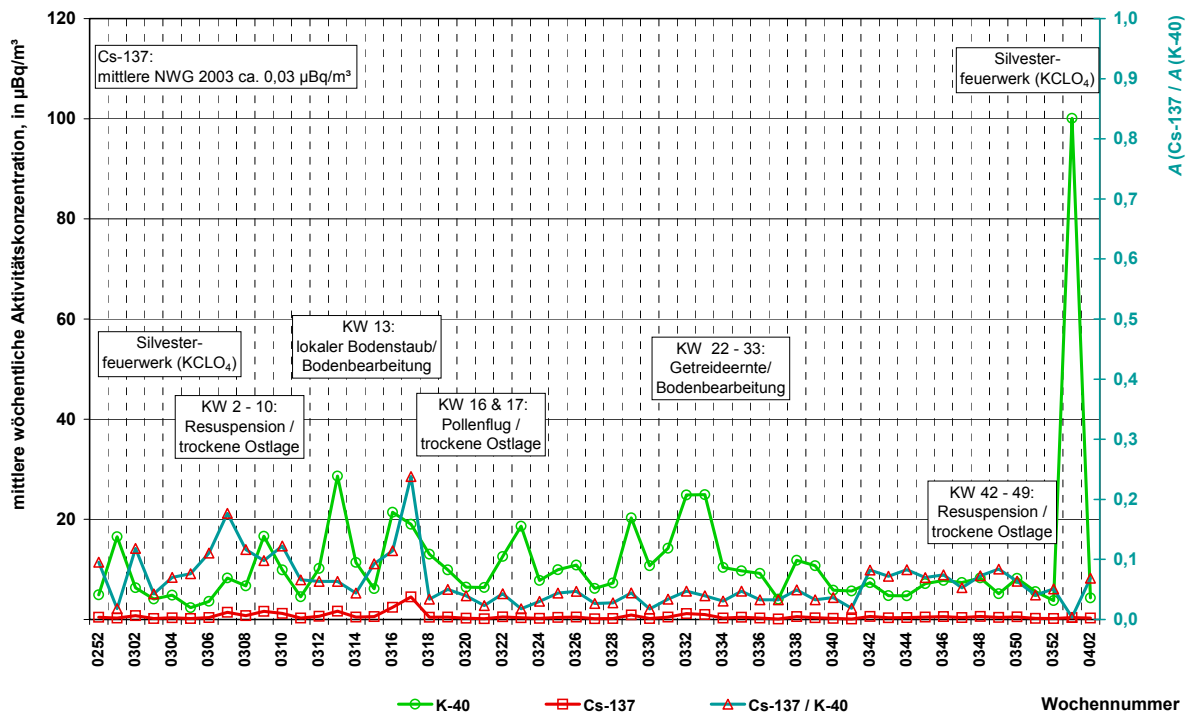


Abbildung 7.2:
 Jahresgang der Aktivitätskonzentration von ^{40}K und ^{137}Cs in der bodennahen Luft in Braunschweig im Jahr 2003

ten die Aktivitätskonzentrationen des ^7Be und des ^{210}Pb mit $(5847 \pm 7) \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ und $(1137 \pm 9) \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ auffallende relative Maxima. Bemerkenswert ist weniger die Höhe der Messwerte [6], die im üblichen Schwankungsbereich liegen, als mehr ihr gleichzeitiges Auftreten innerhalb einer Sammelperiode. Zu deren Beginn zeigen die Rückwärtstrajektorien für das 700-hPa-Niveau der Atmosphäre über einen Zeitraum von 2 - 3 Tagen einen starken Zustrom stratosphärischer Luftmassen. Sie wurden aus Höhen von 14 - 15 km über Kanada bis in die untere Troposphäre (Stratosphäreneinbruch) Norddeutschlands verfrachtet, was den hohen Messwert für ^7Be erklärt. Die dann in nur 3 – 4 km Höhe (Mischungsschicht) liegende Luft wurde anschließend nur wenig bewegt, so dass sich ^{210}Pb aus lokalen Quellen in ihr anreicherte. Beiträge aus Flugstäuben z. B. aus Stahlwerken ca. 20 km südwestlich und ca. 15 km westlich der PTB sind nicht auszuschließen. Erst zum Ende der Sammelperiode stellte sich eine ausgeprägtere Luftströmung aus südwestlichen Richtungen ein, mit der ebenfalls mit ^{210}Pb angereicherte Luftmassen aus Frankreich, der Schweiz und Oberitalien herangeführt wurden. Diese könnten den hohen ^{210}Pb -Messwert von $1402 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ mit verursacht haben, den das BfS in jener Woche auf dem Schauinsland bei Freiburg beobachtet hat. In der Schweiz lagen die ^{210}Pb -Aktivitätskonzentrationen im betreffenden Zeitraum zwischen $1100 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ und $1700 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$. Das sind Werte im mittleren bis oberen Bereich der dort üblichen Schwankungsbreite.

Literatur:

- [1] *Der aktuelle Katalog ist auf der Internetseite der PTB www.ptb.de verfügbar. Pfad: PTB > Fachabteilungen > Abteilung 6 > Fachbereich 6.1 > Fachlabor 6.11 > Katalog Aktivitätsnormale*
- [2] *Schötzig, U.; Schrader, H.: Halbwertszeiten und Photonen-Emissionswahrscheinlichkeiten von häufig verwendeten Radionukliden. Bericht PTB-Ra-16/5, 2000*
- [3] *Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.): Messanleitungen für die Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt und zur Erfassung radioaktiver Emissionen aus kerntechnischen Anlagen, Loseblattsammlung, Stand: 30.05.1997, Stuttgart, Lübeck, Ulm, Jena*
- [4] *Kossert, K.; Günther, E.: LSC Measurements of the Half-life of ^{40}K . Appl. Radiat. Isot. 60, S. 459-464, 2004*
- [5] *Sima, O., Arnold, D.: Accurate computation of coincidence-summing corrections in low level gamma-ray spectrometry. Appl. Radiat. Isot. Vol. 53 No. 1-2, S. 51-56, 2000*
- [6] *Wilhelmsen, K.: Persönliche Mitteilung, FOI, Swedish Defence Research Agency, Dept. of Nucl. Weapons Issues, 2004*
- [7] *Hammer, S: Einsatz von Radioisotopen zur Interpretation der raum-zeitlichen Variabilität von organischem Aerosol. Dissertation, Universität Heidelberg, Institut für Umweltphysik, 2003*

Bearbeitet vom Bundesamt für Strahlenschutz, Fachbereich Strahlenschutz und Umwelt, Freiburg (J. Bieringer), vom Deutschen Wetterdienst, Zentrale Offenbach/Main (T. Steinkopff) und von der Physikalisch-Technischen Bundesanstalt, Braunschweig (H. Wershofen)

In diesem Kapitel wird am Beispiel zweier Auffälligkeiten in den Routine-Messergebnissen gezeigt, welche Phänomene beobachtet werden können, wenn man nur „lange und genau genug hinschaut“. Es zeigt auch die Bedeutung der Zusammenarbeit der Spurenmessstellen, denn nur eine Gesamtsicht auf die Daten ermöglicht eine großräumige Lagedarstellung und erlaubt ggf. Rückschlüsse auf mögliche Ursachen für auffällige Messergebnisse. Bei den nachfolgend beschriebenen Phänomenen handelt es sich dabei jeweils um kurzzeitige Erhöhungen der Aktivitätskonzentrationen von ^{40}K bzw. ^{137}Cs im Spurenbereich, die unterhalb jeglicher Dosisrelevanz lagen. Im Fall des ^{40}K handelt es sich um eine „anthropogene Freisetzung“ eines natürlichen Radionuklids aus einer Quelle im Nahbereich des Probenentnahmeortes. Das Beispiel des ^{137}Cs zeigt dagegen einen natürlichen atmosphärischen Verfrachtungsvorgang eines anthropogenen Radionuklids über eine große Entfernung.

Lokale Quelle: ^{40}K aus Silvesterfeuerwerk

In der Luftprobe von Braunschweig aus dem Zeitraum vom 29.12.2003 bis 05.01.2004 wurde für ^{40}K der ungewöhnlich hohe Wert von $100 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ gemessen (Abbildung 8.1). Das ist die höchste Aktivitätskonzentration für ^{40}K , die seit dem Beginn der regelmäßigen Spurenmessungen nach StrVG in Braunschweig seit 1987 gemessen wurde. Beiträge von ^{40}K aus den Oxidationsmitteln in den Knall- und Feuerwerkskörpern, die in der Silvesternacht abgebrannt werden, wurden zwar schon früher beobachtet, jedoch eher als Randerscheinung der eigentlichen Messaufgabe angesehen. Vor dem Hintergrund des gestiegenen Interesses an Vorgängen in der Umwelt soll dieses Phänomen am Beispiel der Messwerte von 1998 bis 2003 näher erläutert werden.

Der Schwankungsbereich der ^{40}K -Aktivitätskonzentration, ohne Berücksichtigung der erhöhten Messwerte zum Jahreswechsel, liegt derzeit zwischen $2 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ und $30 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$, wobei die höheren Messwerte meistens durch resuspendierten Bodestaub oder Pollenflug hervorgerufen werden. In der Vegetationsperiode ist auch ein Beitrag aus Düngemitteln möglich, da in direkter Nachbarschaft zum Aerosol-

sammler-Standort regelmäßig bewirtschaftete Felder liegen.

In den Jahren vor 2003 wurden bereits einige auffallend hohe Messwerte zu Silvester beobachtet: $59,8 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ (1996/1997), $50,0 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ (2000/2001) und $45,9 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ (1999/2000). In den übrigen Jahren waren die ^{40}K -Messwerte zum Jahreswechsel nicht auffällig.

Als Beispiel wird im folgenden auf die hohen Silvester-Messwerte 2000/2001 und auf die unauffälligen Silvester-Messwerte 2002/2003 hier näher eingegangen. Das Silvesterfeuerwerk 2000/2001 führte zu einer Aktivitätskonzentration von $50 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ für ^{40}K in der bodennahen Luft am Probenentnahmeort bei der PTB in Braunschweig. Das Silvestermaximum 2001/2002 lag dagegen mit $14 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ im üblichen Schwankungsbereich, weil wegen der herrschenden Westwindlage praktisch keine Luftmassen aus dem Braunschweiger Stadtgebiet, sondern nur solche aus den westlich der PTB liegenden kleineren Orten den Sammler erreichten und der Staubgehalt der Luft relativ gering war. Beim Jahreswechsel 2002/2003 war die Situation mit $16 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ ähnlich. Unter der Annahme, dass das an einer Spurenmessstelle messbare Aktivitätsverhältnis $^{137}\text{Cs}/^{40}\text{K}$ hauptsächlich von Beiträgen aus der lokalen Umgebung bestimmt wird, lassen sich aus Änderungen dieses Aktivitätsverhältnisses Rückschlüsse auf Einträge aus anderen Quellen ziehen. Der Vergleich mit den Aktivitätsverhältnissen $^{137}\text{Cs}/^{40}\text{K}$ in Vor- und Folgewochen und mit den aktuellen Jahresmittelwerten macht den Einfluss des Silvesterfeuerwerkes deutlich. 2002 lag das Aktivitätsverhältnis in den beiden Silvesterproben bei 1,5% und 1,8%.

In Braunschweig wurden den letzten Jahren für bestimmte Situationen typische Aktivitätsverhältnisse von ^{137}Cs zu ^{40}K beobachtet [1]: Für Silvesterproben liegt es im Bereich von 1% bis 2%. In windschwachen Zeiten gelangt nur wenig, meist lokaler Staub in die Luftstaubproben. Dann liegt es zwischen 3% und 7%. Bei trocken-windigen Ostwetterlagen steigt es auf 10% bis 25% an. Dem im Berichtszeitraum bei dieser Wetterlage gemessenen Maximalwert von 41% ist das nachfolgende Kapitel gewidmet.

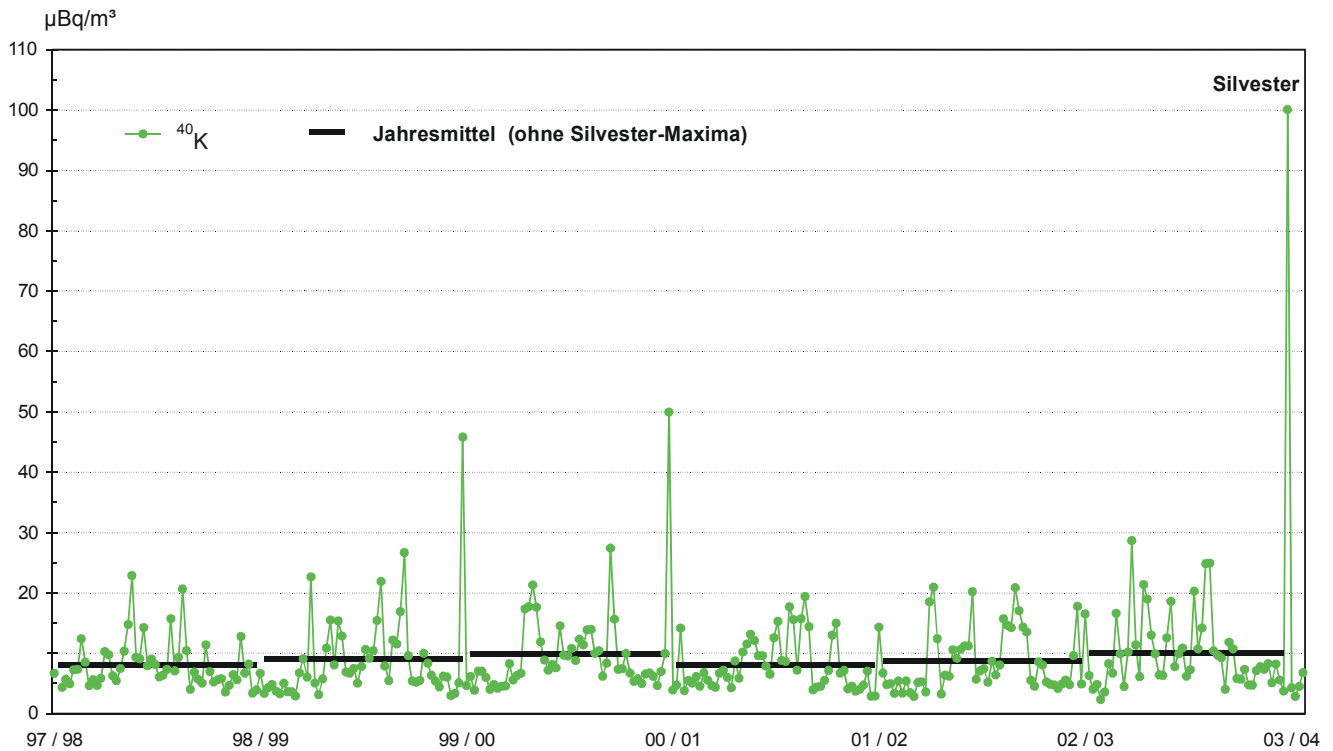


Abbildung 8.1:

Mittlere wöchentliche Aktivitätskonzentration von ^{40}K in der Luft in Braunschweig im Vergleich mit den Jahresmittelwerten 1998 bis 2003

Ferntransport von schwebstoffgebundenem ^{137}Cs

In den Proben aus der 35. Kalenderwoche 2002 (Sammelzeitraum 26.08. – 02.09.02) wurde in Teilen Nord- und Mitteleuropas eine geringfügige Erhöhung der ^{137}Cs -Aktivitätskonzentration in der bodennahen Luft beobachtet. Der höchste Wert auf deutschem Gebiet in einer Wochenprobe wurde mit $18,4 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ an der DWD-Station in Westermarkelsdorf (Fehmarn) gemessen. Die Aktivitätskonzentrationen nehmen innerhalb Deutschlands in südwestlicher Richtung ab. Abbildung 8.2 zeigt die Messergebnisse der Stationen von Nord nach Süd geordnet. An der Spurenmessstelle der PTB in Braunschweig wurde für die Aktivitätskonzentration von ^{137}Cs ein Wert von $7,9 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ ermittelt, während an der Spurenmessstelle des BfS auf dem Schauinsland ein Wert von $0,7 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ ermittelt wurde, was dem derzeitigen durchschnittlichen Grundpegel der ^{137}Cs -Aktivitätskonzentration in Deutschland in Wochenproben entspricht.

Zum Vergleich: nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl wurden im Süden Deutschlands Tagesmittelwerte der ^{137}Cs -Aktivitätskonzentrationen von bis zu $10 \text{ Bq}/\text{m}^3$ Luft beobachtet.

Nach Informationen anderer europäischer Spurenmessstellen wurden auch an Stationen in Dänemark, den Niederlanden und in Schweden Erhöhungen der ^{137}Cs -Aktivitätskonzentration in der Luft beobachtet. Die Werte entsprechen in etwa den in Norddeutschland ermittelten Aktivitätskonzentrationen. In Frankreich und Finnland wurden keine Erhöhungen beobachtet.

Außer ^{137}Cs wurden in den gammaspektrometrischen Analysen keine weiteren künstlichen Radionuklide nachgewiesen. Eine mögliche Ursache für die Erhöhung ist die sogenannte Resuspension von Staub aus den stark mit radioaktivem Cäsium belasteten Gebieten in der Nähe von Tschernobyl. Das dort auf dem Boden abgelagerte bzw. in Pflanzen eingelagerte Cäsium kann z. B. durch dort in dieser Jahreszeit häufiger auftretende Wald- und Moorbrände in die Atmosphäre gelangen und über große Entfernungen transportiert werden. Die Aktivitätskonzentration des Isotops ^{134}Cs , das in den ersten Jahren nach Tschernobyl noch in Luftproben gemessen wurde, ist auf Grund seiner Halbwertszeit von 2,06 Jahren inzwischen so stark abgesunken, dass es in den vorliegenden Proben nicht mehr nachweisbar ist.

Das Fehlen anderer künstlicher Radionuklide zeigt, dass die Ursache für die beobachtete Erhöhung keine Freisetzung aus einem Kernkraftwerk oder einem Kernwaffentest war.

Für den Sammelzeitraum wurden Rückwärtstrajektorien für den norddeutschen Raum gerechnet. Dadurch lassen sich rückwirkend Aussagen über den Transportweg von Luftmassen treffen. Für einige Tage dieses Zeitraums wurde anhand dieser Ergebnisse ein Luftmassentransport aus der Ukraine über die slowakische Republik, Tschechien bzw. Österreich und Teile Ostdeutschlands in nordwestlicher Richtung zugeordnet.

Beobachtungen der letzten Jahre in Braunschweig zeigten, dass bei trockenen Ostwindwetterlagen das Aktivitätsverhältnis $^{137}\text{Cs}/^{40}\text{K}$ auf bis zu 25% anstieg, wenn höher kontaminierter Bodestaub aus Osteuropa nach Norddeutschland verfrachtet wurde. Der in Braunschweig beobachtete Anstieg des Aktivitätsverhältnisses $^{137}\text{Cs}/^{40}\text{K}$ auf 46% in der 35. Kalenderwoche 2002 bestätigt das Ergebnis der Trajektorienanalyse.

Die über Deutschland gemessene ^{137}Cs -Aktivitätskonzentration in der Luft war so gering, dass sich weder durch die Inhalation der Luft, noch durch eine mögliche Ablagerung auf dem Boden und auf Pflanzen eine nachweisbare Erhöhung der Strahlenexposition für die Bevölkerung ergibt. Rechnerisch ergibt sich ein Beitrag von weniger als einem Millionstel zur natürlichen Strahlenbelastung von 2,1 mSv pro Jahr.

Dieses Beispiel belegt, dass mit Hilfe der Spurenanalyse auch kurzzeitige Änderungen der Aktivitätskonzentrationen von Radionukliden in der Luft auf niedrigstem Aktivitätsniveau zuverlässig verfolgt werden können. Die Zusammenarbeit der deutschen und auch der europäischen Spurenmessstellen ermöglicht eine großräumige Lagedarstellung. Dies erleichtert die Identifizierung und Lokalisierung möglicher Ursachen für eine Erhöhung und erlaubt Aussagen über die Ausbreitung der Aktivität in der Umwelt.

Literatur

- [1] Wershofen, H. und Arnold, D.: Radionuclides in Ground-level Air in Braunschweig - Report of the PTB Trace Survey Station for 1998 to 2003, PTB-Bericht in Vorbereitung

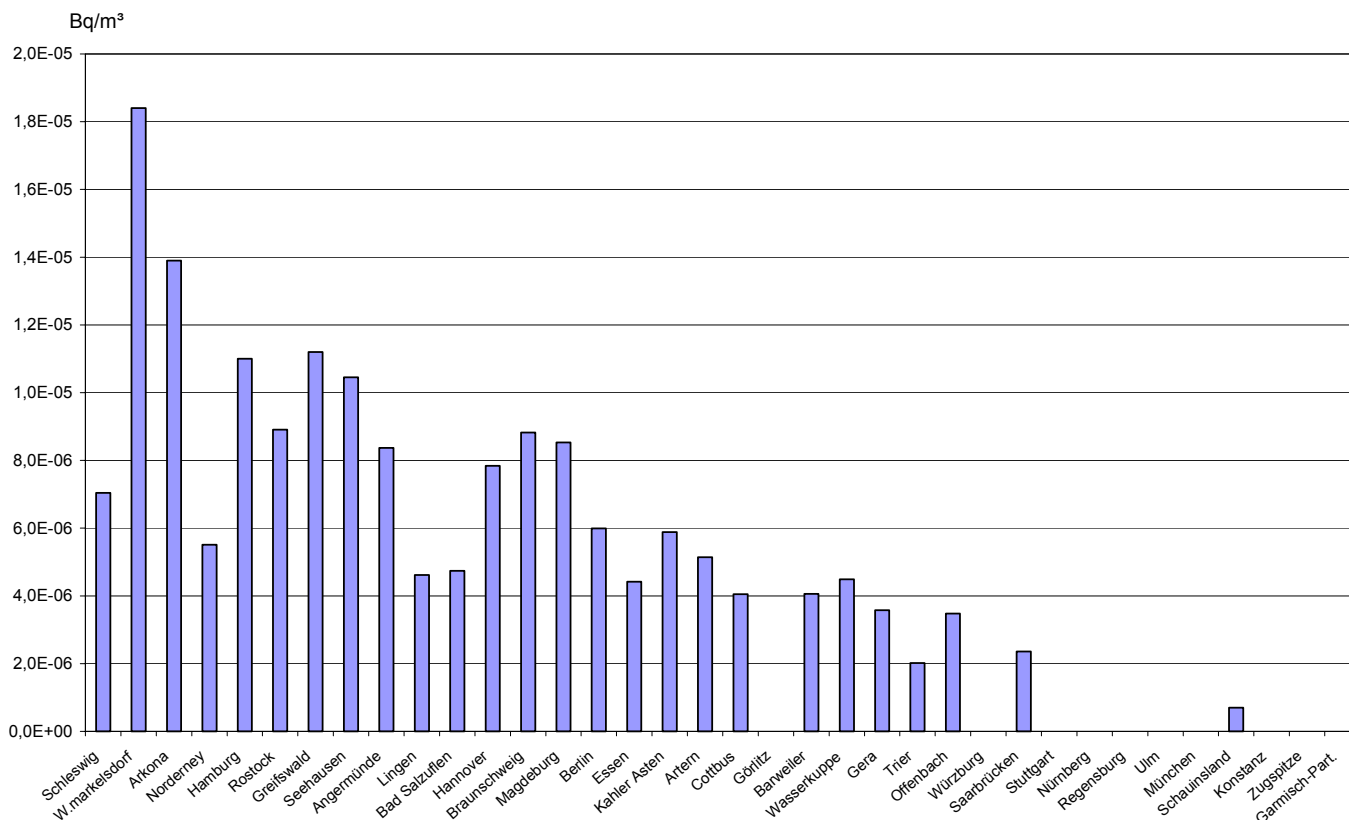


Abbildung 8.2:

Wochenmittel der 35. KW 2002 der Aktivitätskonzentration von ^{137}Cs in der bodennahen Luft an den Messstationen des DWD, der PTB in Braunschweig und des BfS (Schauinsland)

9

RADIOAKTIVE STOFFE IN BINNENGEWÄSSERN

Bearbeitet von der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), Koblenz (G. Dersch, W.J. Krause)

Zur Radioaktivität in Binnengewässern tragen natürliche wie künstliche Radionuklide bei. Die Überwachung der Gewässer auf radioaktive Stoffe gilt insbesondere den künstlichen Radionukliden und ihren möglichen Auswirkungen und Veränderungen. Die entsprechenden Überwachungsprogramme basieren auf dem Strahlenschutzvorsorgegesetz (StrVG) und der Strahlenschutzverordnung (StrlSchV). Nach dem StrVG obliegt die großräumige Überwachung der Binnengewässer sowohl der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), die für die Bundeswasserstraßen zuständig ist, als auch den Ländern, die die übrigen Binnengewässer überwachen. Die Überwachung der aquatischen Umgebung von kerntechnischen Anlagen nach der StrlSchV und der Richtlinie zur Emissions- und Immissionsüberwachung kerntechnischer Anlagen (REI) erfolgt durch die amtlichen Messstellen der Länder.

In Binnengewässern wird die Radioaktivität in den Kompartimenten Oberflächenwasser, Schwebstoff und Sediment ermittelt. Mit den dynamischen Kom-

partimenten Oberflächenwasser und Schwebstoff können Einträge und Veränderungen radioaktiver Kontaminationen relativ kurzzeitig und empfindlich erfasst werden. Bei Fließgewässern ist zu beachten, dass Radionuklide - in gelöster Form oder partikulär gebunden - mit Wasser bzw. Schwebstoffen über weite Strecken verfrachtet werden können. Schwebstoffe sedimentieren bevorzugt in Stillwasserbereichen, wie sie z.B. Häfen, Buhnenfelder, Altarme, Stauhaltungen und Uferböschungen darstellen, und können dort zu einer Kontamination des Sediments führen. Die Sedimente sind als das eigentliche Langzeitspeichermedium zu betrachten; hier lassen sich die langfristigen Auswirkungen radioaktiver Kontaminationen aufzeigen. Eine spätere Weiterverfrachtung bereits abgelagerter Radionuklide infolge Resuspension von Sedimenten - beispielsweise bei Hochwasserereignissen - ist möglich und kann u. a. über Schwebstoffmessungen entsprechend verfolgt werden (Abbildung 9.1).

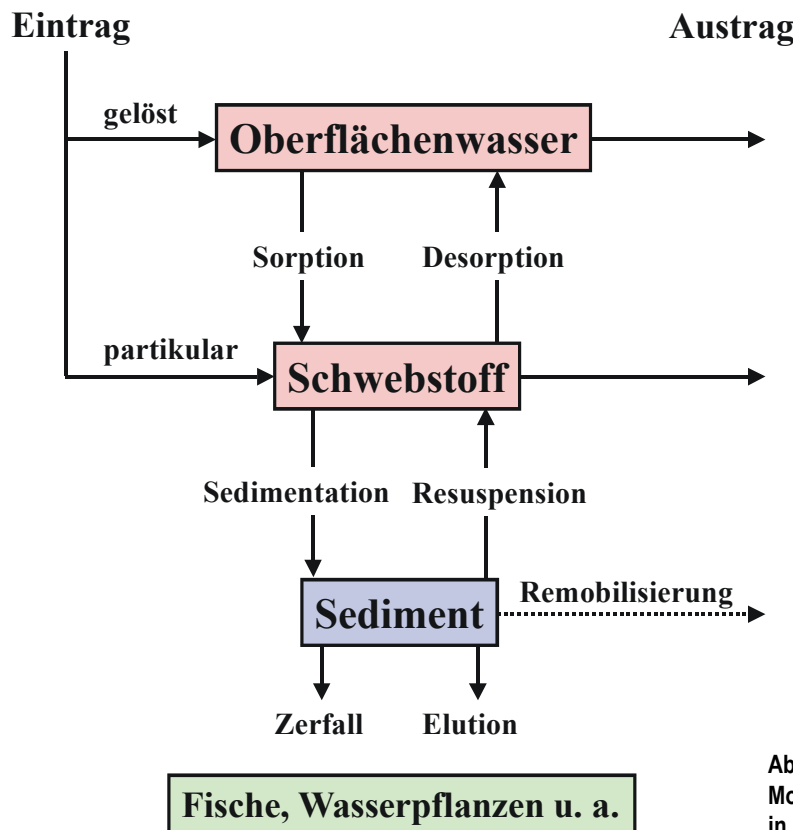


Abbildung 9.1:
Modell zum Verhalten von Radionukliden
in Fließgewässern



Radioaktivitätsmessstation Terborg/Ems. Warnstelle und Probennahmegeräte für Wasser und Schwebstoff sind auf diesem Pegelturm installiert

Bei den in Binnengewässern eingetragenen künstlichen Radionukliden handelt es sich im wesentlichen um ^3H , ^{90}Sr und ^{137}Cs . ^3H stammt, neben einem natürlichen Anteil, aus dem Fallout der Kernwaffenversuche der 50er und 60er Jahre sowie aus Ableitungen kerntechnischer Anlagen und Isotopen verarbeitender Betriebe. Die langlebigen Spaltprodukte ^{90}Sr und ^{137}Cs wurden hauptsächlich durch den Fallout der atmosphärischen Kernwaffenversuche und als Folge des Reaktorunfalls von Tschernobyl in 1986 (insbesondere ^{137}Cs) in die Gewässer eingetragen. In geringerem Umfang treten die Aktivierungsprodukte ^{58}Co und ^{60}Co aus kerntechnischen Anlagen sowie das vergleichsweise kurzlebige ^{131}I aus meist nuklearmedizinischen Anwendungen auf.

Eine Bewertung der 2002 und 2003 erhaltenen Messergebnisse ergibt für den radiologischen Gütezustand der Binnengewässer folgendes Bild:

Oberflächenwasser wies ^3H -Gehalte im Jahresmittel überwiegend unterhalb der im Routinemessprogramm geforderten Nachweisgrenze von 10 Bq/l auf. Selbst in Vorflutern, in die ^3H aus kerntechnischen Anlagen abgeleitet wurde, wurden im Fernbereich der Emittenten nur geringfügig höhere Jahresmittelwerte bis ca. 30 Bq/l erhalten (Abbildung 9.2). Die mittleren Gehalte von ^{90}Sr und ^{137}Cs lagen meist unter 0,01 Bq/l und damit ebenfalls unter den geforder-

ten Nachweisgrenzen (Abbildung 9.3). Die von kerntechnischen Anlagen eingeleiteten anlagenspezifischen Spalt- und Aktivierungsprodukte – außer ^3H – waren im Fernbereich der Emittenten im Allgemeinen nicht mehr nachweisbar. Lediglich im Küstenbereich der Ems konnte ^{60}Co bis 0,01 Bq/l bestimmt werden. ^{131}I trat sporadisch auf mit Einzelwerten bis 0,1 Bq/l. Die Bestimmungen der Gesamt-Alpha-Aktivität bzw. von ^{234}U , ^{235}U und ^{238}U ergaben durchweg Werte, die dem natürlichen Urangehalt der Binnengewässer entsprechen: für ^{238}U beispielsweise schwankten die Werte regional zwischen unter 0,001 und 0,1 Bq/l.

In den Kompartimenten **Schwebstoff** und **Sediment** ist von der Vielzahl der nach dem Reaktorunfall in die Binnengewässer eingetragenen Radionuklide nur noch das langlebige ^{137}Cs von Bedeutung. Die mittleren Gehalte betragen hier bis 100, überwiegend aber weniger als 50 Bq/kg TM (Abbildungen 9.5 u. 9.7). Höhere ^{137}Cs -Gehalte mit teilweise über 300 Bq/kg TM im Mittel wurden wiederum in einigen Seen gemessen: z.B. Schwebstoffe aus dem Starnberger See und dem Steinhuder Meer sowie Sedimente aus dem Schaalsee (Schleswig-Holstein) und dem Schollener See (Sachsen-Anhalt). ^{58}Co und ^{60}Co waren in Schwebstoffen und Sedimenten aus Rhein, Mosel, Ems, Jadebusen, Weser, Elbe und Eider in geringen mittleren Gehalten von unter 3 Bq/kg TM nachweisbar und unterschritten damit

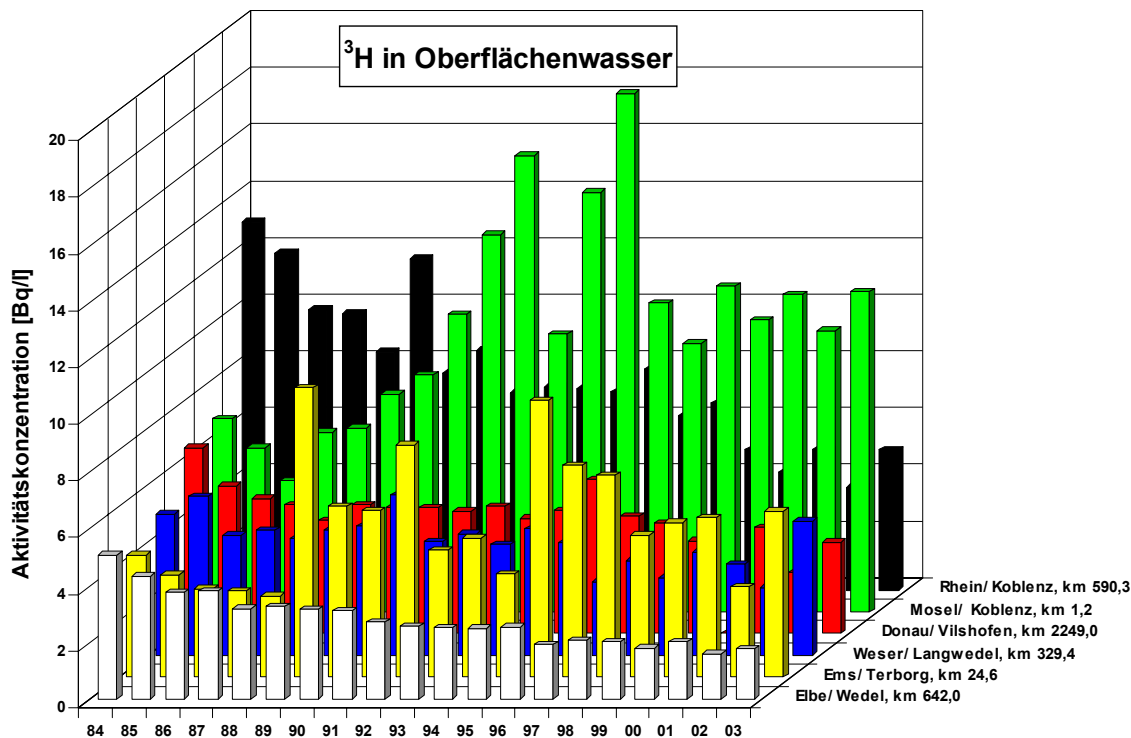


Abbildung 9.2:
Aktivitätskonzentration von Tritium in ausgewählten Binnengewässern (Jahresmittelwerte)

die geforderte Nachweisgrenzen des Routinemessprogramms zum StrVG von 5 Bq/kg TM (Abbildungen 9.4 u. 9.6). Nur in Einzelfällen wurden an unmittelbar am Auslaufbauwerk von kerntechnischen Anlagen entnommenen Sedimentproben leicht erhöhte mittlere Werte an ^{60}Co bis 30 Bq/kg TM bestimmt, die jedoch schon bei in kurzer Entfernung genommenen Proben wieder zurückgingen. Wiederum sporadisch konnte das kurzlebige ^{131}I in Einzelgehalten bis 150 Bq/kg TM insbesondere in Schwebstoffen verschiedener Vorfluter gemessen werden.

Radioaktive Stoffe bzw. die von ihnen ausgehende Strahlung können auf verschiedenste Weise zum Menschen gelangen und eine innere oder äußere Strahlenexposition bewirken. Im Folgenden sollen beispielhaft für die im aquatischen Bereich sensitiven Expositionspfade – „Trinkwasser“ und „Aufenthalt auf Sediment (hier: Spülfelder)“ – effektive Strahldosen abgeschätzt werden.

Legt man für zur Trinkwassergewinnung genutzte Flussabschnitte ^3H -Gehalte von 5 Bq/l sowie ^{90}Sr - und ^{137}Cs -Gehalte von je 0,01 Bq/l zugrunde, so kann der auf dem Expositionspfad „Trinkwasser“ hypothetisch zu erwartende Beitrag zur effektiven Do-

sis für Erwachsene (> 17 a; 350 l Jahreskonsum von unaufbereitetem Wasser) zu ca. 0,21 $\mu\text{Sv/a}$ abgeschätzt werden. Für Kleinkinder (≤ 1 a; 170 l Jahreskonsum) beträgt die Dosis hier ca. 0,54 $\mu\text{Sv/a}$. Allein der auf das natürliche Radionuklid ^{40}K für einen typischen Gehalt von 0,4 Bq/l zu erwartende Dosisbeitrag liegt mit ca. 0,87 bzw. 4,2 $\mu\text{Sv/a}$ fast eine Größenordnung höher. Zum Vergleich: Der Dosisgrenzwert nach § 47 der StrlSchV für Ableitungen aus kerntechnischen Anlagen beträgt 300 $\mu\text{Sv/a}$.

Mittlere Gehalte an ^{137}Cs von 109 Bq/kg TM konnten an Sedimentproben aus der Donau in 2003 gemessen werden. Für den Fall, dass hier aus verkehrswasserwirtschaftlichen Gründen Sohlenmaterial gebaggert und an Land gelagert werden muss, kann die auf dem Expositionspfad „Aufenthalt auf Spülfeldern“ zu erwartende effektive Dosis für Erwachsene (> 17 a; Aufenthaltsdauer 1000 h/a) auf ca. 12 $\mu\text{Sv/a}$ abgeschätzt werden. Allein die auf die natürlichen Radionuklide ^{40}K , ^{232}Th und ^{238}U zurückgehende Dosis liegt mit ca. 35 $\mu\text{Sv/a}$ für typische Gehalte deutlich höher. In direkt an Auslaufbauwerken kerntechnischer Anlagen entnommenen Sedimenten wurde in 2003 ^{60}Co mit bis 30 Bq/kg TM im Einzelfall

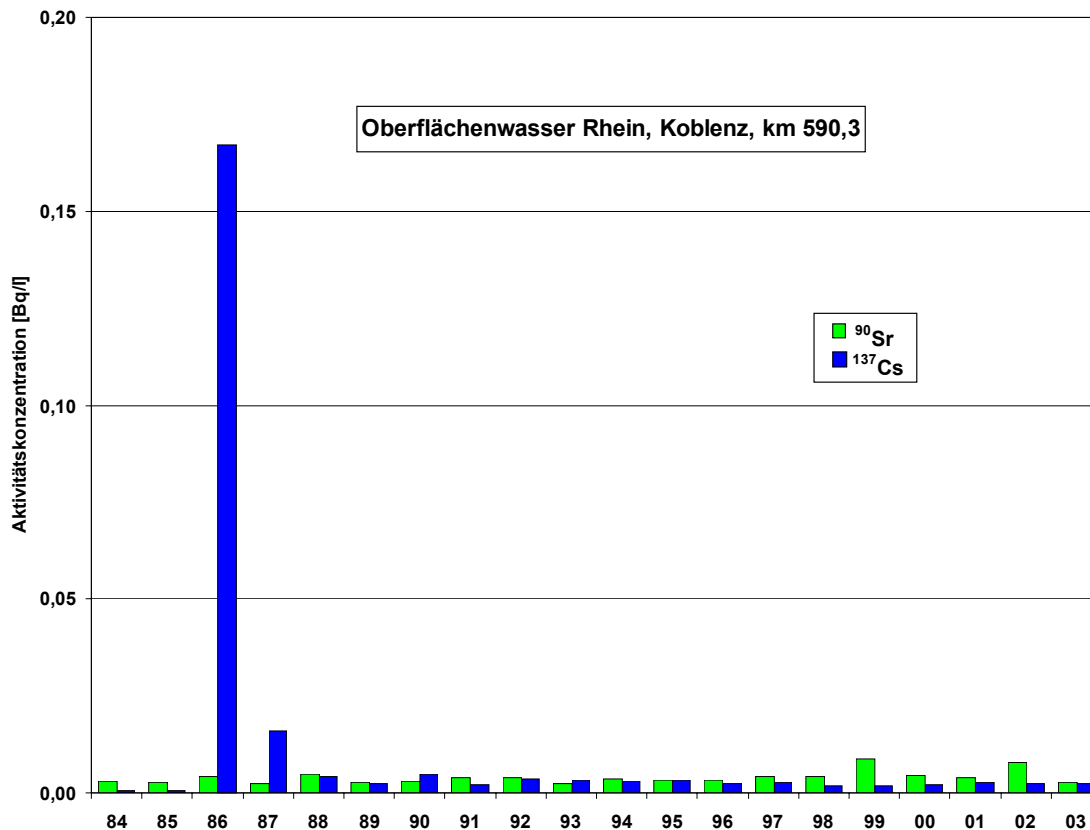


Abbildung 9.3:
Aktivitätskonzentration von ^{90}Sr und ^{137}Cs im Rhein (Jahresmittelwerte)

bestimmt. In diesem Fall würde die effektive Dosis mit den gleichen Annahmen anteilig ca. $10 \mu\text{Sv/a}$ betragen und der Dosisgrenzwert nach § 47 StrlSchV ebenfalls deutlich unterschritten.

Der radiologische Gütezustand der Binnengewässer unterlag im Zeitraum von 2002 bis 2003 keinen signifikanten Veränderungen. Die Schwankungen können – vom radioaktivem Zerfall abgesehen – mit den in Gewässern ablaufenden Dispersions-, Sedimentations- und Resuspensionsprozessen erklärt werden, die zu inhomogenen Verteilungen der radioaktiven Stoffe in den Kompartimenten der Gewässern führen können. Bei Radionukliden, die aus kerntechnischen Anlagen und nuklearmedizinischen Anwendungen stammen, ist zudem zu berücksichtigen, dass diese

meist intermittierend in die Vorfluter eingeleitet werden.

Bezüglich der radiologischen Auswirkungen zeigt sich – wie in anderen Umweltbereichen auch –, dass die natürlichen Radionuklide im Vergleich zu den künstlichen Radionukliden den wesentlichen Anteil zur Strahlendosis beitragen. Der Dosisanteil der künstlichen Radionuklide geht heute in erster Linie auf die Radionuklide ^{90}Sr und ^{137}Cs zurück, die über den Fallout der Kernwaffenversuche und des Reaktorunfalls von Tschernobyl in die Gewässer gelangten. Demgegenüber sind die Auswirkungen von Radionukliden infolge von Ableitungen aus kerntechnischen Anlagen praktisch vernachlässigbar.

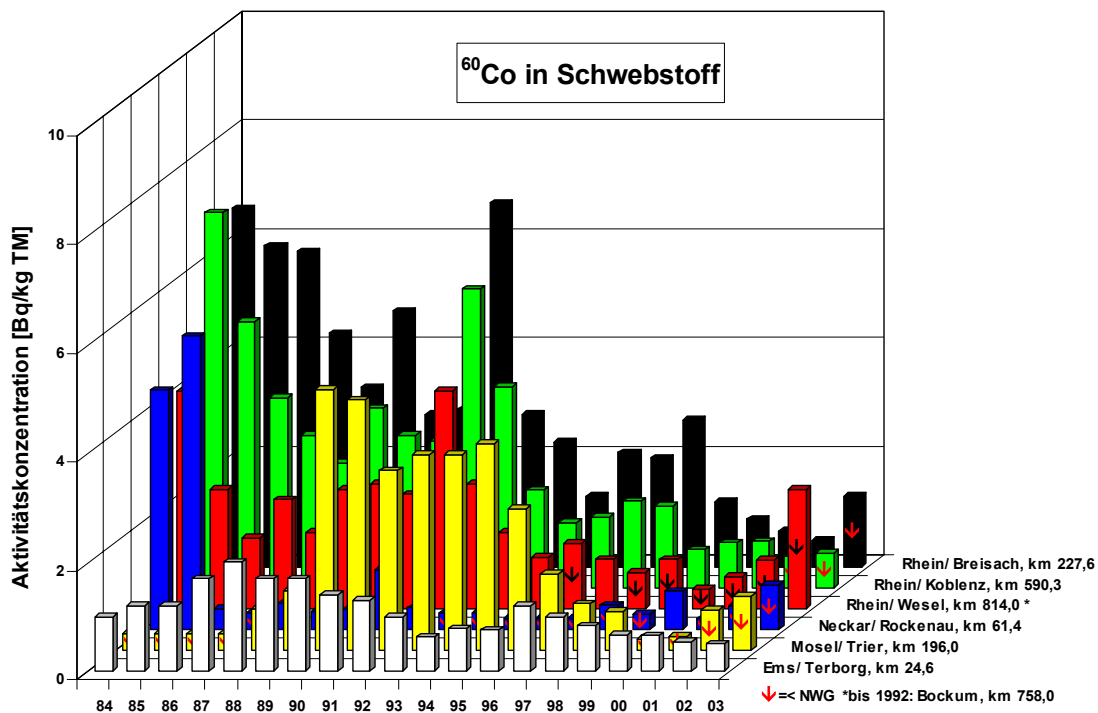


Abbildung 9.4:
 Aktivitätskonzentration von ⁶⁰Co in Schwebstoffproben ausgewählter Binnengewässer (Jahresmittelwerte)

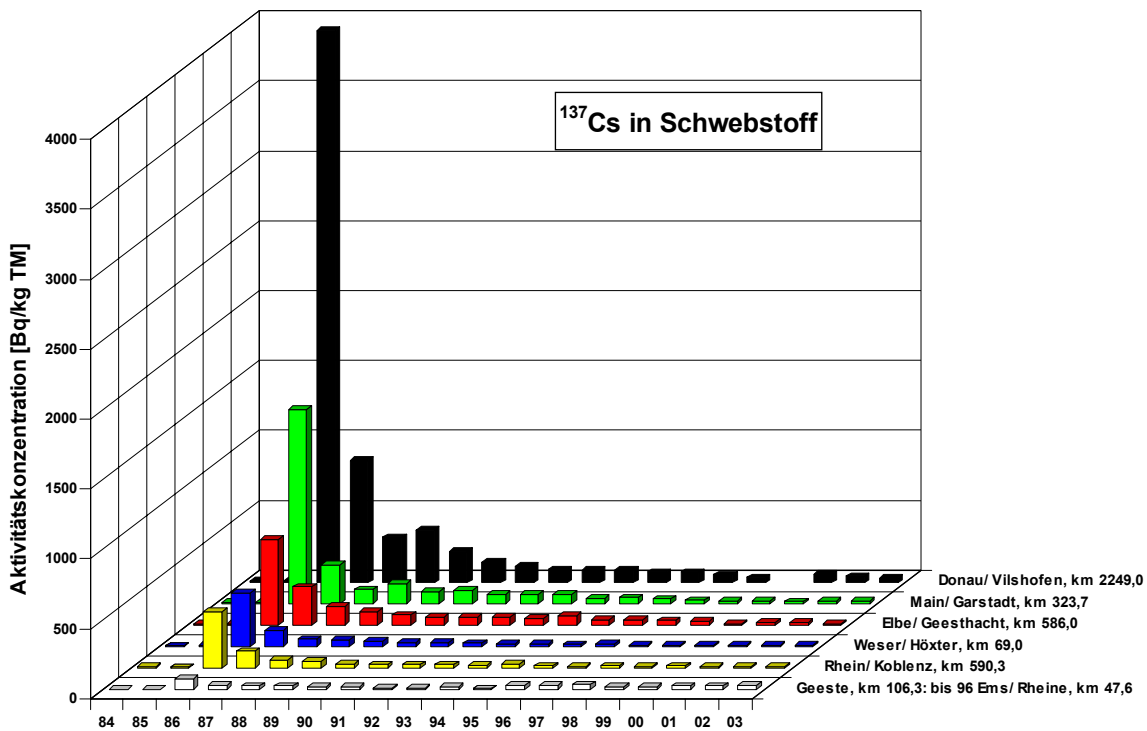


Abbildung 9.5:
 Aktivitätskonzentration von ¹³⁷Cs in Schwebstoffproben ausgewählter Binnengewässer (Jahresmittelwerte)

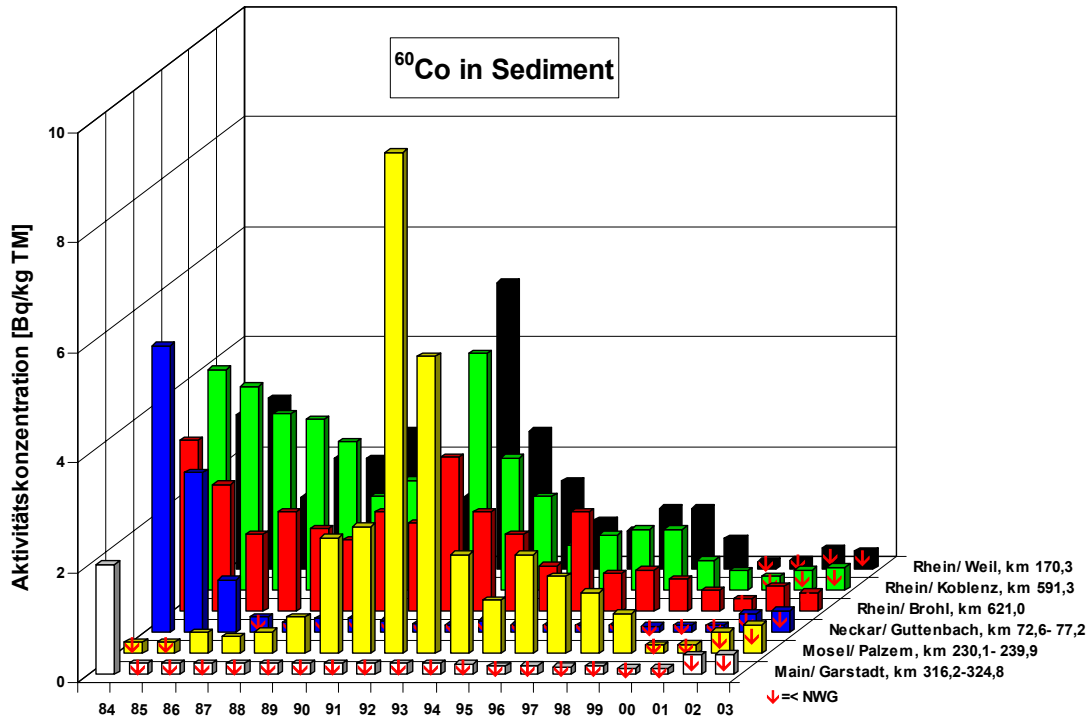


Abbildung 9.6:
 Aktivitätskonzentration von ^{60}Co in Sedimentproben ausgewählter Binnengewässer (Jahresmittelwerte)

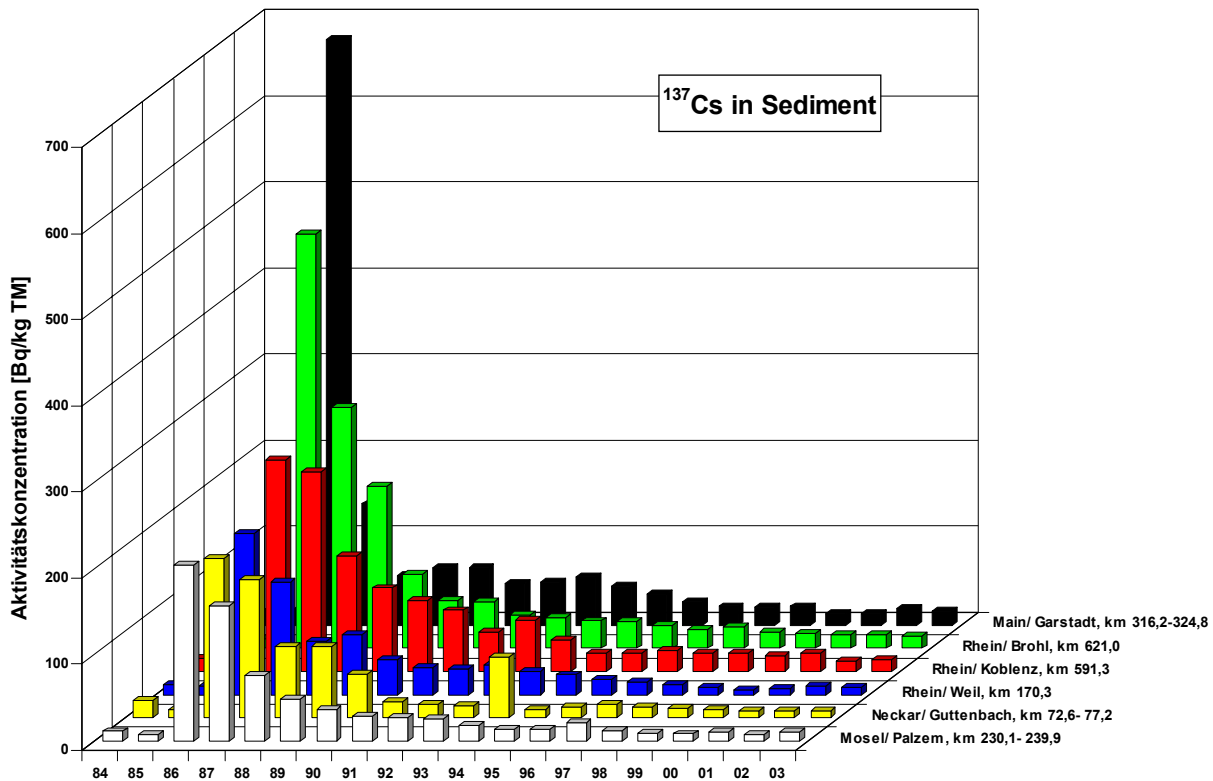


Abbildung 9.7:
 Aktivitätskonzentration von ^{137}Cs in Sedimentproben ausgewählter Binnengewässer (Jahresmittelwerte)

10 RADIOAKTIVE STOFFE IN TRINK- UND GRUNDWASSER

Bearbeitet vom Bundesamt für Strahlenschutz,
Fachbereich Strahlenschutz und Umwelt, Berlin (H. Viertel, Th. Bünger, D. Obrikat)

Überwachung nach StrVG und REI

Von den amtlichen Messstellen der Länder für die Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt werden das Trinkwasser und das Grundwasser

- nach dem Routinemessprogramm im Rahmen des Integrierten Mess- und Informationssystems (IMIS) nach dem Strahlenschutzvorsorgegesetz (StrVG)

und

- im Rahmen der Umgebungsüberwachung nach der Richtlinie zur Emissions- und Immissionsüberwachung kerntechnischer Anlagen (REI)

regelmäßig überwacht.

Bezüglich der Vorgänge, die zur Kontamination des Trinkwassers durch künstliche sowie in der Atmosphäre enthaltene natürlichen radioaktive Stoffe führen, wird auf den Vorbericht [1] verwiesen.

Die im Trinkwasser in den Jahren 2002 und 2003 nachgewiesenen Radionuklide sind hauptsächlich natürlichen Ursprungs, wie z.B. ^{40}K und ^{238}U . Künstliche Nuklide, wie z.B. ^{137}Cs und ^{90}Sr , treten nur bei nicht oder wenig geschützten Rohwässern (unbehandelte Wässer, die einer Anlage zur Trinkwasseraufbereitung zufließen) und nur in sehr geringer Konzentration auf.

In den Tabellen 11.1 und 11.2 sind die Anzahl der Messwerte, die Anzahl der Werte unterhalb der Nachweisgrenze, die tatsächlich bestimmten Minimal- und Maximalwerte sowie die Medianwerte des Gehaltes an radioaktiven Stoffen im Trinkwasser und Grundwasser in den Ländern der Bundesrepublik Deutschland für die Jahre 2002 und 2003 zusammengefasst. Zum Vergleich sind auch die Messwerte des natürlichen Radionuklids ^{40}K in den Tabellen aufgeführt.

Die Zusammenstellung der Trinkwasser-Werte zeigt, dass mehr als 95% der Messwerte für ^{137}Cs unterhalb der bei den Messungen erreichten Nachweisgrenzen liegen, die im Wesentlichen vom Volumen des zur Messung aufbereiteten Wassers abhängen. Als Mindestnachweisgrenze werden im Messprogramm für den Normalbetrieb (Routinemessprogramm) 10 mBq/l gefordert; die für ^{137}Cs ermittelten Messwerte lagen im Jahr 2002 im Bereich von 0,42 bis 100 mBq/l und im Jahr 2003 von 0,085 bis 20 mBq/l. Bei den Maximalwerten handelt es sich um

Trinkwässer, die aus Oberflächengewässern (z.B. aus Talsperren) gewonnen wurden. ^{90}Sr , hauptsächlich aus dem Fallout der Kernwaffenversuche, konnte in Konzentrationen oberhalb der Nachweisgrenzen in etwa 50% der Trinkwasserproben nachgewiesen werden, der Maximalwert lag im Jahr 2002 bei 8,0 mBq/l und im Jahr 2003 bei 10 mBq/l.

Die Messwerte für die Gesamt-Alpha-Konzentration sind auf Radionuklide zurückzuführen, die größtenteils natürlichen Ursprungs sind.

Die Maximalwerte der Tritium-Konzentration (2002: 78 Bq/l, 2003: 44 Bq/l) wurden im Rahmen der Umgebungsüberwachung bei kerntechnischen Anlagen ermittelt. Diese Werte stammen aus Einzelwasserversorgungen in der Nähe eines Altrheinarms, der in der Fließrichtung von Grund- und Oberflächenwasser aus dem Bereich des Forschungszentrums Karlsruhe liegt. Selbst unter der Annahme, dass der gesamte Trinkwasserbedarf mit Wasser aus den Einzelwasserversorgungen gedeckt würde, ergäbe sich nur eine unwesentliche Erhöhung der Strahlenexposition für die betroffenen Personen gegenüber der natürlichen Strahlenexposition. Das Trinkwasser aus öffentlichen Wasserversorgungen in den Ortschaften in der Umgebung des Forschungszentrums weist lediglich Tritiumkonzentrationen bis zu 10 Bq/l auf.

Im **Grundwasser** liegen immer mehr Messwerte für ^{137}Cs unterhalb der bei den Messungen erreichten Nachweisgrenzen (Tabelle 10.2). Die tatsächlich gemessenen Werte reichen im Jahr 2002 von 0,29 bis 8,3 mBq/l und 2003 von 1,0 bis 9,8 mBq/l. Hier stammen die höchsten Werte aus Beobachtungsbrunnen für oberflächennahes Grundwasser.

Die höchsten Messwerte für die Gesamt-Alpha- und Rest-Beta-Konzentrationen wurden im Rahmen der Umgebungsüberwachung auf dem Gelände der Hanauer Nuklearbetriebe in Hessen ermittelt.

Der Bereich der Tritium-Messwerte liegt im Jahr 2002 bei 0,51 bis 280 Bq/l (Median: < 9,0 Bq/l) und 2003 bei 0,71 bis 190 Bq/l (Median: < 6,3 Bq/l). Die höchsten Werte wurden an Probenentnahmestellen für oberflächennahes Grundwasser auf dem Gelände des Freilagers für radioaktive Abfälle (Kontrollbereich) des VKTA-Rossendorf festgestellt. Bei diesen Stichproben wurde im Jahr 2002 darüber hinaus ^{60}Co in Konzentrationen bis zu 320 mBq/l, und im

Tabelle 10.1:
Überwachung von Trinkwasser in der Bundesrepublik Deutschland in den Jahren 2002 und 2003

Nuklid	Gesamtzahl	<NWG ¹⁾	Minimalwert	Maximalwert	Median
2002 (mBq/l)					
⁴⁰ K	350	210	14	1200	< 150
¹³⁷ Cs	350	333	0,42	100	< 6,3
³ H	106	77	790	78000	< 5500
⁹⁰ Sr	116	61	0,31	8,0	4,0
G-Alpha	4	1	65	86	82
2003 (mBq/l)					
⁴⁰ K	327	184	9,5	27000	< 150
¹³⁷ Cs	345	329	0,085	20	< 7,0
³ H	93	71	820	44000	< 5700
⁹⁰ Sr	111	62	0,28	10	4,0
G-Alpha	2	0	48	56	52

¹⁾ als Mindestnachweisgrenze dieser Nuklide im Trinkwasser werden im Messprogramm für den Normalbetrieb (Routinemessprogramm) 0,01 Bq/l gefordert

Jahr 2003 bis 300 mBq/l ermittelt.

Diese Grundwasserwerte sind auf eine Kontamination des Untergrunds auf dem Betriebsgelände infolge von Leckagen an (inzwischen nicht mehr betriebenen) Beton-Abklingbecken für kontaminierte Wässer zurückzuführen. Im Vergleich zu den Vorjahren hat die Grundwasserkontamination offensichtlich auf Grund von Verdünnungseffekten abgenommen.

Eine Strahlenexposition der Bevölkerung durch

künstliche radioaktive Stoffe auf dem Wege über das Trinkwasser ist sehr niedrig und kann gegenüber der Strahlenexposition, die durch natürliche Radionuklide verursacht wird, vernachlässigt werden. Legt man die Maximalwerte für ¹³⁷Cs und ⁹⁰Sr zugrunde, ergeben sich bei einem angenommenen jährlichen Trinkwasserverzehr von 700 Liter für den Erwachsenen Ingestionsdosen von 0,00018 bzw. 0,00020 Millisievert pro Jahr.

Tabelle 10.2:
Überwachung von Grundwasser in der Bundesrepublik Deutschland in den Jahren 2002 und 2003

Nuklid	Gesamtzahl	<NWG ¹⁾	Minimalwerte	Maximalwerte	Mediane
2002 (mBq/l)					
⁴⁰ K	537	129	11	1700	< 200
⁶⁰ Co	537	520	13	320	< 20
¹³⁷ Cs	537	533	0,29	8,3	< 16
³ H	416	325	510	280000	< 9000
⁹⁰ Sr	104	61	0,51	14	2,7
R-Beta	24	24			< 100
G-Alpha	163	45	24	3900	< 200
2003 (mBq/l)					
⁴⁰ K	471	125	11	5000	< 180
⁶⁰ Co	471	465	7,6	300	< 20
¹³⁷ Cs	471	356	1,0	9,8	< 15
³ H	393	337	710	190000	< 6300
⁹⁰ Sr	95	51	0,60	17	3,7
R-Beta	24	24			< 100
G-Alpha	39	23	20	120	< 80

¹⁾ als Mindestnachweisgrenze dieser Nuklide im Grundwasser werden im Messprogramm für den Normalbetrieb (Routinemessprogramm) 0,01 Bq/l gefordert

Trinkwassermessprogramm des BfS

Natürliche Wässer wie Grund-, Quell- und Oberflächenwässer enthalten neben Mineralien in Spuren stets auch natürliche radioaktive Stoffe. Die Radionuklidzusammensetzung kann sehr verschieden sein. Sie ist abhängig von der Art des genutzten Wasservorkommens, den örtlichen hydrogeologischen Gegebenheiten und den unterschiedlichen Gehalten der Untergrundgesteine an Uran und Thorium. Die Aktivitätskonzentrationen der in Trinkwässern enthaltenen natürlichen Radionuklide der radioaktiven Uran- und Thorium-Zerfallsreihen, wie z.B. ^{222}Rn , ^{238}U , ^{235}U , ^{234}U , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb und ^{210}Po variieren in weiten Grenzen. Aus früheren Untersuchungen ist bekannt, dass höhere Radioaktivitätswerte oftmals in Wässern aus granitisch geprägten Gebieten auftreten.

Die durch den Trinkwasserverzehr verursachte Ingestionsdosis wird – wie oben bereits festgestellt – im Wesentlichen nur durch natürliche Radionuklide bestimmt. Nach der auf der Grundlage der EU-Trinkwasserrichtlinie neugefassten deutschen Trinkwasserverordnung vom 21. Mai 2001 sind in Zukunft folgende neu eingeführte Indikatorparameter für die Radioaktivität zu überwachen (TrinkwV 2001 §7 in Verbindung mit Anlage 3, lfd. Nr. 19 und 20): Tritium 100 Bq/l, Gesamtrichtdosis 0,1 mSv/Jahr.

In einem Schreiben des BMGS an die für Trinkwasser zuständigen obersten Länderbehörden wird jedoch mitgeteilt, dass die Überwachung dieser neu eingeführten radioaktivitätsbezogenen Parameter vorerst einer überprüfaren Grundlage entbehrt, da die Beschlüsse der EU über die Kontrollhäufigkeit, die Kontrollmethoden und die relevantesten Überwachungsstandorte noch nicht gefasst sind.

Der Indikatorparameter Gesamtrichtdosis (total indicative dose) ist im Sinne der EU-Trinkwasserrichtlinie in Anlehnung an die im Strahlenschutz gebräuchliche Ingestionsdosis als rechnerische Größe ein Parameter für die Qualität des Trinkwassers, wobei alle

dosisrelevanten künstlichen und natürlichen Radionuklide zu berücksichtigen sind, nicht jedoch ^{40}K , Radon und Radonfolgeprodukte.

Im Hinblick auf die Erarbeitung geeigneter Mess- und Berechnungsverfahren zur Bestimmung des Indikatorparameters „Gesamtrichtdosis“ hat das BMU mit Erlässen vom 03. Juli 2002 und 10. Juli 2003 das BfS mit der Durchführung repräsentativer Messungen des Gehaltes an natürlichen Radionukliden im Trinkwasser beauftragt, um auf dieser Grundlage eine Bewertung der Strahlenexposition der Bevölkerung in der Bundesrepublik Deutschland durch den Konsum von Trinkwasser zu ermöglichen.

Die Federführung dieses Messprogramms liegt in Fortsetzung früherer Arbeiten zu dieser Thematik bei der Leitstelle für die Überwachung der Radioaktivität in Trinkwasser, Grundwasser, Abwasser, Klärschlamm, Reststoffen und Abfällen des BfS. Seit September 2003 wurden in etwa 200 Wasserwerken bzw. Wasserversorgungsanlagen, u.a. in Sachsen, Thüringen, Sachsen-Anhalt, Berlin, Brandenburg, Nordrhein-Westfalen und Bayern insgesamt 339 Proben entnommen und auf die oben genannten natürlichen Radionuklide untersucht. Beprobte wurden stets die in die Versorgungsnetze eingespeisten aufbereiteten Trinkwässer (Reinwässer) und die korrespondierenden, d.h. in den Aufbereitungsprozess eingespeisten, Rohwässer oder – in den Fällen wo keine Aufbereitung stattfindet – die nicht aufbereiteten Trinkwässer.

Die Untersuchungen werden vorerst bis Ende 2005 fortgesetzt. Über nähere Ergebnisse wird im nächsten Leitstellenbericht berichtet werden.

Literatur

- [1] *Bundesamt für Strahlenschutz (Hrsg.): Umwelt-radioaktivität in der Bundesrepublik Deutschland 1998 bis 2001, Daten und Bewertung, BfS-Schrift 27/2003, Salzgitter 2003*

11 RADIOAKTIVE STOFFE IN NORD- UND OSTSEE

Bearbeitet vom Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg und Rostock
(H. Nies, J. Herrmann)

Nord- und Ostsee sind flache Schelfmeere des Atlantischen Ozeans, deren Wassermassentransport und Strömung durch den Nordatlantischen Strom bestimmt wird. Während die Nordsee eine deutliche Gezeitenströmung aufweist, ist die Strömung der Ostsee weitgehend durch meteorologische Bedingungen beeinflusst. Beide Meere unterliegen starken anthropogenen Einflüssen aus den hochbesiedelten Anrainerstaaten. Etliche dieser Anrainer nutzen seit vielen Jahren die Kernenergie. Daher sind künstliche Radionuklide in Nord- und Ostsee aus dieser Nutzung nachzuweisen. Neben den natürlichen Radionukliden in der Meeresumwelt stammen die künstlichen radioaktiven Stoffe in den Meeren aus folgenden Quellen:

- aus dem globalen Fallout der atmosphärischen Kernwaffentests der 50er und 60er Jahre,
- aus den aquatischen Ableitungen der nuklearen Wiederaufbereitungsanlagen in Sellafield (UK) in die Irische See und COGEMA am Cap de la Hague (F) in den Kanal,
- aus dem Fallout nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl im April 1986,
- aus den Ableitungen aus kerntechnischen Anlagen wie Kernkraftwerke und Forschungsreaktoren.

Andere Quellen wie das gesunkene Atom-U-Boot „Komsomolets“ (April 1989) in der Norwegischen See, versenkte schwach-radioaktive Abfälle im Nordostatlantik (bis 1982) oder den arktischen Meeren Barents- und Karasee (bis 1992) und Satellitenabstürze mit nuklearen Energieerzeugern spielen für eine mögliche Belastung von Nord- und Ostsee keine Rolle.

In der **Nordsee** war die Aktivitätskonzentration langlebiger künstlicher Radionuklide über viele Jahre überwiegend durch die kontrollierten und genehmigten Einleitungen radioaktiver Abwässer aus den europäischen Wiederaufbereitungsanlagen La Hague und Sellafield in die Irische See bestimmt. Auf Grund der vorherrschenden Wasserströmungen und des daraus folgenden Wassermassentransportes konnten etliche Radionuklide aus diesen Einleitungen auch nach mehreren Jahren entsprechend der Transportzeit in weit entfernten Gebieten nachgewiesen werden.

In der **Ostsee** dagegen wurde die künstliche Radioaktivität bis zum Unfall im Kernkraftwerk Tschernobyl im Wesentlichen durch den Fallout der atmosphäri-

schen Kernwaffentests der 60er Jahre und den Einstrom durch ^{137}Cs höher kontaminierten, salzreichen Wassers aus der Nordsee bestimmt.

Die Einleitungen aus den Wiederaufbereitungsanlagen La Hague und Sellafield waren in den 70er Jahren erheblich höher. Seit vielen Jahren haben allerdings internationale Anstrengungen dazu geführt, dass die Einleitungen beider Wiederaufbereitungsanlagen auf niedrigem Niveau liegen. Dies führt auch im Wasser der Nordsee zu einer inzwischen sehr geringen Belastung durch künstliche Radionuklide. So nahm bis Ende der 90er Jahre die Aktivitätskonzentration an ^{137}Cs in der mittleren Nordsee mit einer durch die Strömung bedingten Zeitverzögerung von zwei bis drei Jahren kontinuierlich ab. Eine Ausnahme bildet das Tritium. Beide Wiederaufbereitungsanlagen erhöhen seit Jahren ihre Einleitungen von Tritium. Da dieses Radionuklid aber praktisch in Meeresorganismen nicht angereichert wird, ist es für eine Strahlenexposition des Menschen weitgehend irrelevant. Die Anlage Sellafield erhöhte ab 1994 über einige Jahre deutlich die eingeleitete Aktivität von ^{99}Tc , was zu heftigen internationalen Protesten führte. Dies rührt zum Teil daher, dass das sehr langlebige ^{99}Tc ($T_{1/2} = 213000$ Jahre) in oxischem Meerwasser in der chemischen Form als Pertechnetat vorliegt und mit dem Wasser über große Strecken transportiert wird. Es wird darüber hinaus in Hummern und Braunalgen (z.B. Blasentang, Sägezahnentang) sehr stark angereichert.

Nordsee

Das Monitoring der künstlichen Radioaktivität durch das BSH erstreckt sich in der Nordsee seit Jahren schwerpunktmäßig auf die Nuklide Tritium, ^{99}Tc , ^{137}Cs , ^{90}Sr und einige Transurane (^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu und ^{241}Pu ; ^{241}Am und ^{244}Cm). Diese Radionuklide können als radiologisch relevant für eine mögliche Strahlenexposition des Menschen und der Natur angesehen werden.

In Abbildung 11.1 ist der zeitliche Verlauf der ^{137}Cs - und in Abbildung 11.2 der ^{90}Sr -Aktivitätskonzentration an den Positionen der früheren Feuerschiffe „Elbe 1“ und „Borkumriff“ seit 1961 bzw. 1980 dargestellt. Der Fallout von Tschernobyl lässt sich in der Nordsee nicht mehr nachweisen. Lediglich im Skagerrak entlang der norwegischen Küste können noch geringe Spuren aus dieser Quelle im Ausstromwasser aus der Ostsee erfasst werden.

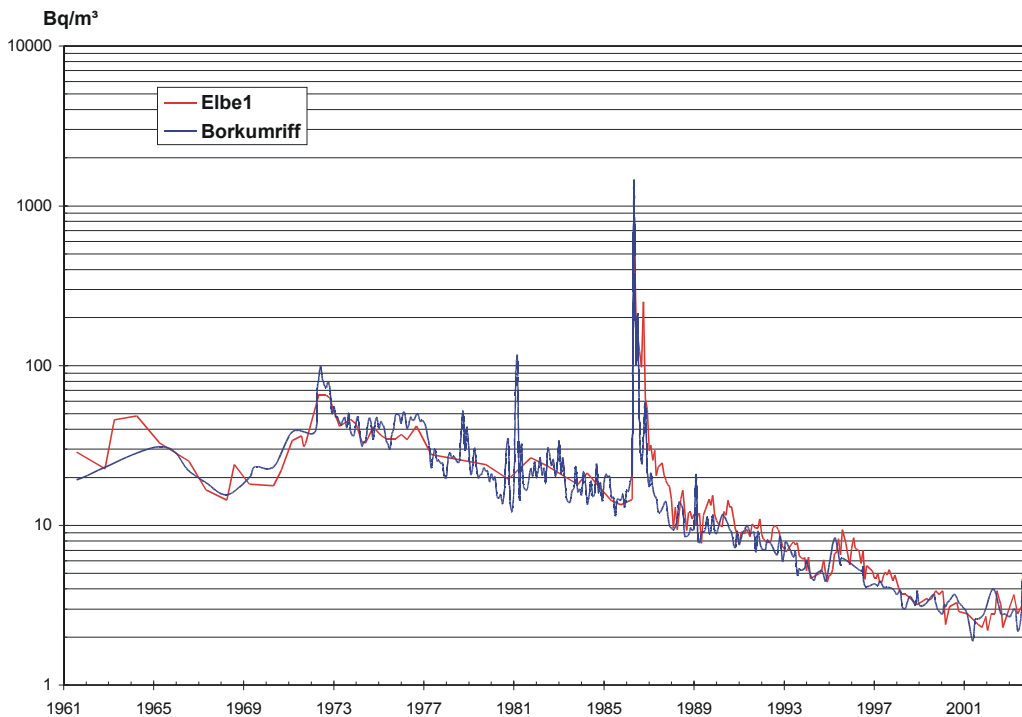


Abbildung 11.1:
Zeitlicher Verlauf der ^{137}Cs -
Aktivitätskonzentration (Bq/m^3) an
den Positionen der ehemaligen
Feuerschiffe „Borkumriff“ und
„Elbe 1“ in der Deutschen Bucht

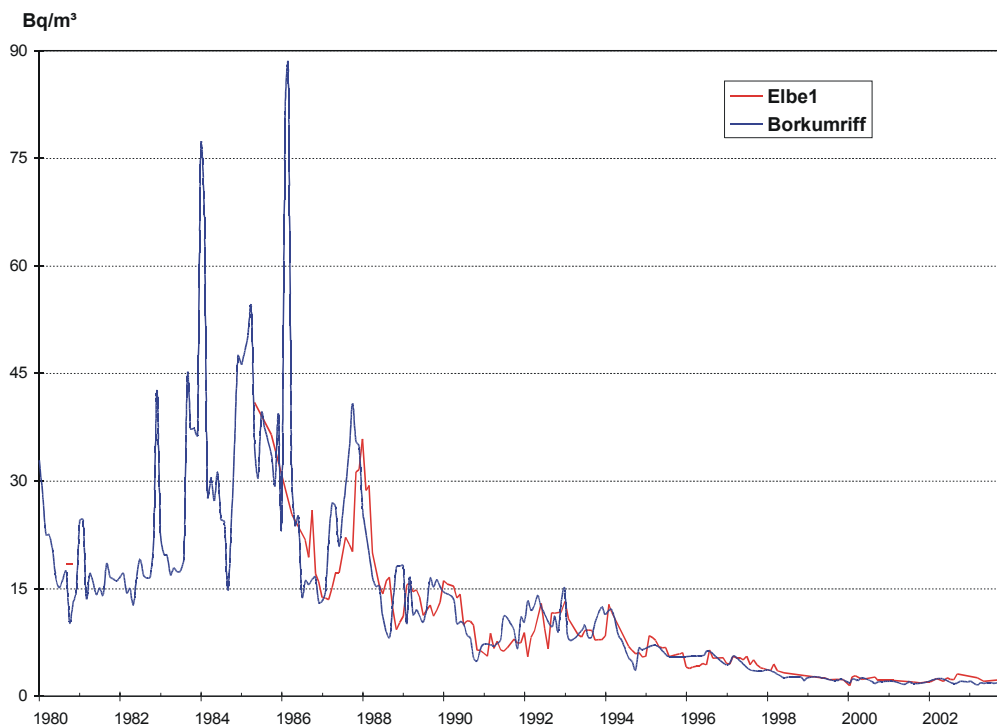


Abbildung 11.2:
Zeitlicher Verlauf der ^{90}Sr -
Aktivitätskonzentration (Bq/m^3) an
den Positionen der ehemaligen
Feuerschiffe „Borkumriff“ und
„Elbe 1“ in der Deutschen Bucht

Die räumliche Verteilung der Aktivitätskonzentrationen von ^{137}Cs in der Deutschen Bucht im September 2003 ist in Abbildung 11.3 dargestellt. In der gesamten Deutschen Bucht wie auch in den anderen Gebieten der Nordsee liegen die Konzentrationen inzwischen auf einem sehr niedrigen Niveau, wobei ein nur noch geringer Hinweis auf die früher hohen Ab-

leitungen aus der Anlage Sellafield in den leicht höheren Werten im Bereich der äußeren Deutschen Bucht zu erkennen ist. Die Werte übersteigen nur noch geringfügig die Fallout-Konzentration des Oberflächenwassers des Atlantischen Ozeans. Ein Teil der nachweisbaren ^{137}Cs -Kontaminationen im Wasser der Nordsee stammt aus inzwischen resus-

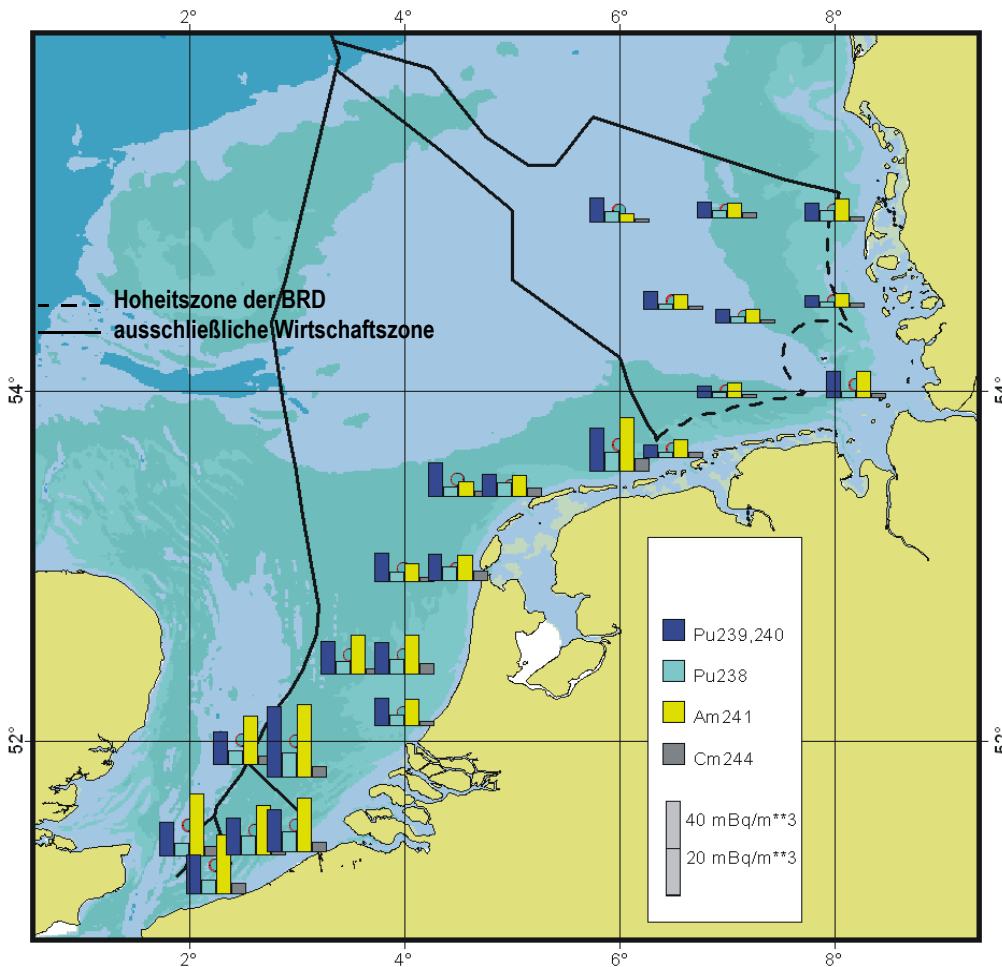


Abbildung 11.4:
Verteilung der Transurane
 $^{239,240}\text{Pu}$, ^{238}Pu und ^{241}Am (mBq/m^3)
 an der Wasseroberfläche der
 südlichen Nordsee und Deutschen
 Bucht Ende 2002

pendiertem Material kontaminierter Sedimente der Irischen See. Das Sediment der Irischen See wurde durch Einleitungen vor allem in den siebziger Jahren stark kontaminiert. Dies gilt in geringerem Maße auch für das Sediment der kontinentalen Küste. Die Resuspension wird sowohl durch natürliche Ereignisse wie Stürme als auch durch menschliche Einflüsse wie Grundnetz- und Baumkurrenfischerei hervorgerufen. ^{134}Cs ist im Wasser der Nordsee nicht mehr nachweisbar (NWG ca. $0,2 \text{ Bq}/\text{m}^3$).

Neben den bisher genannten Radionukliden können auch die Transurane Plutonium und Americium im globalen Fallout und den Ableitungen aus den Wiederaufbereitungsanlagen Sellafield und La Hague nachgewiesen werden. Die Aktivitätsverhältnisse der Transurane sind für ihre verschiedenen Quellen sehr unterschiedlich. So liegt das Verhältnis für $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ im globalen Kernwaffen Fallout bei etwa 0,04, in den Ableitungen der Wiederaufbereitungsanlagen häufig deutlich über 0,5 bis sogar über 1,0. Auch das Verhältnis zwischen ^{241}Am und $^{239,240}\text{Pu}$ ist in den Einleitungen aus den Anlagen Sellafield

und La Hague meist deutlich größer als 0,3, das man im Fallout bestimmt hat. Die Transurane gehören zu den Radionukliden, die sich an Partikel anlagern und dadurch eher im Sediment deponiert werden. Über die Jahre kann man jedoch auch sowohl im Wasser als auch im Sediment in der Deutschen Bucht und anderen Gebieten der Nordsee Aktivitätsverhältnisse finden, die auf eine Kontamination durch die Wiederaufbereitungsanlagen hindeuten. In Abbildung 11.4 ist die räumliche Verteilung der Transurankonzentrationen in der südlichen Nordsee und der Deutschen Bucht dargestellt. Die höchsten Konzentrationen mit Aktivitätsverhältnissen typisch für die WAA La Hague sind im Einflussbereich des Kanals zu finden. In Richtung Deutsche Bucht nehmen die Konzentrationen ab und es nähern sich die Aktivitätsverhältnisse mehr denjenigen des globalen Fallouts. Das ^{244}Cm ist in der Deutschen Bucht praktisch nicht mehr nachzuweisen. Die vertikale Verteilung der Radionuklide ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$ und ^{241}Am im Sediment der Nordsee ist in Abbildung 11.5 dargestellt.

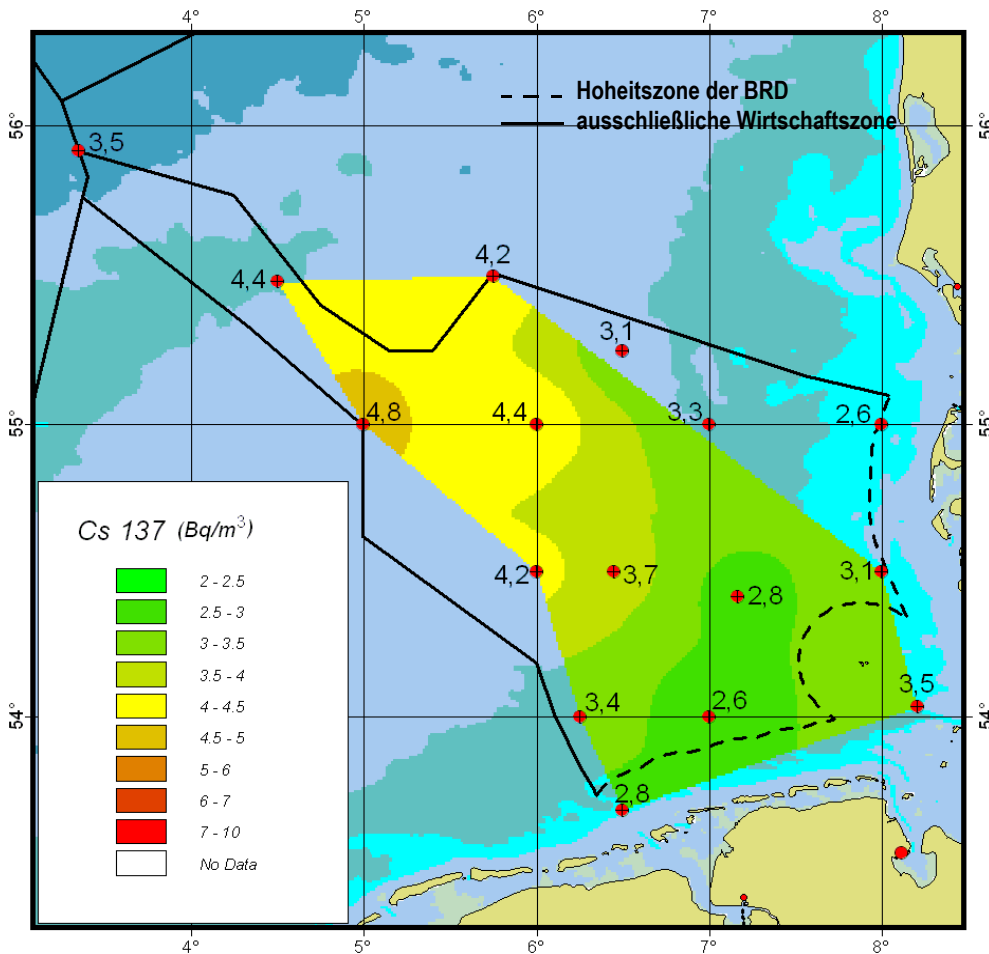


Abbildung 11.3: Verteilung der ¹³⁷Cs-Aktivitätskonzentration im Wasser der Deutschen Bucht im September 2003

Zusammenfassend kann man für die Nordsee festhalten:

- Die Einleitungen aus Wiederaufarbeitungsanlagen Sellafield und La Hague nahmen seit vielen Jahren für die meisten Radionuklide deutlich ab. Die höchsten Aktivitätskonzentrationen an ¹³⁷Cs treten noch im Skagerrak durch abfließendes Ostseeoberflächenwasser auf.
- Das Sediment der Irischen See stellt die zweitstärkste Quelle für ¹³⁷Cs dar. Vergleichende Betrachtungen ergeben, dass zwischen 50 und 70 TBq/Jahr an ¹³⁷Cs resuspendiert werden. Dies ist das 5–10fache der derzeitigen Einleitungen. Die in der Irischen See im Wasser befindlichen Radionuklide gelangen zu einem großen Teil in die Nordsee.
- Trotz der niedrigen Konzentrationen künstlicher Radionuklide kann man noch leicht einen Einfluss der Wiederaufbereitungsanlagen bei den Transurankonzentrationen im Wasser als auch an den Aktivitätsverhältnissen erkennen. Damit kann man auch für die partikelgebundenen Transurane einen weiträumigen Transport in der Wasserphase annehmen. Dies mag zum Teil auch ein Transport mittels Schwebstoff sein.

- Die inzwischen nachgewiesenen Konzentrationen der meisten künstlichen Radionuklide übersteigen meist nur noch geringfügig die Konzentration, wie sie im offenen Atlantikoberflächenwasser durch den globalen Fallout gemessen werden.

Ostsee

In die Ostsee werden die Wassermassen aus der Nordsee durch besondere Wetterlagen und hydrographische Bedingungen verfrachtet. Diese Einstromereignisse treten im Abstand mehrerer Jahre immer wieder auf. Der letzte große Einstrom salz- und sauerstoffreichen Wassers fand im Januar 2001 statt. Die Aktivitätskonzentration an ¹³⁷Cs nahm vor dem Reaktorunfall von Tschernobyl entsprechend dem abnehmenden Salzgehalt in Richtung Bottnischer Meerbusen ab, so dass in der Bottenwiek 1983 nur eine Konzentration von 6 bis 10 Bq/m³ bestimmt wurde.

Der Unfall im Kernkraftwerk Tschernobyl am 26. April 1986 hat das Inventar an ¹³⁷Cs in der Ostsee drastisch erhöht. Weniger beeinflusst war das Inventar an

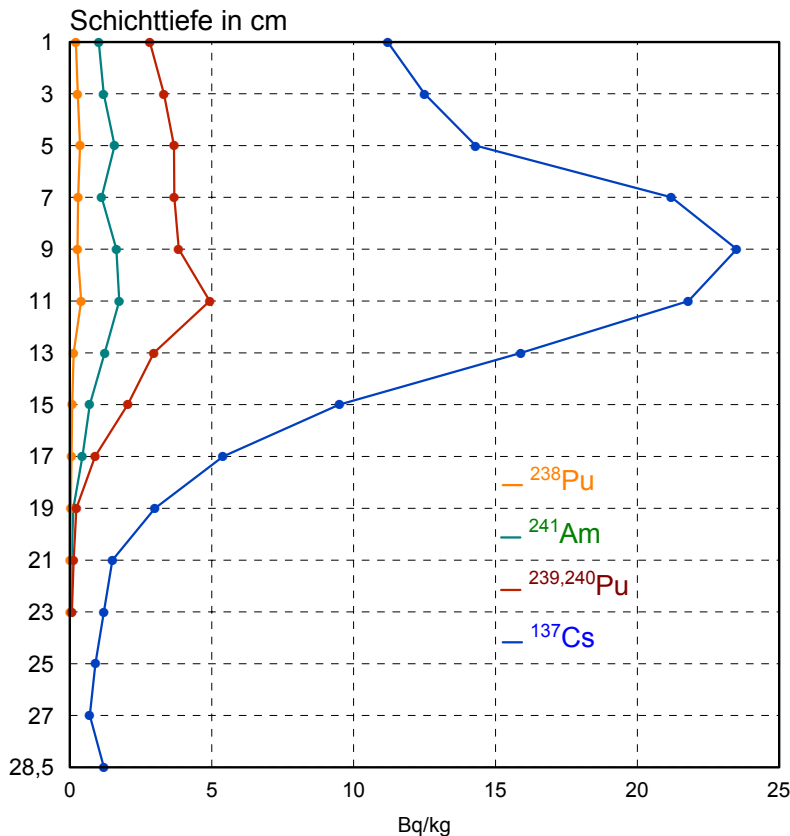


Abbildung 11.5:
 Beispiel der vertikalen Verteilung der Radionuklide ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$, ^{238}Pu und ^{241}Am in einem Sedimentkern aus dem Skagerrak vom 29.06.2001. Position: 57° 45,0'N 008° 00,0'E

^{90}Sr . Langfristig sind im Meeresbereich nur die Nuklide ^{134}Cs und ^{137}Cs von größerem Interesse, die bei dem Unfall 1986 in einem Aktivitätsverhältnis von etwa 0,5 freigesetzt wurden. Die Ostsee ist noch heute, neben dem Schwarzen Meer und der Irischen See, das Seegebiet mit den höchsten Konzentrationen an ^{137}Cs in der Welt.

Abbildung 11.6 stellt den Verlauf der Aktivitätskonzentration von ^{137}Cs und ^{90}Sr an der Position Schleimündung in der Ostsee seit 1961 dar. Deutlich zu erkennen sind die höheren Konzentrationen beider Nuklide in den sechziger Jahren und an ^{137}Cs seit dem Tschernobyl-Unfall. Die jahreszeitlichen Schwankungen der ^{137}Cs -Konzentration an der Position „Schleimündung“ (54°40'N, 010°05'E) sind durch den jahreszeitlich schwankenden Ein- und Ausstrom des Ostseewassers bestimmt.

Durch den im Jahresmittel sehr geringen Wasseraustausch der Ostsee mit der Nordsee durch die dänischen Meerengen ist die durch Tschernobyl eingetragene Aktivität im Wasser der Ostsee über einen längeren Zeitraum verblieben. Die Zeit für einen vollständigen Wasseraustausch der Ostsee wird mit 20 bis 30 Jahren angenommen.

Die Aktivitätskonzentrationen von ^{137}Cs lagen im untersuchten Gebiet der Ostsee zwischen 22 und 53 Bq/m³. Höhere Konzentrationen finden sich in der

Wassersäule in der weiter östlichen und nördlichen Ostsee, wo der Schwerpunkt des Tschernobyl-Fallouts lag. Obwohl die Kontamination der westlichen Ostsee sich gegenüber den Vorjahren verringert hat, liegt sie immer noch deutlich über derjenigen der Deutschen Bucht. Während die Wassersäule der Ostsee im überwiegenden Teil bis hinunter zum Meeresboden eine sehr homogene Kontamination zeigt, lässt sich im Bodenwasser des Kattegat und der Beltsee der Einstrom des Nordseewassers mit deutlich geringerem Gehalt an ^{137}Cs und ^{90}Sr nachweisen. Die Tritiumkonzentrationen in der Ostsee lassen keine signifikant erhöhten Messwerte erkennen, was in dieser Beziehung auf einen ordnungsgemäßen Betrieb der dort arbeitenden Nuklearanlagen schließen lässt.

Die ^{90}Sr -Konzentrationen im Juni/Juli 2003 in der westlichen Ostsee sind in Abbildung 11.7 dargestellt. Höhere Werte findet man auch hier weiter östlich durch einen höheren Abfluss vom Lande. Dies ist im Vergleich zu ^{137}Cs dadurch bedingt, dass Strontium in den Tonmineralien des Bodens weniger fest gebunden wird als Cäsium und dadurch das Fallout- ^{90}Sr stärker über die Flüsse in die Ostsee eingetragen wird. Aus der Nordsee werden nur noch geringe Mengen von ^{90}Sr in die Ostsee verfrachtet, so dass in der Beltsee leicht niedrigere Konzentrationen im Vergleich zur zentralen Ostsee zu messen sind. Sie

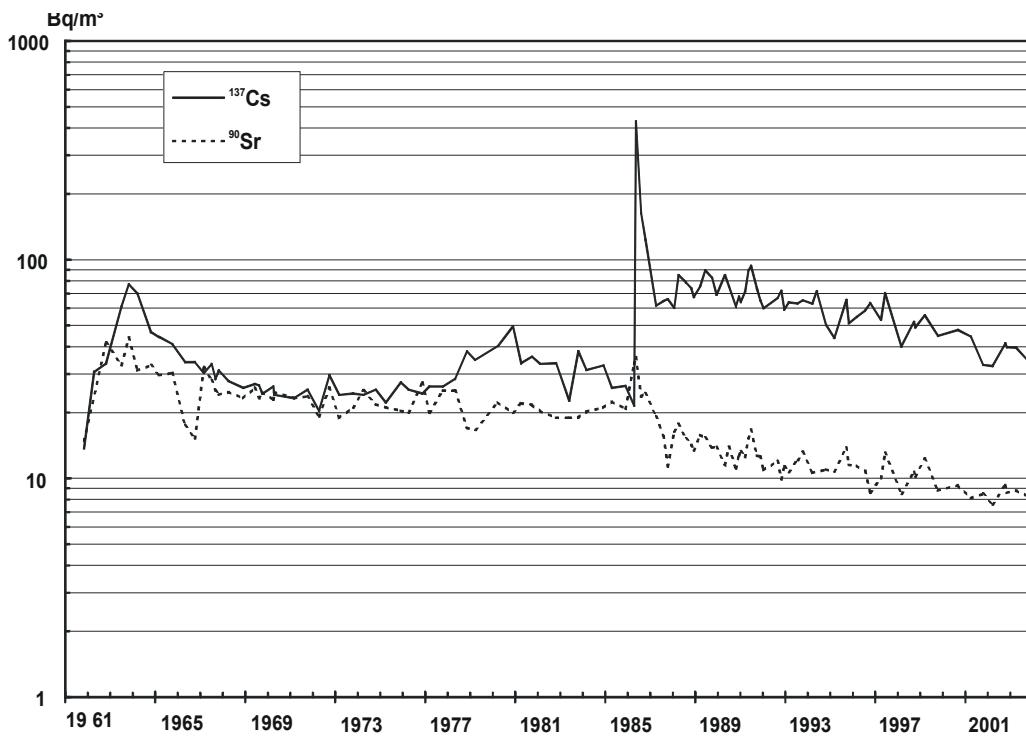


Abbildung 11.6:
Verlauf der
Aktivitätskonzentration von
 ^{137}Cs und ^{90}Sr an der Position
Schleimündung in der Ostsee
seit 1961

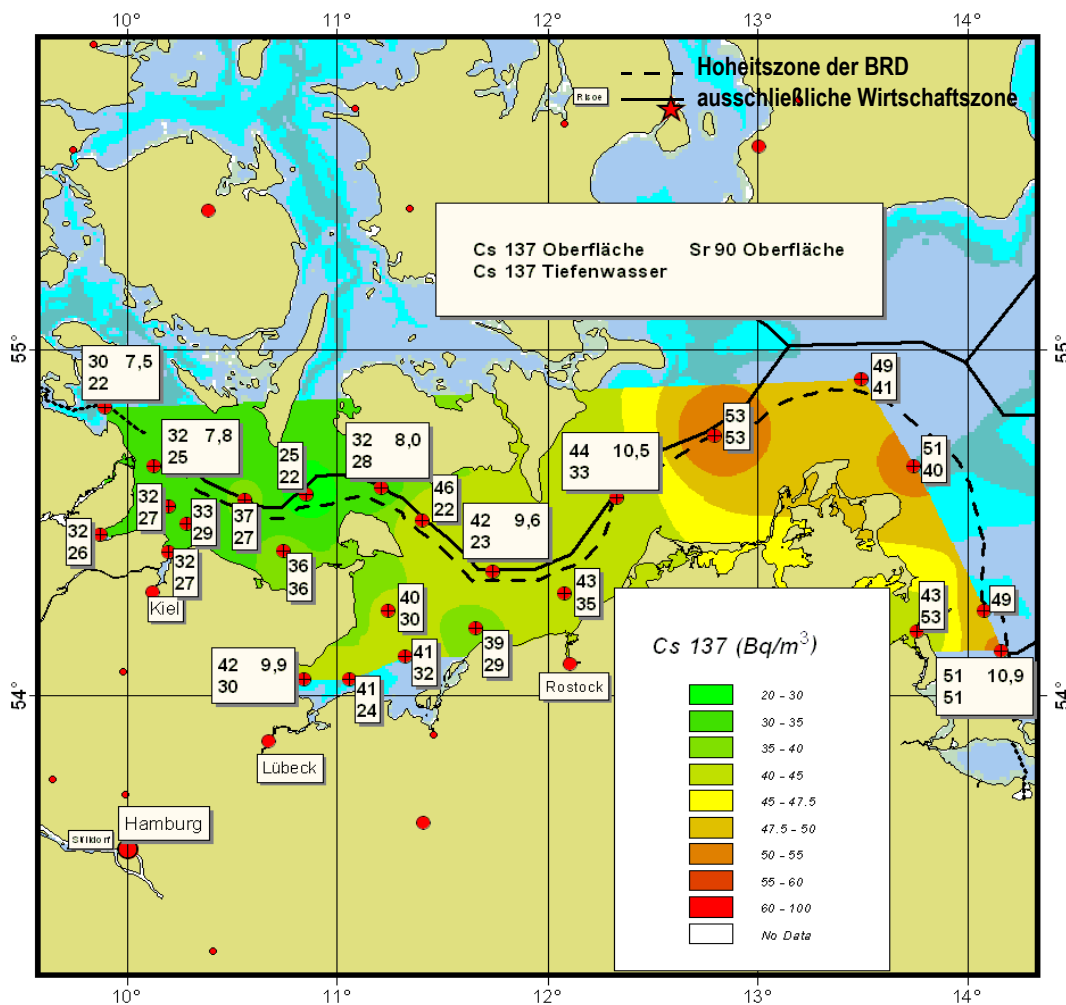


Abbildung 11.7:
Verteilung von ^{137}Cs und ^{90}Sr im
Wasser der westlichen Ostsee im
Juni/Juli 2003



Forschungsschiff Gauß

liegen aber noch über den aktuellen Werten der Nordsee. Dies zeigt ebenfalls wieder den starken Einfluss der Landmassen auf die Wasserinhaltsstoffe der Ostsee und das dadurch empfindlichere Ökosystem der Ostsee gegenüber den Einträgen aus den Flüssen.

Sedimente

Das Sediment stellt eine wesentliche Senke für den Verbleib von in das Meer eingetragenen Schadstoffen dar. Je nach chemischen Eigenschaften der Elemente und je nach Schwebstoffbeschaffenheit reichern sich die radioaktiven Nuklide durch Sedimentation am Meeresboden an. Für eine Reihe von Nukliden bedeutet diese Anreicherung einen weitgehend irreversiblen Prozess, durch den die Radioaktivität der Wassersäule „ausgekämmt“ und in der Meeresbodenoberfläche konzentriert wird. Jedoch muss man auch je nach chemischen und physikalischen Gegebenheiten mit Wiederfreisetzung der abgelagerten Radionuklide in die Wassersäule (Resuspension) rechnen.

Die Oberflächensedimente der Ostsee weisen in der Regel höhere spezifische Aktivitäten als diejenigen der Nordsee auf. Diese Aussage gilt in den meisten Fällen auch für natürliche Radionuklide. Einerseits ist dieser Effekt darauf zurückzuführen, dass die Korngröße der meist schlickigen Sedimente der Ostsee kleiner ist, andererseits liegt dies auch darin begründet, dass die geringere Turbulenz im Wasser der

Ostsee zu einem Sedimentieren der feineren Partikel führt. Auch die höhere Flächendeposition des Tschernobyl-Eintrags auf das Gebiet der westlichen Ostsee spiegelt sich in den erhöhten Aktivitäten wider.

Das ^{137}Cs aus dem Tschernobyl-Unfall wurde in den Sedimenten der westlichen und zentralen Ostsee regional sehr unterschiedlich deponiert. Die höchste Konzentration findet sich vielfach nicht mehr an der Sedimentoberfläche, sondern je nach Ort in Tiefen von 2 bis 8 cm. Abbildung 11.8 gibt ein Beispiel für die Vertikalverteilung der Transurane aus der Umgebung der Insel Rügen im Greifswalder Bodden wieder. Die höchsten spezifischen Aktivitäten befinden sich in den tieferen Sedimentschichten. Die Aktivitätsverhältnisse sind typisch für den Fallout aus den Kernwaffentests.

Zusammenfassend kann man für die Ostsee feststellen:

- Die Ostsee weist erwartungsgemäß nach wie vor höhere Konzentrationen an ^{137}Cs auf als die Nordsee. Dies ist auf den Fallout aus dem Unfall von Tschernobyl zurückzuführen, bei dem große Aktivitäten von ^{134}Cs und ^{137}Cs insbesondere in der nördlichen Ostsee eingetragen wurden. Der langsame Wasseraustausch der Ostsee mit dem Weltozean über die Beltsee beeinträchtigt den schnelleren Rückgang dieser Konzentrationen durch die Verdünnung mit geringer kontaminiertem Wasser.
- In der Ostsee sind nach wie vor höhere Konzentrationen an ^{137}Cs in Gebieten weiter östlich zu finden. Deutliche vertikale Konzentrationsunterschiede weist auch die Beltsee auf. Höhere Konzentrationen sind in der salzarmen Deckschicht (Ostseewasser), niedrigere Konzentrationen in der salzreicheren Tiefenschicht (Nordseewasser) vorhanden.
- Im Wasser sind auch leicht höhere Konzentrationen an ^{90}Sr im Vergleich zur Nordsee nachzuweisen. Hier macht sich der Abfluss dieses Radionuklids von den Landmassen bemerkbar. Dieses Radionuklid stammt überwiegend aus dem globalen Fallout der atmosphärischen Kernwaffentests der 50er und 60er Jahre und wird nicht in gleichem Maße wie Cäsium an Tonminerale im Boden gebunden.
- Bei den Transurannukliden ist die wesentliche Eintragsquelle in die Ostsee der Kernwaffenfallout. Die Aktivitätsverhältnisse sind typisch für diese Quelle.

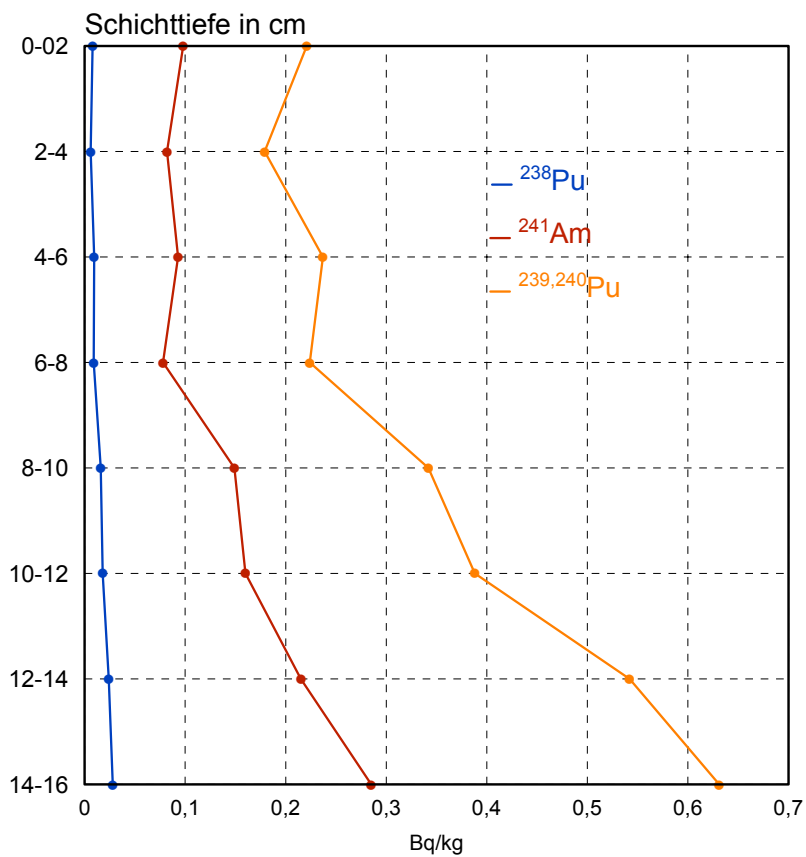


Abbildung 11.8:
Vertikalverteilung der Transurannuklide $^{239,240}\text{Pu}$, ^{238}Pu und ^{241}Am in einem Sedimentkern im Greifswalder Bodden bei Ruden

12 RADIOAKTIVE STOFFE IN FISCHEN

Bearbeitet vom Institut für Fischereiökologie der Bundesforschungsanstalt für Fischerei, Hamburg (G. Kanisch)

Als Folge des Reaktorunfalls Tschernobyl traten in Fischen des Meeres und der Binnengewässer praktisch nur ^{137}Cs und ^{134}Cs auf. Seit etwa Mitte 1987 nahmen die Aktivitäten dieser Nuklide kontinuierlich ab. Einige charakteristische zeitliche Entwicklungen der ^{137}Cs -Gehalte bis 2003 (Daten der Messstellen der Bundesländer und der Leitstelle; Jahresmittelwerte) werden in den Abbildungen aufgezeigt.

Binnenseen

Den höchsten ^{137}Cs -Anstieg nach Tschernobyl wiesen Fische aus Binnenseen auf. Abbildung 12.1 zeigt im Vergleich zwischen Süddeutschland (Baden-Württemberg und Bayern) und Norddeutschland (Schleswig-Holstein, Hamburg, Niedersachsen, Bremen, sowie ab 1991 auch Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern), dass der Rückgang von ^{137}Cs in Binnenseefischen beider Regionen ab 1988 nahezu parallel erfolgte. Bis 2003 fielen die ^{137}Cs -Jahresmittelwerte auf 1,8 Bq/kg Feuchtmasse (FM) in Süddeutschland und 2,5 Bq/kg FM in Norddeutschland.

Fließgewässer

In Fließgewässern waren die ^{137}Cs -Gehalte im Fisch um etwa eine Größenordnung niedriger als in Bin-

nenseen. Die schon Anfang 1987 einsetzende Abnahme vollzog sich wegen der schneller zurückgehenden ^{137}Cs -Konzentration in Fließgewässern deutlicher als in Binnenseen. Die Abbildung 12.2 zeigt den zeitlichen Verlauf der ^{137}Cs -Jahresmittelwerte. Ab 1988 verlief die Abnahme in Süddeutschland und Norddeutschland wiederum etwa parallel. Bis 2003 ging der mittlere ^{137}Cs -Gehalt auf 0,22 Bq/kg FM (Süddeutschland) bzw. 0,74 Bq/kg FM (Norddeutschland) zurück und lag um etwa eine Größenordnung unter derjenigen von Fischen aus Binnenseen. Der Unterschied zwischen nord- und süddeutschen Fließgewässern ist im Rahmen der statistischen Schwankungen vernachlässigbar. In Fließgewässern der dazwischen liegenden Region betrug 2003 der mittlere ^{137}Cs -Gehalt 0,23 Bq/kg Feuchtmasse.

Fischteiche

Die zeitliche Entwicklung für ^{137}Cs in Fischen aus Fischteichen (Fischwirtschaften, Angelteiche, Baggerseen, Abbildung 12.3) war qualitativ ähnlich wie in Fließgewässern. Bis 1989 waren die in Fischteichen gefundenen Mittelwerte etwa um die Hälfte niedriger als in Fließgewässern, ab 1990 war praktisch kein Unterschied mehr zu verzeichnen.

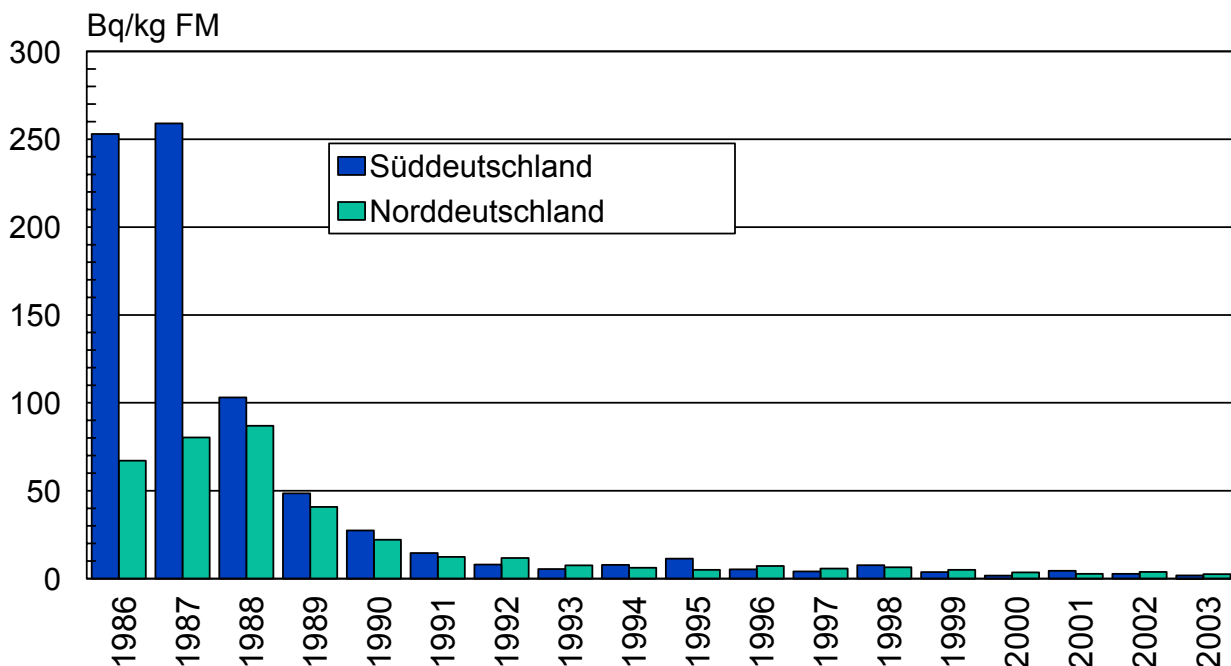


Abbildung 12.1:
Jahresmittelwerte der ^{137}Cs -Aktivität in Fischen aus Binnenseen

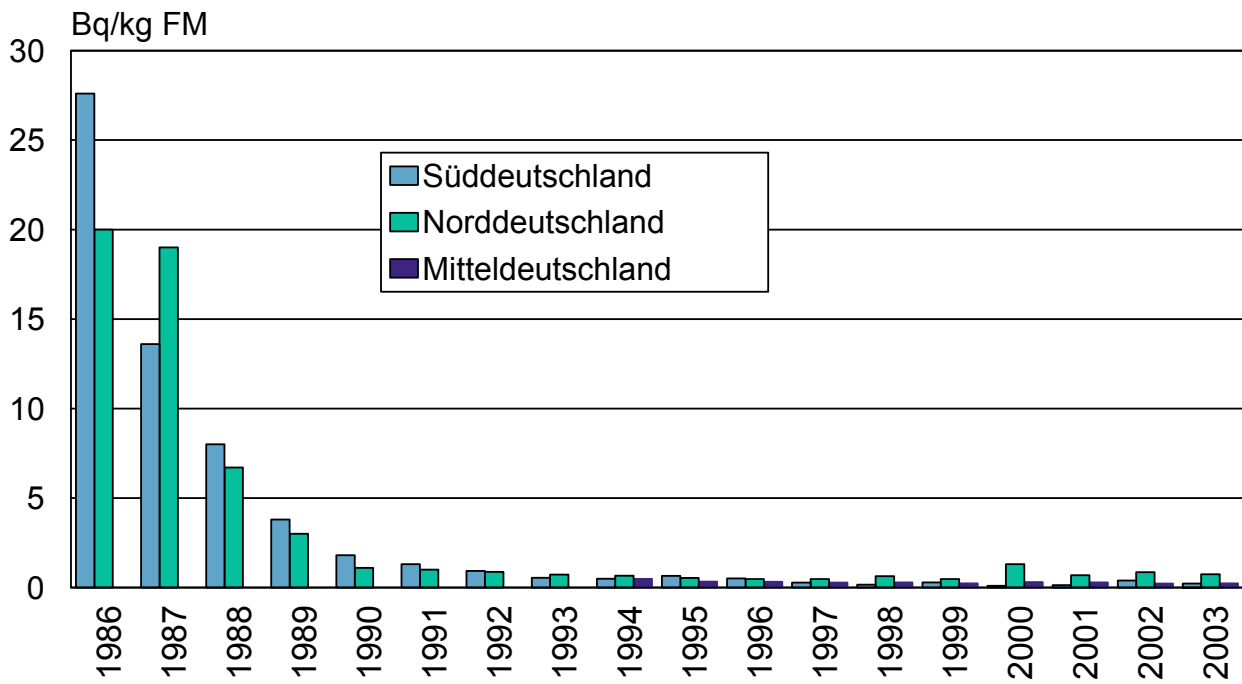


Abbildung 12.2:
Jahresmittelwerte der ¹³⁷Cs-Aktivität in Fischen aus Fließgewässern

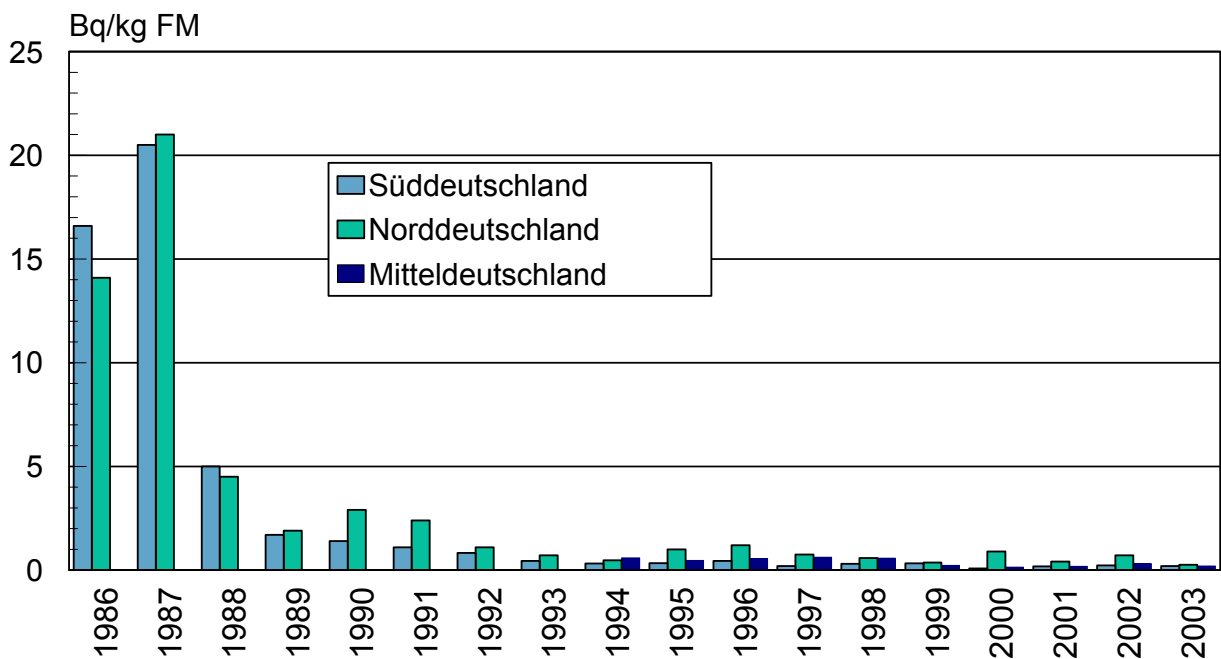


Abbildung 12.3:
Jahresmittelwerte der ¹³⁷Cs-Aktivität in Fischen aus Fischteichen

Karpfen und Forellen

Für die aus Binnengewässern wirtschaftlich bedeutendsten Fische, Forellen und Karpfen, nahmen die mittleren ^{137}Cs -Gehalte (vgl. Abbildung 12.4) seit 1987, von nicht mehr als 10 Bq/kg ausgehend, kontinuierlich ab und erreichten 2003 Werte von 0,21 Bq/kg (Forellen) bzw. 0,23 Bq/kg (Karpfen). Da

bei der Auswertung Forellen und Karpfen jeweils aus allen vorkommenden Gewässerarten zusammengefasst wurden, sind in einigen Jahren die für Karpfen etwas höheren ^{137}Cs -Werte vor allem auf den Einfluss höherkontaminierter Binnenseekarpfen zurückzuführen.

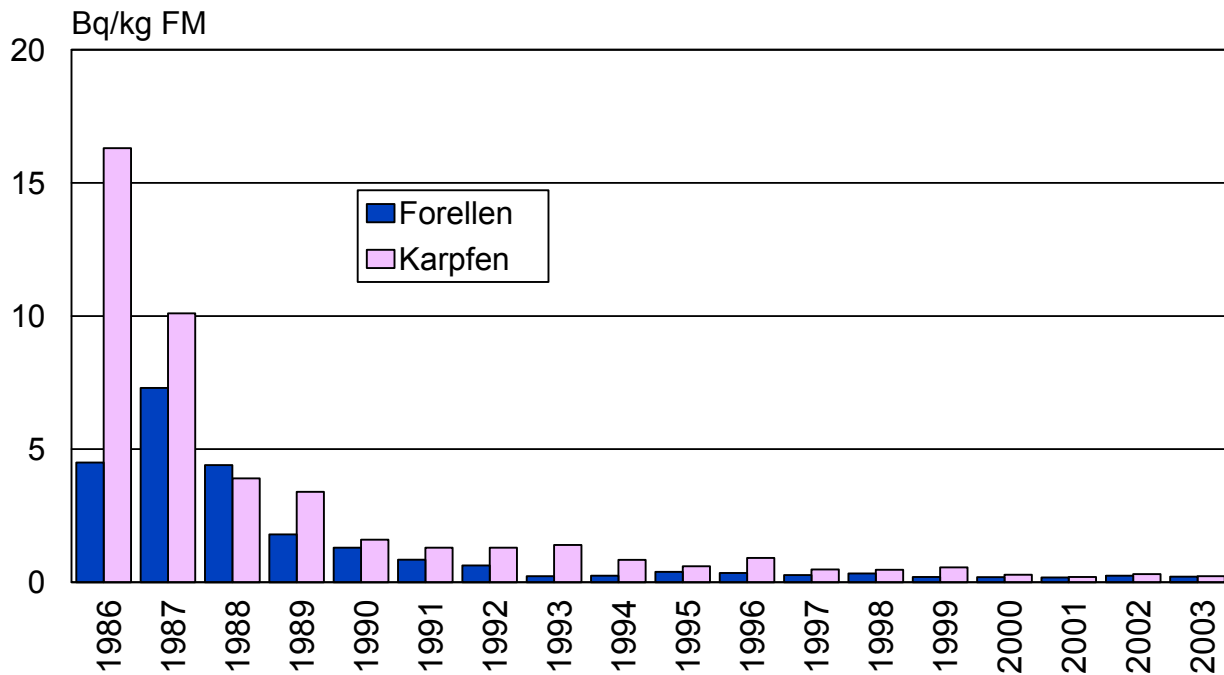


Abbildung 12.4:
Jahresmittelwerte der ^{137}Cs -Aktivität in Fischen in Karpfen und Forellen

Nord- und Ostsee

Fisch aus der Nordsee, der bereits vor Tschernobyl durch ^{137}Cs aus europäischen Wiederaufarbeitungsanlagen kontaminiert war, zeigte nach dem Reaktorunfall bei den ^{137}Cs -Jahresmittelwerten bis 3 Bq/kg keinen deutlichen Trend (Abbildung 12.5). Hier war der Tschernobyl-Einfluss wegen der raschen Abnahme des Fallouts im Nordseewasser sehr gering. Ab 1988 ist bis Mitte der 90er Jahre eine leichte Abnahme zu verzeichnen, die danach aber geringer wurde. Der mittlere ^{137}Cs -Gehalt lag 2003 bei 0,30 Bq/kg FM. Die Abnahme ist im Wesentlichen eine Folge der seit etwa Mitte der 70er Jahre bis etwa Mitte der 80er Jahre kontinuierlich um etwa zwei Größenordnungen zurückgegangenen ^{137}Cs -Ableitungen der englischen Wiederaufarbeitungsanlage Sellafield. Ab etwa Mitte der 90er Jahre mindert das aus dem Sediment der Irischen See remobilisierte und in die

Nordsee transportierte ^{137}Cs die weitere Abnahme.

Für den ^{137}Cs -Gehalt in Fischen aus der Ostsee (Abbildung 12.5) war dagegen ein deutlicher Anstieg nach Tschernobyl zu verzeichnen. Der mittlere ^{137}Cs -Gehalt im Ostseefisch lag von 1988 bis 1990 bei etwa 7 Bq/kg. Es ist seitdem eine nur geringe Abnahme erkennbar. Dies liegt daran, dass in weiter östlichen Gebieten nach früheren Untersuchungen der Leitstelle ^{137}Cs -Werte von bis über 20 Bq/kg FM im Fisch gefunden wurden, in der westlich gelegenen Kieler Bucht dagegen nur Werte bis etwa 9 Bq/kg FM. Ursache dafür ist ein langsamer, südwestlich gerichteter Transport von durch den Reaktorunfall höher kontaminierten Wassermassen aus der Bottensee. Für diesen Bericht konnte die Leitstelle leider dafür keine Daten beisteuern. Es ist aber von einem geringen Rückgang in den östlichen Gebieten auszu-

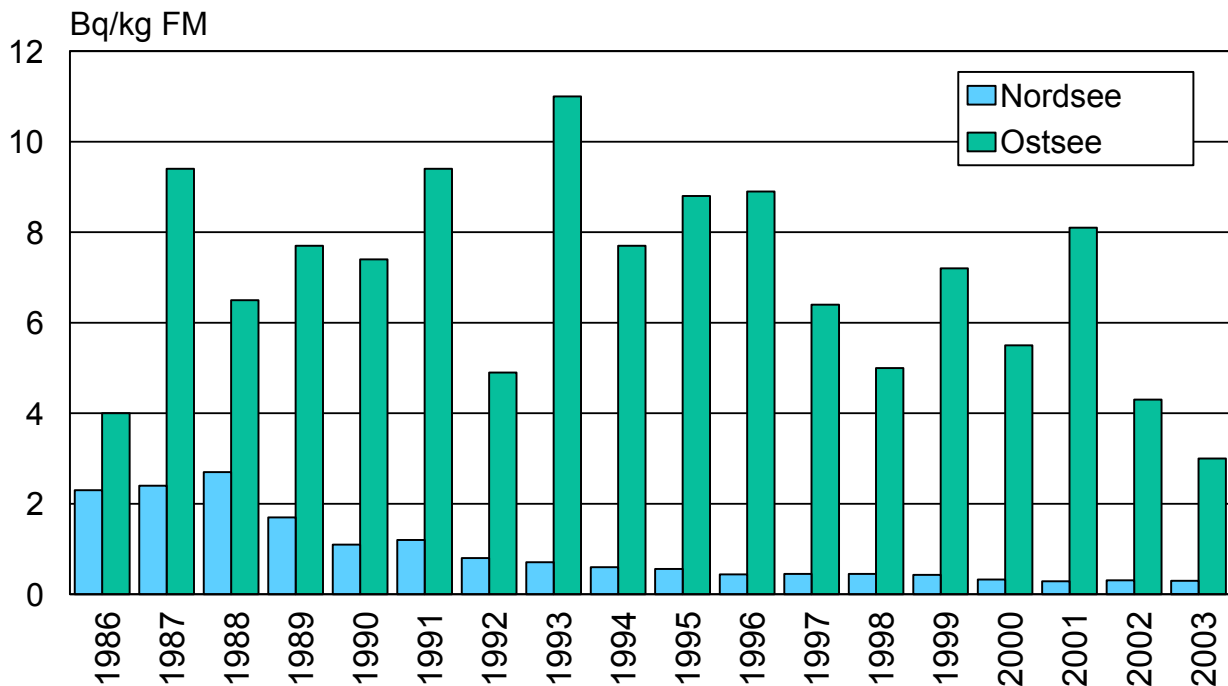


Abbildung 12.5:
Jahresmittelwerte der ^{137}Cs -Aktivität in Fischen in Fischen aus Nord- und Ostsee

gehen. Die in Abbildung 12.5 feststellbare Variation der Jahresmittelwerte – es gehen sowohl Messwerte der Ländermessstellen als auch der Leitstelle ein – ist im Wesentlichen darauf zurückzuführen, dass der Anteil von Fischproben mit höherem ^{137}Cs -Gehalt aus der östlichen Ostsee von Jahr zu Jahr variierte.

Nimmt man zu den Fischen aus Nord- und Ostsee die nicht geringe Anzahl derjenigen Meeresfische hinzu, für die von den Messstellen andere oder aber keine Herkunftsgewässer angegeben wurden (überwiegend Importe, vor allem aus Dänemark), bewegte sich der jährliche mittlere ^{137}Cs -Gehalt 1986 bis 1991 zwischen etwa 2 und 3 Bq/kg FM. Danach setzte eine langsame Abnahme ein, wobei 2002 und 2003 Mittelwerte von 0,29 und 0,25 Bq/kg FM erreicht wurden.

Ergebnisse

Zusammenfassend ist festzustellen, dass der Tschernobyl-Fallout bei Meeresfisch nur in der Ostsee eine Rolle spielte. Der mittlere ^{137}Cs -Gehalt ist dort 2003 nur geringfügig höher als im Mittel bei Fischen aus Binnenseen. Eine größere Bedeutung hatte der Fallout zunächst für die Fische der Binnengewässer, vor allem der Binnenseen. Bis 2003 war hier jedoch ein deutlicher Rückgang der mittleren

^{137}Cs -Aktivität auf etwa 2,5 Bq/kg FM zu verzeichnen. In den Teichen und Fließgewässern war die Kontamination der Fische um mindestens eine Größenordnung niedriger als in den Binnenseen, die Cäsium-Gehalte bei Fischen aus Fließgewässern und Teichen nahmen 1993 bis 2003 langsam ab.

2003 ergab sich für die Strahlenexposition der Bevölkerung durch Verzehr von jährlich 5,6 kg Meeresfisch aus der Ostsee (im Mittel 3,0 Bq/kg FM für ^{137}Cs) ein recht niedriger Wert von etwa 0,22 μSv im Jahr, was etwa 0,01% der mittleren natürlichen Strahlenexposition der Bevölkerung entspricht und somit als völlig unbedenklich zu betrachten ist. Unter Verwendung der oben dargestellten ^{137}Cs -Mittelwerte sind entsprechend durch Verzehr von Fischen aus Binnengewässern noch niedrigere Strahlenexpositionen zu erwarten. Für den Verzehr von Fisch, Krustaceen und Mollusken aus der zentralen Nordsee wurde für 2002 eine Strahlenexposition der Bevölkerung von 0,066 μSv im Jahr abgeschätzt, was weniger als 0,003% der mittleren natürlichen Strahlenexposition entspricht. Dabei wurde zusätzlich zu einem Fischfleischverzehr von 5,6 kg im Jahr auch ein mittlerer Verzehr von Krustaceen und Mollusken von je 0,55 kg im Jahr zugrunde gelegt.

13 EFFEKTIVE HALBWERTSZEITEN VON ¹³⁷CS IN FISCHEN AUS BINNENSEEN UND FLIESSGEWÄSSERN

Bearbeitet vom Institut für Fischereiökologie der Bundesforschungsanstalt für Fischerei, Hamburg (G. Kanisch)

Vor einigen Jahren wurden Hinweise auf eine Veränderung der effektiven Halbwertszeit der Abnahme des aus dem Tschernobyl-Fallout stammenden ¹³⁷Cs in Fischen aus dem Süßwasserbereich, aber auch z.B. in der Vegetation, veröffentlicht [1,2]. In den ersten Jahren nach Tschernobyl wurden für die Abnahme des ¹³⁷Cs zunächst effektive Halbwertszeiten von etwa <1 bis 4 Jahren (T_1) beobachtet. In späteren Jahren wurde - entgegen früherer Annahmen - eine deutliche Verlangsamung der Abnahme des ¹³⁷Cs festgestellt, mit effektiven Halbwertszeiten von 6 bis 30 Jahren (T_2). Dies wurde mit einer zeitlichen Änderung des Sorptions-Verhaltens des ¹³⁷Cs an Böden der Einzugsgebiete der Gewässer in Verbindung gebracht [3,4]. In den ersten Jahren nach Tschernobyl wird ¹³⁷Cs durch langsame Sorption an Böden der Einzugsgebiete immobilisiert, es wird eine kleinere effektive Halbwertszeit T_1 beobachtet. Danach ist dieser Prozess offenbar umkehrbar, ¹³⁷Cs kann von Boden-Partikeln wieder in Lösung gehen und ins Gewässer eingetragen werden. Es wird ein Gleichgewichtszustand zwischen beiden Prozessen erreicht. Daher wird eine größere effektive Halbwertszeit T_2 beobachtet. Dies hat zur Folge, dass das Tschernobyl-¹³⁷Cs deutlich länger im Fisch zu messen sein wird und jetzt nur noch langsam abnimmt, allerdings auf mittlerweile recht niedrigem Aktivitätsniveau.

In den Beiträgen für den Jahresbericht „Umweltraadioaktivität und Strahlenbelastung“ [5] fand sich diese Beobachtung qualitativ wieder in der Aussage „Die in Binnenseefischen ab 1988 beobachtete zeitliche Abnahme der ¹³⁷Cs-Aktivität setzte sich ab etwa 1993 praktisch nicht weiter fort“. In Deutschland hat sich mittlerweile eine Arbeitsgruppe der Fachhochschule Ravensburg-Weingarten im Rahmen eines BMU/BfS-Forschungsvorhabens dieser Thematik angenommen [6]. Sie befasst sich auch mit der Modellierung von Radionukliden im Wasser, Sediment und Fischen aus süddeutschen und anderen Gewässern [7]. In diesem Beitrag wird untersucht, ob sich an Fischen aus deutschen Binnengewässern das oben erwähnte Zeitverhalten quantitativ bestätigen lässt.

Grundlagen

Es wird angenommen [8], geprägt vor allem durch die Einträge aus dem Einzugsgebiet (catchment runoff), dass im Wasser des Flusses oder Sees die Aktivitätskonzentration C_w (in Bq/l) in der Form

$$C_w = C_1 \cdot \exp(-t/T_1 \cdot \ln 2) + C_2 \cdot \exp(-t/T_2 \cdot \ln 2) \quad (1)$$

vorliegt. Hierin bedeutet t die Zeit ab 1.5.1986 (Jahre) und T_1 bzw. T_2 die kürzere und die längere effektive ¹³⁷Cs-Halbwertszeit (Jahre). C_1 und C_2 sind Koeffizienten (Bq/l). Nach einem (stark) vereinfachten Wasser-Fisch-Kompartimentmodell nimmt der Fisch das Cäsium direkt aus dem Wasser auf (im Sinne des Prinzips des Konzentrationsfaktors). Dies wird durch die folgende Gleichung für die Aktivitätskonzentration im Fisch, $C_f(t)$ (angegeben in Bq/kg Feuchtmasse) beschrieben [8]:

$$\frac{dC_f}{dt} = k_f \cdot C_w - k_b \cdot C_f \quad (2)$$

Hierin ist k_f die effektive Rate, mit der ¹³⁷Cs dem Fisch zugeführt wird. T_b , die (effektive) biologische Halbwertszeit (Jahre), die die ¹³⁷Cs-Elimination aus dem Fisch beschreibt, wird mit der effektiven Eliminationsrate k_b wie folgt verknüpft:

$$k_b = \ln 2 / T_b$$

Der schon erwähnte Konzentrationsfaktor ergibt sich hierbei als Quotient k_f / k_b . Aus Gl. (2) folgt für $C_f(t)$:

$$C_f(t) = A_1 \cdot [\exp(-t/T_1 \cdot \ln 2) - \exp(-t/T_b \cdot \ln 2)] + A_2 \cdot [\exp(-t/T_2 \cdot \ln 2) - \exp(-t/T_b \cdot \ln 2)] \quad (3)$$

Hierin sind A_1 und A_2 die Anfangsaktivitäten ($t = 0$) der beiden Abklingkurven (Bq/kg FM). Gl. (3) stellt die Fitfunktion dar, die an die Messdaten angepasst wird. Deren Parameter sind die zwei effektiven Halbwertszeiten, die beiden dazugehörigen Anfangsaktivitäten A_1 und A_2 sowie die effektive „biologische Halbwertszeit“. Letztere führt direkt nach dem Tschernobyl-Fallout zu dem gegenüber der Aktivitätskonzentration im Wasser verzögerten Anstieg im Fisch. In den beiden effektiven Halbwertszeiten T_1 und T_2 werden alle Prozesse zusammengefasst, welche zur Abnahme der Aktivität mit der Zeit beitra-

gen, auch der radioaktive Zerfall des ^{137}Cs . Letzterer führt dazu, dass der größte theoretisch zu erwartende Wert für T_1 und T_2 jeweils die physikalische Halbwertszeit von ^{137}Cs (30,2 Jahre) ist.

Auswertungen

Für die Untersuchung wurden die von der Leitstelle nach dem Tschernobyl-Unfall ab Mai 1986 bis 1993 und die ab 1994 im IMIS-System erfassten Radioaktivitätsdaten verwendet. Ebenso wurden die ab 1987 in der Leitstelle auf Rechnern erfassten Daten verwendet, die aus den Untersuchungen nach der Richtlinie zur Emissions- und Immissionsüberwachung (REI) erhalten wurden. Soweit vorhanden, wurden Daten bis einschließlich 2003 zu Grunde gelegt; teilweise lagen Daten nur bis 2001 vor.

Für ausgesuchte Binnenseen und Fließgewässer wurde die Gleichung (3) mit Hilfe der gewichteten nicht-linearen Least-Squares Methode (Levenberg-Marquardt-Verfahren) an zeitliche Profile der ^{137}Cs -Aktivität im Fisch angepasst. Dabei wird man zunächst damit konfrontiert, dass das Verfahren ohne weitere Vorkehrungen relativ unzuverlässig arbeitet. Dies liegt einerseits daran, dass innerhalb der ersten Jahre nach Tschernobyl vergleichsweise sehr viel mehr Messdaten vorliegen, die überdies noch um 1 bis 2 Größenordnungen höhere Aktivitätswerte aufwiesen, als im anderen Zeitraum ab Mitte der 90iger Jahre, in dem die Aktivitätswerte darüber hinaus schon recht niedrig waren. Andererseits führen

Messwerte, die „erheblich“ unterhalb der Fitkurve liegen, dazu, dass das Rechenverfahren nicht sinnvoll konvergiert. Da eine „robuste“ Variante der Least-Squares-Methode nicht zur Verfügung stand, wurden vor der Anpassung der Fitfunktion zwei Gegenmaßnahmen ergriffen: a) grafisch-interaktive Eliminierung von „zu niedrigen“ Werten und b) Gruppierung von Messdaten in bestimmte Zeitabschnitte zur Reduktion der Anzahl von anzupassenden Messpunkten. Letzteres wurde wie folgt erreicht: In jedem Zeitabschnitt wurden von den Einzelwerten der Median-Wert und dessen Standardabweichung [9] als neuer Aktivitätswert mit Standardabweichung sowie der Median-Wert der einzelnen Zeitwerte zu einem neuen Zeit-Wert dieses Abschnittes zusammengefasst. An diese neuen, gruppierten Werte wurde dann die Fitfunktion angepasst. Die Zeitabschnitte wurden wie folgt gewählt: Mai-August 1986 monatlich; ab September 1986 bis Dezember 1987 zweimonatlich; ab Januar 1988 bis Dezember 1990 quartalsweise; 1991 und 1992 halbjährlich; ab 1993 jährlich. Für die Gruppierung wurde der Median-Wert ausgewählt, da er implizit eine einfache Art der robusten Zusammenfassung darstellt, bei der die Auswirkung einzelner Ausreißer-Werte deutlich gemindert wird. Bei der Durchführung der Anpassungen wurde festgestellt, dass die Anzahl der zu eliminierenden „zu niedrigen“ Werte durch die zusätzliche Gruppierung in Zeitabschnitte deutlich reduziert werden konnte. Wenige Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze wurden

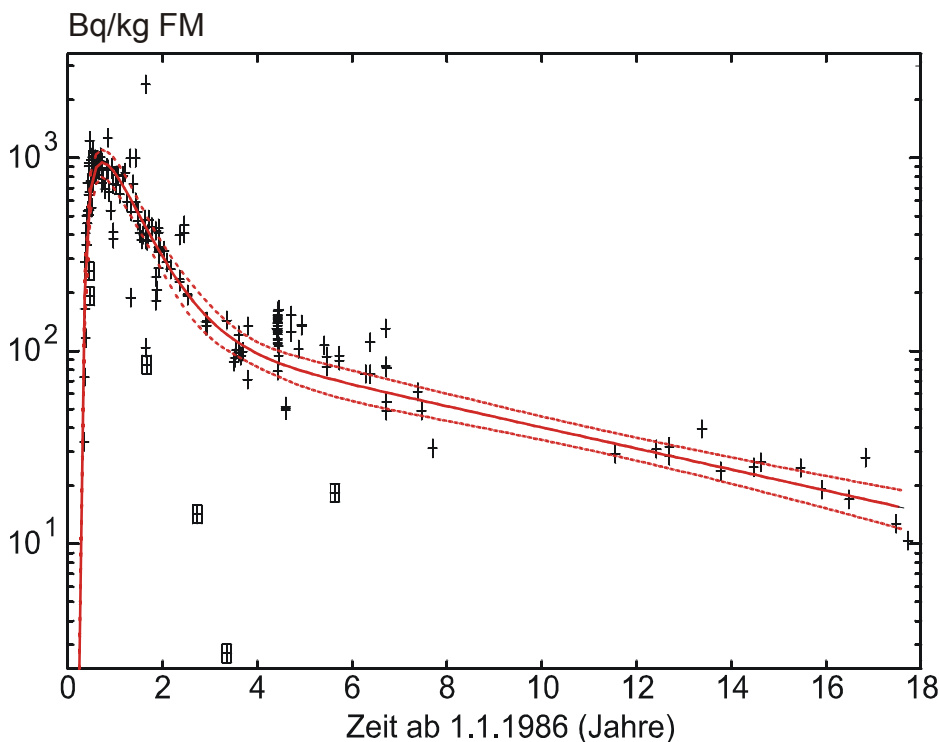


Abbildung 13.1:
 ^{137}Cs -Aktivität in Renken aus dem
Starnberger See, Bayern

weggelassen.

Die effektiven Halbwertszeiten T_b und T_1 korrelieren stark. Es ist daher wichtig, den Parameter T_b so zu fitten oder vorzugeben, dass der experimentell gefundene Anstieg direkt nach dem Tschernobyl-Fall-out, oft aus zu wenigen Messwerten bestehend, möglichst gut wiedergegeben wird, andernfalls werden T_1 und T_2 verfälscht. Wird T_1 zu groß abgeschätzt, wird als Folge meistens auch T_2 zu groß. Das eingesetzte Rechenprogramm erlaubt daher auch eine Verschiebung des Anstiegsbeginns um mehrere Tage, oder, wenn der Anstieg experimentell nicht mit Werten belegt ist, den zeitlichen Beginn der Fitkurve zu verschieben und den Effekt von T_b abzuschalten.

Ergebnisse

Für **Binnenseen** wurden für diesen Bericht insgesamt 20 Fisch-See-Kombinationen ausgesucht. Bei der Auswahl der Binnenseen konnten die neuen Länder nicht berücksichtigt werden, da entsprechende Daten von 1986 bis 1992 nicht zur Verfügung standen. In den grafischen Darstellungen macht sich eine Datenlücke von 1994 bis 1996 bemerkbar, die darauf zurückzuführen ist, dass in den ersten Jahren nach der Inbetriebnahme des IMIS-Systems keine einzelnen Gewässer identifiziert werden konnten. Generell war festzustellen, dass für die süddeutschen Seen, mit Ausnahme des Bodensees, mehr Einzelwerte als in Norddeutschland zur Verfügung standen. Die Ab-

bildungen 13.1 und 13.2 zeigen exemplarisch 2 Zeitreihen mit den aus dem Fitten erhaltenen Kurven. Dazu ist anzumerken, dass ein Wert von z.B. 2 auf der Zeitachse den 31.12.1987 bzw. den 1.1.1988 markiert. Die angepasste Fitkurve (durchgezogene Linie) sowie die mit Hilfe der Kovarianzmatrix der Fitparameter errechneten Konfidenzintervall-Kurven ($\pm 2 \times$ Standardabweichung; gestrichelt) sind darin ebenfalls dargestellt. Vor der Fehlerrechnung wurde die Kovarianzmatrix mit dem Wert des reduzierten Chi-Quadrat multipliziert. Die mit den „+“-Symbolen dargestellten Werte sind die einzelnen Messwerte, die „gruppierten“ Werte sind nicht dargestellt. Aus dem Fit herausgenommene „zu niedrige“ Messwerte sind grafisch mit einem Kästchen um das „+“-Symbol herum gekennzeichnet. Die zu den Binnenseen erhaltenen Fitparameter sind in Tabelle 13.2 dargestellt. Zu Funktionsparametern, die auch gefittet wurden, konnte in der Regel eine Standardabweichung angegeben werden. Während des Fittens festgehaltene Parameter sind ohne Standardabweichung angegeben. Für die größere effektive Halbwertszeit T_2 ergaben sich des Öfteren sehr große Unsicherheiten, insbesondere dann, wenn T_2 in die Nähe des oberen Grenzwertes von 30,2 Jahren kam. Die biologische Halbwertszeit T_b konnte nur in etwa der Hälfte der Fälle gefittet werden, meist mit großen Unsicherheiten.

Für die effektive Halbwertszeit T_1 ergaben sich Werte zwischen 0,3 und 2,3 Jahren, womit der am Anfang

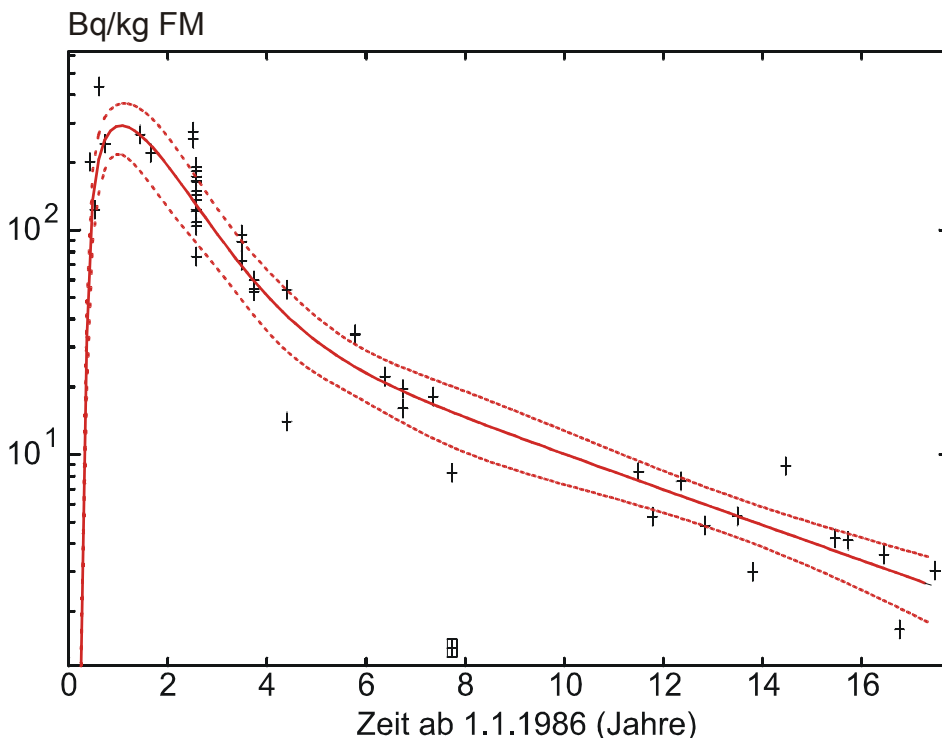


Abbildung 13.2:
 ^{137}Cs -Aktivität in Renken aus dem
Königssee, Bayern

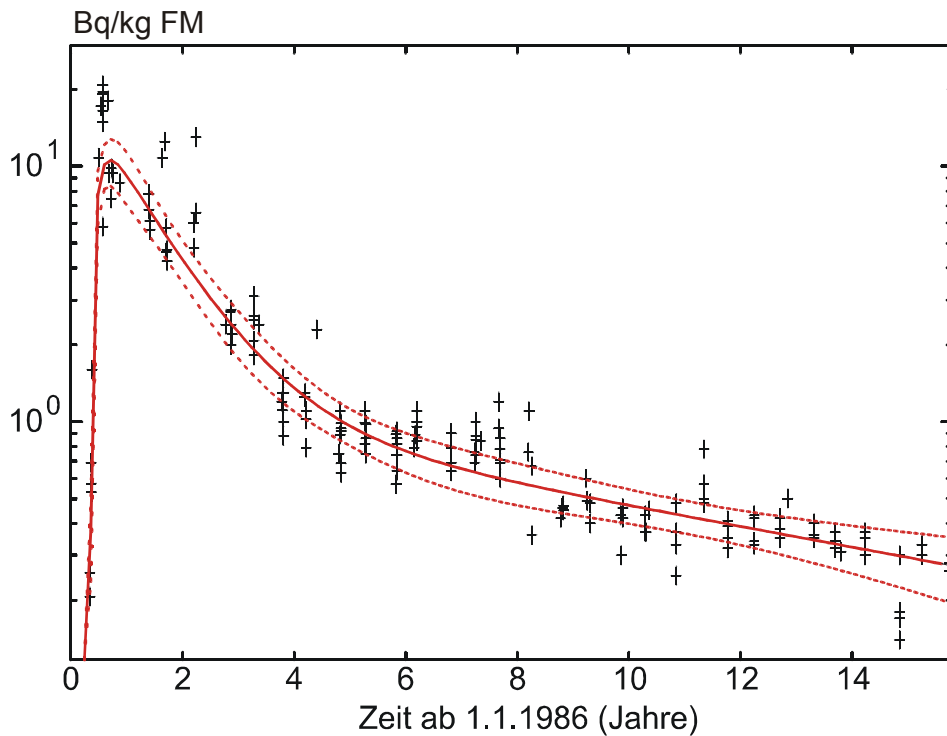


Abbildung 13.3:
 ^{137}Cs -Aktivität in Brachsen aus der Elbe,
 Bereich Atomkraftwerk Krümmel

dieses Beitrages zitierte Wertebereich gut bestätigt wird. Mittelwert und Medianwert betragen 0,85 bzw. 0,63 Jahre. Für die größere effektive Halbwertszeit T_2 ergeben sich Werte zwischen 3,8 und 30 Jahren, was ebenfalls mit den eingangs zitierten Werten gut übereinstimmt. Deren Verteilung ist als eher lognormalverteilt zu betrachten. Die Einzelwerte von 3,8 bis 7,2 haben „akzeptable“ Standardabweichungen, während die Werte von 8,1 bis 20 und 30 eher „unakzeptabel“ große Standardabweichungen aufweisen. Mittelwert und Median für alle T_2 -Werte betragen 11 bzw. 6,4 Jahre.

Die in Tabelle 13.2 ebenfalls mit aufgeführten Verhältnisse A_2 / A_1 variieren durchaus stark zwischen Werten von 0,004 und 0,245, jedoch liegen 13 von 20 Verhältnissen im engeren Bereich von 0,01 bis 0,10. Mittelwert und Median aller A_2 / A_1 -Verhältnisse betragen 0,047 bzw. 0,036.

Für **Fließgewässer** wurden für diesen Bericht insgesamt 12 Fisch-Fluss-Kombinationen in der Umgebung von Kernkraftwerken ausgesucht. Die verwendeten Flussabschnitte entsprechen denjenigen, für die entsprechende REI-Daten aus der Umgebungsüberwachung der Kernkraftwerke zur Verfügung stehen. Die Abbildungen 13.3 und 13.4 zeigen für Fließgewässer exemplarisch zwei ^{137}Cs -Zeitreihen von Fischen aus der Elbe und dem Rhein mit den aus dem Fitten erhaltenen Kurven. Die bei den Flüssen erhaltenen Fitparameter sind in Tabelle 13.3 dargestellt. Für die effektive Halbwertszeit T_1 ergeben sich

praktisch normal-verteilte Werte zwischen 0,47 und 0,93 Jahren. Mittelwert und Median, 0,65 und 0,61 Jahre, liegen also eng beieinander. Für T_2 ergeben sich Werte zwischen 4,6 und 30 Jahren. Diese Verteilung ist ebenfalls als eher lognormalverteilt zu betrachten. Die Einzelwerte von 4,6 bis 8,8 Jahren haben „akzeptable“ Standardabweichungen, während die beiden höheren Werte, 17 und 30 Jahre, große Standardabweichungen aufweisen. Mittelwert und Median für alle T_2 -Werte betragen 9,0 bzw. 6,3 Jahre.

Die in Tabelle 13.3 ebenfalls mit aufgeführten Verhältnisse A_2 / A_1 weisen Werte zwischen 0,008 und 0,10 auf; nur 2 Werte liegen außerhalb des engeren Bereiches von 0,01 bis 0,10. Mittelwert und Median aller A_2 / A_1 -Verhältnisse betragen 0,041 bzw. 0,033.

Bewertung

In Tabelle 13.1 werden die aus den Auswertungen der Parameter erhaltenen statistischen Kennzahlen gegenüber gestellt.

Da der größere Teil der Kennwerte eher lognormalverteilt sein dürfte, ist der Median dem arithmetischen Mittelwert vorzuziehen. Gerade beim Median ergibt sich bei allen 3 Parametern eine hervorragende Übereinstimmung zwischen Binnenseen und Flüssen. Hieraus ist zu schließen, dass die Mechanismen, die den langfristigen zeitlichen Verlauf der ^{137}Cs -Aktivität im Gewässer – und damit auch im

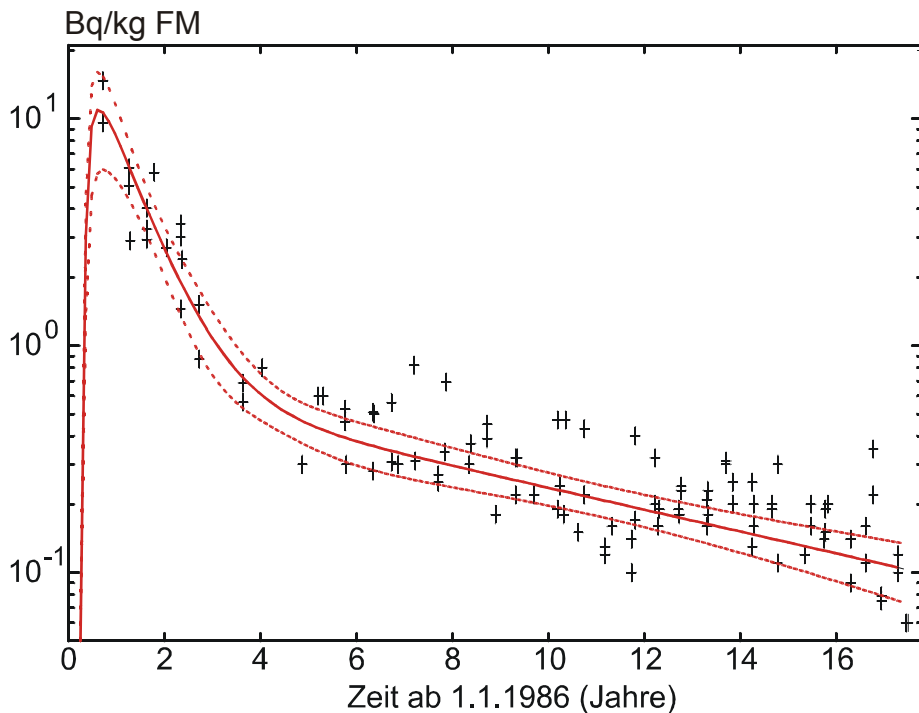


Abbildung 13.4:
¹³⁷Cs-Aktivität in Brachsen und Fisch aus dem Rhein, Bereich Atomkraftwerk Biblis

Fisch – bestimmen, keinen grundsätzlichen Unterschied zwischen Binnenseen und Flüssen aufweisen. Dies bestätigt beeindruckend die in der Einleitung aus der Literatur zitierte These, dass, abgesehen von den ersten Wochen nach einem frischen Falloutereignis, vor allem die Einträge aus den Einzugsgebieten der jeweiligen Gewässer, und damit das zeitliche ¹³⁷Cs-Sorptionsverhalten in den Böden, den langfristigen Zeitverlauf der Aktivitätskonzentration im Fisch bestimmen.

Tabelle 13.1:
 Statistische Kennzahlen aus der Auswertung

Parameter	Mittelwert:		Median:	
	Seen	Flüsse	Seen	Flüsse
T_1 (Jahre)	0,85	0,65	0,63	0,61
T_2 (Jahre)	11	9,0	6,4	6,3
A_2 / A_1	0,047	0,041	0,036	0,033

Es ergibt sich, dass sich die mittleren Werte der beiden effektiven Halbwertszeiten T_1 und T_2 um etwa eine Größenordnung unterscheiden.

Bei einer Auswertung von ¹³⁷Cs-Wasser-Aktivitätskonzentrationen in 5 größeren Flüssen in Finnland [4], bei der Daten nur bis 1995 vorlagen, ergab sich

aus dem Tschernobyl-Eintrag eine mittlere effektive Halbwertszeit T_1 von 0,65 Jahren, die sehr gut mit dem hier ermittelten Wert von 0,63 Jahren (Seen) bzw. 0,61 Jahren (Flüsse) übereinstimmt. Für die 5 finnischen Flüsse wurde für T_2 ein Schätzwert von etwa 10 Jahren angegeben, was ebenfalls gut mit den hier gefundenen Mittelwerten von 11 (Seen) bzw. 9 (Flüsse) korrespondiert. Das für die finnischen Flüsse gefundene Verhältnis A_2 / A_1 lag zwischen 0,057 und 0,13, im Mittel 0,083, und damit eher im oberen Bereich der für deutsche Flüsse ermittelten Werte.

Ein Fließgewässer in South Carolina, der Steel Creek, wurde von 1954 bis 1968 von der vom U.S. Department of Energy betriebenen „Savannah River Site“-Anlage mit 97 TBq ¹³⁷Cs beaufschlagt. Mit umfangreichen Messungen von ¹³⁷Cs in Fischen, die jeweils 1974, 1981 und 1998 erfolgten und einen recht langen Zeitraum von 24 Jahren überdeckten, wurde die effektive Halbwertszeit T_2 in Fischen bestimmt [10]. Für 8 untersuchte Fischarten ergaben sich Werte zwischen 4,4 und 6,5 Jahren. Der daraus erhaltene Mittelwert von 5,5 Jahren, korrespondiert recht gut mit den hier für Seen bzw. Flüsse erhaltenen Medianwerten von 6,4 bzw. 6,3 Jahren. Wegen der Wartezeit zwischen 1968 und 1974 war die kürzere Halbwertszeit T_1 nicht mehr bestimmbar.

Tabelle 13.2:

Fische aus Binnenseen: bei den Anpassungen erhaltene Parameter und Fitparameter ($\pm 1\text{-}\sigma$ -Standardabweichungen)

Fischart(en)	N	Na	AZ (a)	VZ (d)	χ_R^2	T_b (a)	T_1 (a)	T_2 (a)	A_1 (Bq/kg FM)	A_2 (Bq/kg FM)	A_2/A_1
Baden Württemberg / Bayern											
Bodensee											
Felchen, Renken	80	4	0	0	1,03	0,08	0,30±0,04	4,2±1,5	598±151	3,9±2,6	0,006±0,005
Bayern											
Ammersee											
Renken	64	0	0	0	1,01	0,2 *	0,55±0,05	6,8±2,5	610±137	2,1±1,1	0,004±0,002
Chiemsee											
Renken	80	1	0	3	0,37	0,05±0,01	0,53±0,03	11,5±4,2	454± 58	2,5±0,7	0,005±0,002
Flussbarsch	31	0	0	0	0,86	0,2 *	1,08±0,16	30,2 *	166± 52	2,0±0,3	0,012±0,004
Königssee											
Flussbarsch	37	6	0	0	0,67	0,2 *	1,04±0,38	4,8±2,5	1860± 587	184±196	0,099±0,110
Renken	52	1	0	0	0,49	0,38±0,34	0,61±0,47	3,8±0,7	1493±5214	58±24	0,039±0,136
Starnberger See											
Brachsen	84	4	0	0	0,41	0,8 *	1,48±0,29	8,1±9,0	1022± 242	34±52	0,033±0,052
Renken	191	6	0	0	0,32	0,16±0,05	0,49±0,11	5,5±0,6	2161± 975	136± 23	0,063±0,030
Karpfen	39	7	0	0	0,86	0,52±0,37	2,34±2,88	16±158	348±209	22±191	0,063±0,551
Hecht	30	2	0	0	0,57	0,23±0,28	0,49±0,52	5,4±1,9	3624±10286	260±173	0,072±0,209
Flussbarsch	66	4	0	0	0,62	0,32 *	0,65±0,24	4,2±0,7	3525±2164	393±131	0,112±0,078
Aal	63	2	0	0	1,10	0,48±0,41	1,15±0,91	20±48	714±1224	34±43	0,047±0,102
Tegernsee											
Renken	62	0	0	0	0,40	0,13±0,05	0,64±0,08	4,0±0,9	521±157	6,7±3,9	0,013±0,008
Waginger See											
Brachsen	27	0	0	0	0,90	0,23±0,14	0,58±0,17	5,0±1,9	974±972	7,8±5,1	0,008±0,010
Renken	17	0	0	0	0,49	0,15 *	0,34±0,04	7,2±2,7	1727±392	9,3±3,8	0,005±0,002
Niedersachsen											
Flögelner See											
Brachsen	27	2	0	0	0,14	0,1 *	0,61±0,18	6,1±0,7	60± 14	15±2,3	0,245±0,070
Großes Meer											
Brachsen	15	1	0	0	0,67	--	1,14±1,39	30,2	11± 20	0,51±0,08	0,045±0,077
Meißendorfer Teiche											
Hecht	25	0	0	0	0,88	--	1,50±0,54	18±46	718±269	28±46	0,039±0,066
Zwischenahner Meer											
Brachsen	22	1	0	0	0,15	0,49±1,52	0,58±1,75	17±12	363±13238	4,4±1,9	0,012±0,440
Schleswig Holstein											
Bottschlotter See											
Flussbarsch, Hecht, Zander	21	1	0	0	1,09	0,7 *	0,90±0,58	5,0±3,4	98±281	2,2±2,9	0,022±0,069

* manuell festgesetzte Werte

N: Anzahl aller Messwerte; Na: Anzahl der Ausreißer; AZ und VZ: Anfangszeit und Anstiegs-Verzögerungszeit für das Fitten; χ_R^2 : reduced Chi-square; die restlichen Symbole sind den Gl. (1) bis (3) zu entnehmen

Tabelle 13.3:

Fische aus Fließgewässern: bei den Anpassungen erhaltene Parameter und Fitparameter ($\pm 1\text{-}\sigma$ -Standardabweichungen)

Fischart(en)	N	Na	AZ (a)	VZ (d)	χ^2_R	T_b (a)	T_1 (a)	T_2 (a)	A_1 (Bq/kg FM)	A_2 (Bq/kg FM)	A_2/A_1
Elbe (Atomkraftwerk Krümmel)											
Brachsen	168	0	0	10	0,34	0,10 \pm 0,03	0,76 \pm 0,13	7,4 \pm 2,2	15 \pm 3	1,2 \pm 0,4	0,077 \pm 0,028
Elbe (Atomkraftwerk Stade)											
Brachsen	64	2	0	10	0,68	0,12 \pm 0,06	0,73 \pm 0,23	4,9 \pm 1,0	20 \pm 10	2,0 \pm 0,7	0,100 \pm 0,062
Ems (Atomkraftwerk Emsland)											
Brachsen	102	2	0	18	0,27	0,37 \pm 0,21	0,56 \pm 0,26	5,2 \pm 0,8	149 \pm 379	3,4 \pm 0,8	0,022 \pm 0,057
Hecht, Zander	62	0	1	0	0,70	--	0,59 \pm 0,16	4,6 \pm 0,9	230 \pm 121	12 \pm 4	0,053 \pm 0,033
Weser (Atomkraftwerk Würgassen)											
Brachsen, Rotfedern	95	0	0	0	0,58	0,08 *	0,64 \pm 0,10	6,0 \pm 1,3	8,6 \pm 2	0,39 \pm 0,11	0,045 \pm 0,018
Weser (Atomkraftwerk Unterweser)											
Brachsen	99	1	0	0	0,34	0,1*	0,86 \pm 0,11	8,8 \pm 2,8	12 \pm 2	0,68 \pm 0,21	0,059 \pm 0,021
Isar (Atomkraftwerk Isar)											
Brachsen, Fisch, Nasen, Rotaugen, Rotfedern	75	4	0	5	0,80	0,07 \pm 0,03	0,58 \pm 0,09	5,1 \pm 1,2	85 \pm 25	2,5 \pm 0,9	0,029 \pm 0,014
Rhein (Atomkraftwerk Biblis)											
Brachsen, Fisch	105	0	0	0	0,53	0,1 *	0,53 \pm 0,10	6,2 \pm 1,1	19 \pm 6	0,69 \pm 0,16	0,037 \pm 0,014
Rhein (Atomkraftwerk Philippsburg)											
Brachsen, Fisch, Rotaugen, Rotfedern	79	0	0	0	0,52	0,1 *	0,47 \pm 0,07	6,3 \pm 1,2	26 \pm 8	0,71 \pm 0,16	0,027 \pm 0,011
Rhein (Atomkraftwerk Fessenheim, Frankreich)											
Aal, Brachsen, Fisch, Karpfen, Rotaugen, Rotfedern	65	2	0	0	0,82	--	0,49 \pm 0,16	6,7 \pm 2,5	43 \pm 30	0,91 \pm 0,39	0,021 \pm 0,017
Donau (Atomkraftwerk Gundremmingen)											
Brachsen, Karpfen, Nasen, Rotaugen, Rotfedern	42	1	0,8	0	1,34	0,15 *	0,68 \pm 0,13	17 \pm 47	78 \pm 33	0,60 \pm 0,71	0,008 \pm 0,010
Main (Atomkraftwerk Grafenrheinfeld)											
Aal, Brachsen, Fisch, Hecht, Zander	37	0	1	0	0,86	0,15 *	0,93 \pm 0,15	30,2 *	28 \pm 8	0,52 \pm 0,08	0,019 \pm 0,006

* manuell festgesetzte Werte

N: Anzahl aller Messwerte; Na: Anzahl der Ausreißer; AZ und VZ: Anfangszeit und Anstiegs-Verzögerungszeit für das Fitten; χ^2_R : reduced Chi-square; die restlichen Symbole sind den Gl. (1) bis (3) zu entnehmen

Die in Deutschland im Rahmen der Messprogramme nach dem Strahlenschutzvorsorgegesetz (IMIS) und der Überwachung in der Umgebung von Kernkraftwerken (REI) erhaltenen Messdaten bieten eine sehr gute Basis für die hier gezeigte Art von Auswertungen, da sie - nach Tschernobyl - mittlerweile einen Zeitraum von 18 Jahren überdecken. Aus diesem Beitrag ergibt sich der Bedarf, die 1994 bis 1996 in den grafischen Darstellungen offenkundig gewordenen Lücken (IMIS) nach Möglichkeit noch aus den Datenbeständen der Ländermessstellen zu schließen sowie diese Datenreihen auch künftig fortzusetzen. Dies könnte die Information über die effektive Halbwertszeit T_2 verbessern, welche letztlich bestimmt, wie lange man mit dem Tschernobyl- ^{137}Cs in den Fischen aus den Binnengewässern zu rechnen

haben wird.

Die hier präsentierte Art der Auswertung der ^{137}Cs -Daten in Fischen aus Seen und Flüssen erhebt noch keinen Anspruch auf Vollständigkeit, wie u. a. im Hinblick auf Vollständigkeit der zugrunde liegenden Datenbanken in der Leitstelle, ausgewählte Gewässer, sowie statistisch robustere Fitverfahren. Auch soll sie nicht komplexere Kompartimentmodelle ersetzen (z.B. [11], [12], [13]), mit denen die Aufnahme der Radioaktivität durch den Fisch über mehrere Zwischenstufen (z.B. Plankton und/oder Futterfisch) modelliert werden kann, so dass die kürzerfristige zeitliche Entwicklung im Fisch sicherlich besser beschrieben werden kann.

Literatur

- [1] Jonsson, B., Forseth, T., Ugedal, O.: *Chernobyl radioactivity persists in fish*. *Nature* 400, p. 417, 1999
- [2] Smith, J.T., Comans, R.N.J., Beresford, N.A., Wright, S.M., Howard, B.J., Camplin, W.C.: *Chernobyl's legacy in food and water*. *Nature* 405, p. 141, 2000
- [3] Smith, J.T., Fesenko, S.J., Howard, B.J., Horrill, A.D., Sanzharova, N.I., Alexakhin, R.M., Elder, D.G., Naylor, C.: *Temporal Change in Fallout ^{137}Cs in Terrestrial and Aquatic Systems: A Whole Ecosystem Approach*. *Environ. Sci. Technol.* 33, pp. 49-54, 1999
- [4] Smith, J.T., Clarke, R.T., Saxén, R.: *Time-dependent behaviour of radiocaesium: A new method to compare the mobility of weapons test Chernobyl derived fallout*. *J. Environ. Radioactivity* 49, pp. 65-83, 2000
- [5] BMU: *Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung – Jahresbericht 2000, Kap. I 3.4.3.*, Bonn, S. 102-107, Nov. 2003
- [6] Pröhl, G., Fiedler, I., Klemt, E., Zibold, G., Ehlen, S.: *Erfassung ökologischer Halbwertszeiten von ^{90}Sr und ^{137}Cs in terrestrischen und aquatischen Ökosystemen*. *Schriftenreihe Reaktorsicherheit und Strahlenschutz, BMU-2004-640*, 2004
- [7] Zibold, G., Kaminski, S., Klemt, E., Smith, J.T.: *Time-dependency of the ^{137}Cs activity concentration in freshwater lakes, measurement and prediction*. *Proceedings of the international congress on the radioecology of continental and estuarine environments, Aix-en-Provence France. 3-7.9.2001. Radioprotection-Colloques*, 37, C1-75-C1-80, 2002.
- [8] Smith, J.T., Kudelsky, A.V., Ryabov, I.N., Daire, S.E., Boyer, L., Blust, R.J., Fernandez, J.A., Hadderingh, R.H., Voitsekhovitch, O.V.: *Uptake and elimination of radiocaesium in fish and the "size effect"*. *J. Environ. Radioactivity* 62, pp. 145-164, 2002
- [9] Kanisch, G.: *Neuere robuste Methoden zur Bestimmung von Mittelwert und Standardabweichung eines Datensatzes. 12. Fachgespräch Überwachung der Umweltradioaktivität, BMU, S. 251-258, Bonn, 2003*
- [10] Peles, J.D., Bryan Jr., A.L., Garten Jr., C.T., Ribble, D.O., Smith, M.H.: *Ecological half-life of ^{137}Cs in fish from a stream contaminated by nuclear reactor effluents*. *The Science of the Total Environment* 263, pp. 255-262, 2000
- [11] Sängler, W., Hübel, K., Goßling, B., Litzke, J.: *Dynamisches Modell zur Berechnung der Strahlenexposition über den Wasserpfad bei stehenden Gewässern nach einem kurzfristig hohen Aktivitätseintrag (Rechenprogramm ECOMOD)*. *Publikationsreihe „Fortschritte im Strahlenschutz“ des Fachverbandes für Strahlenschutz e.V. Köln, S. 175-182, 2002*
- [12] IAEA: *Modelling of the transfer of radiocaesium from deposition to lake ecosystems. Technical Document of the VAMP Aquatic Working Group. IAEA TECDOC 1143, Vienna, 343 pp., 2000*
- [13] Raskob, W., Popov, A., Zheleznyak, M.J., Helling, R.: *Radioecological Models for Inland Water Systems. Wissenschaftliche Berichte, FZKA 6089, Forschungszentrum Karlsruhe, 225 pp., April 1998*

14 BODEN, PFLANZEN, FUTTER- UND DÜNGEMITTEL

Bearbeitet vom Institut für Chemie und Technologie der Milch der Bundesforschungsanstalt für Ernährung und Lebensmittel, Kiel (G. Haase)

Cäsium und Strontium

Die Wanderung der Radionuklide ^{137}Cs und ^{90}Sr in den Boden hinein erfolgt nur sehr langsam. Da beide Radionuklide eine lange Halbwertszeit aufweisen, verändert sich ihre spezifische Aktivität im Boden gegenwärtig von Jahr zu Jahr nur geringfügig. Gelegentliche stärkere Schwankungen der Messwerte an einem Ort, wie sie in den nachfolgenden Tabellen für Boden und Bewuchs ausgewiesen sind, gehen auf die Probenahme zurück.

Die Kontamination des Bodens mit ^{137}Cs war auch im Jahr 2003 durch die Deposition nach dem Tschernobylunfall geprägt, während das ^{90}Sr zum überwiegenden Teil noch aus der Zeit der oberirdischen Kernwaffenversuche stammt.

In den Abbildungen 14.1 und 14.2 sind die Landesmittelwerte für Ackerböden und die entsprechenden Werte für Böden, die als Weiden und Wiesen genutzt werden, dargestellt.

In der Vegetationsperiode 2003 wurden verschiedene Pflanzenproben γ -spektrometrisch gemessen. Im Vordergrund standen dabei Proben solcher Pflanzen, die als Futtermittel dienen. Der ^{137}Cs -Gehalt in Weide- und Wiesenbewuchs ist in Abbildung 14.3 dargestellt. In einigen Bundesländern wurden Futtermittelrohstoffe überwacht (Tabelle 14.1). Die Kontamination pflanzlichen Materials ist gegenüber dem Vorjahr wieder etwas zurückgegangen, was vor allem auf Verdünnungs- und Bindungseffekte im Boden zurückzuführen ist.

Tabelle 14.1:
Radioaktive Kontamination einiger Futtermittel (Produkte aus dem Inland), Mittelwerte für das Bundesgebiet

Futtermittel	Jahr	Aktivität in Bq/kg TM					
		^{137}Cs			^{90}Sr		
		N	Mittelwert ¹⁾	max. Wert	N	Mittelwert	max. Wert
Mais und Maissilagen	2002	241	< 0,5	6,3	1	0,2	-
	2003	246	< 0,7	7,4	1	0,9	-
Futterrüben	2002	39	< 0,5	1,2			
	2003	36	< 0,5	4,6	1	0,1	
Futtergetreide	2002	144	< 0,2	0,6			
	2003	136	< 0,2	0,8			
Futterkartoffeln	2002	76	< 0,4	2,6			
	2003	72	< 0,5	2,8			
Erbsen	2002	1	< 0,2	-			
	2003	6	< 0,2	< 0,4	1	3,9	-
Raps	2002	3	< 0,4	0,6			
	2003	6	< 0,2	0,5			
Ölkuchen	2003	3	< 0,2	< 0,2			

¹⁾ als Mindestnachweisgrenze dieser Nuklide in Futtermitteln werden im Messprogramm für den Normalbetrieb (Routinemessprogramm) 0,5 Bq/kg TM gefordert

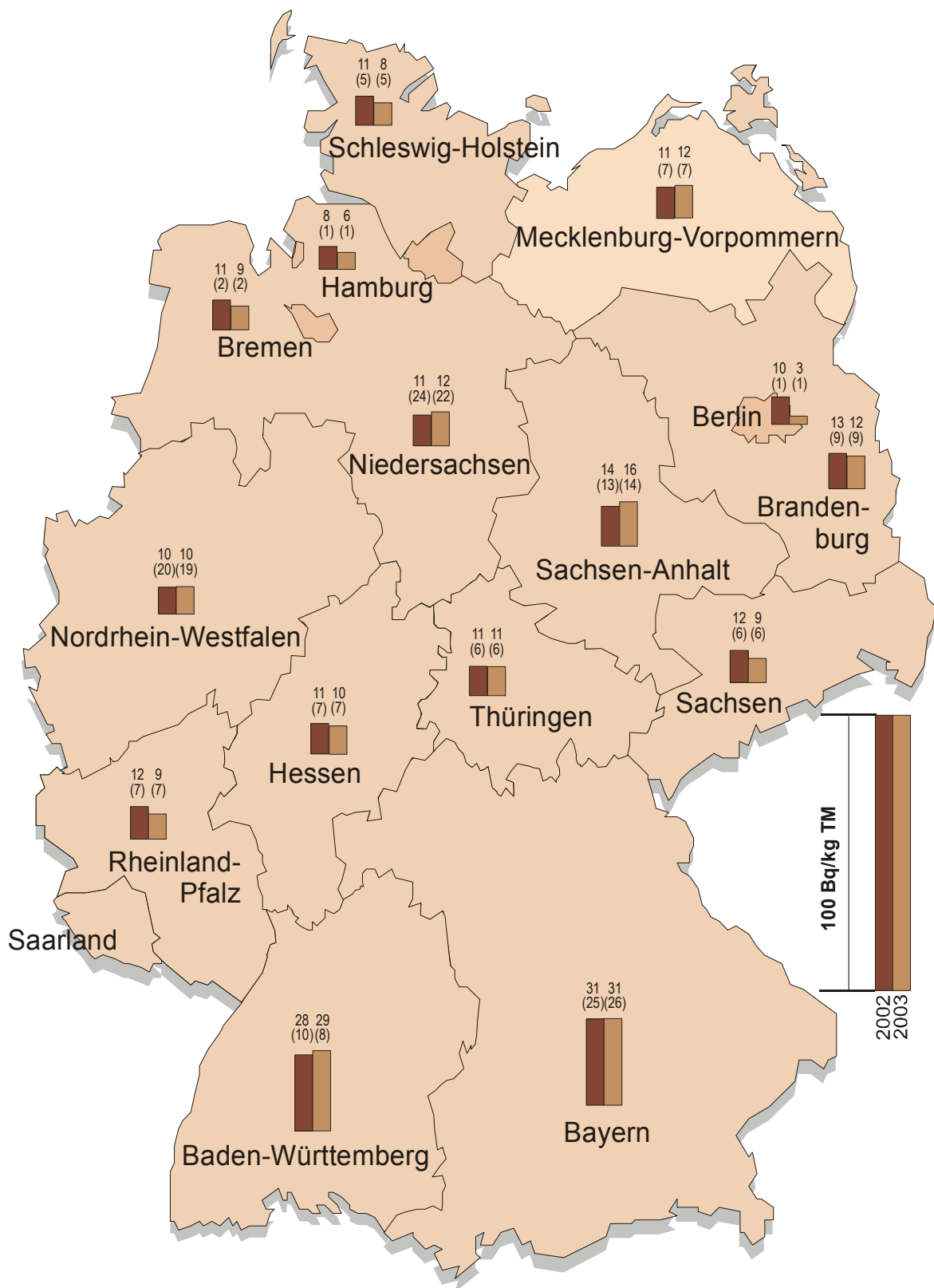


Abbildung 14.1:
Radioaktive Kontamination von Ackerböden mit ^{137}Cs in den Jahren 2002 und 2003 nach Messungen der Bundesländer (Mittelwerte in Bq/kg TM, Anzahl der Messwerte in Klammern)

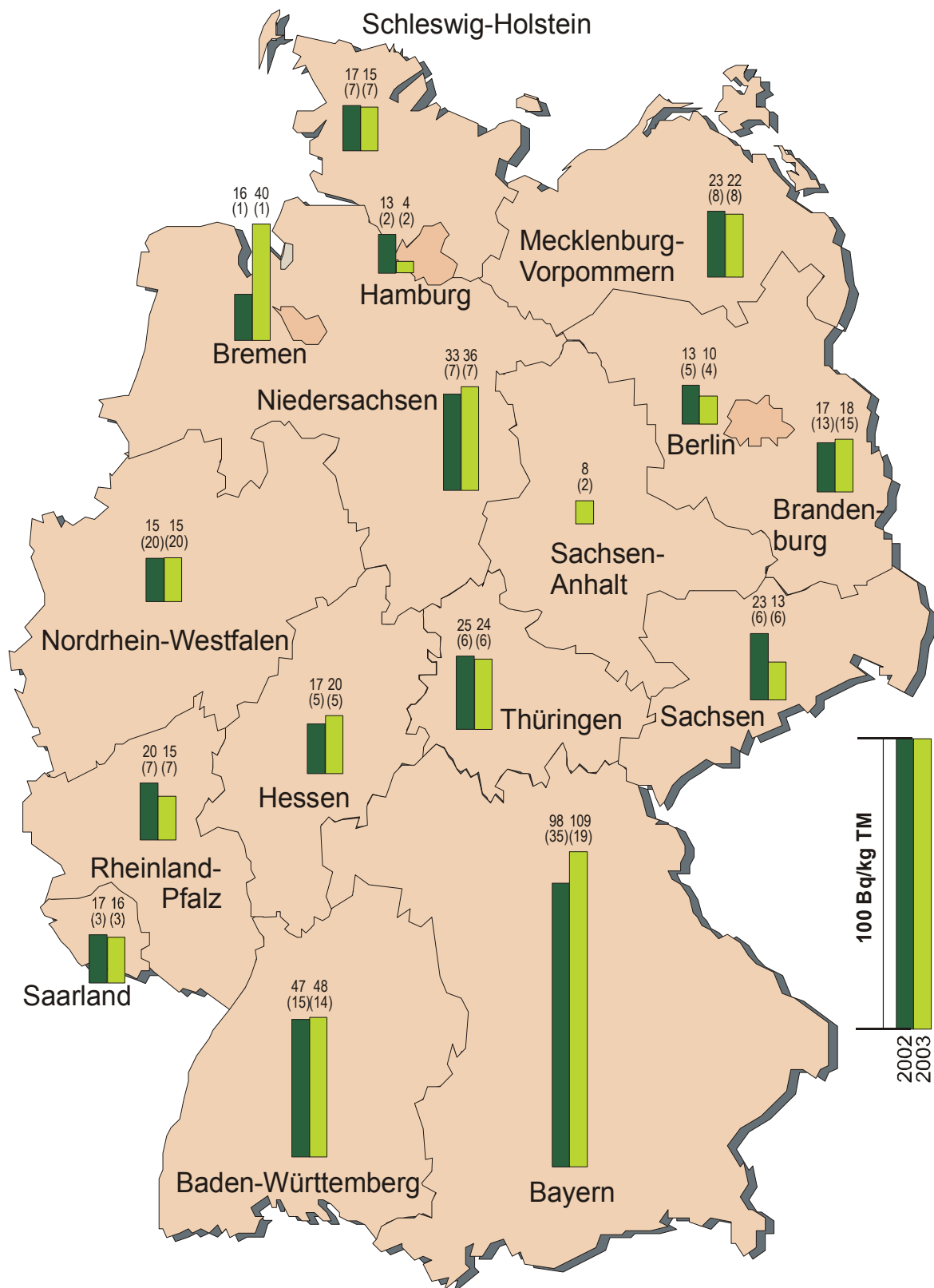


Abbildung 14.2:
Radioaktive Kontamination von Weideböden mit ¹³⁷Cs in den Jahren 2002 und 2003 nach Messungen der Bundesländer (Mittelwerte in Bq/kg TM, Anzahl der Messwerte in Klammern)

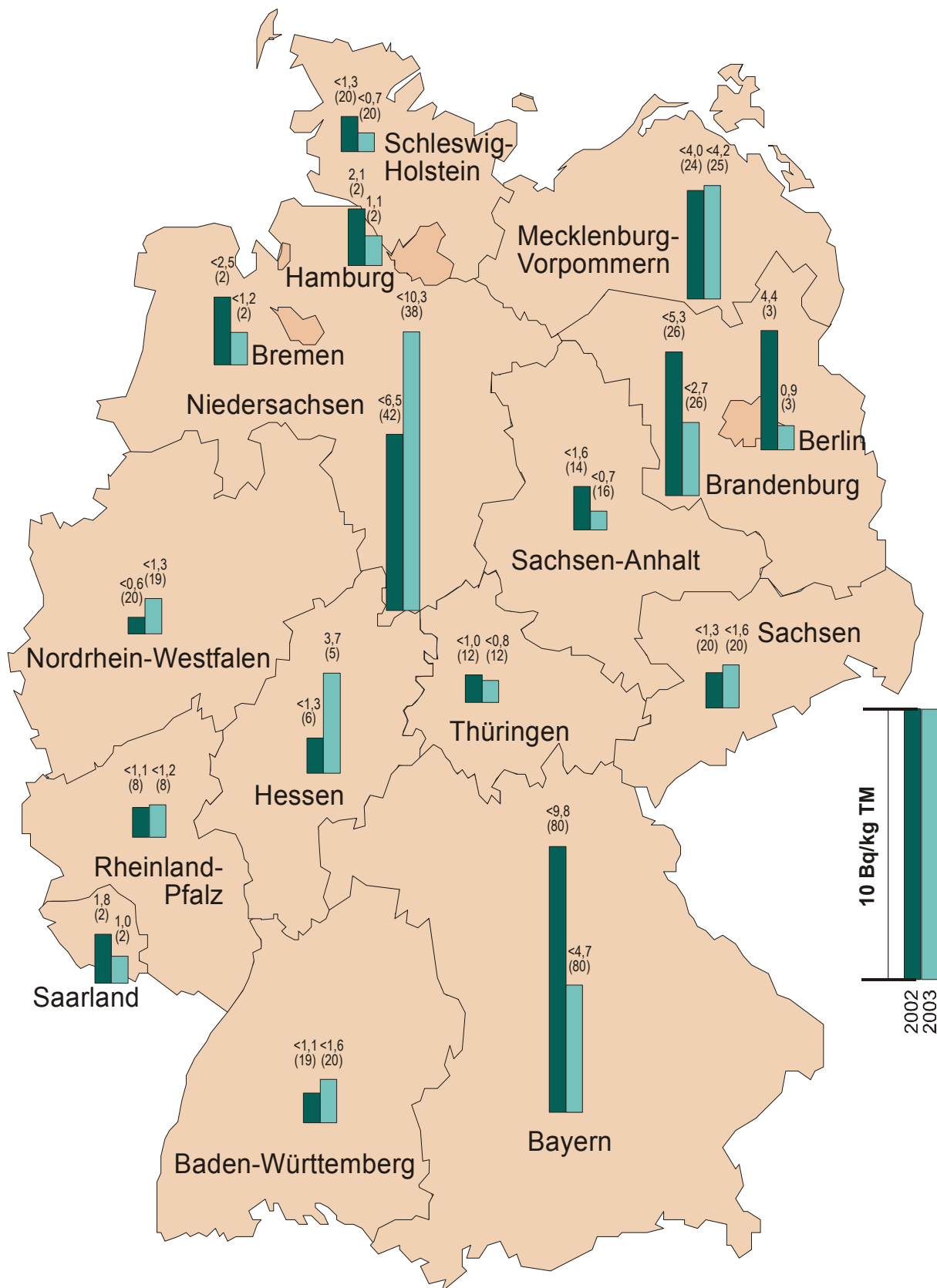


Abbildung 14.3:
Radioaktive Kontamination von Weide- und Wiesenbewuchs mit ^{137}Cs in den Jahren 2002 und 2003 nach Messungen der Bundesländer (Mittelwerte in Bq/kg TM, Anzahl der Messwerte in Klammern)

Plutonium

Im Jahr 1998 wurde von der Leitstelle Kiel eine Untersuchung [1] durchgeführt, um die Radionuklidgehalte an ^{238}Pu und $^{239,240}\text{Pu}$ in Bodenproben zu ermitteln. Die Bodenproben wurden in den Jahren 1996 und 1997 gezogen und dem BFEL von den amtlichen Radioaktivitätsmessstellen zur Verfügung gestellt. Hintergrund dieser Untersuchung war die Richtlinie zur Emissions- und Immissionsüberwachung kerntechnischer Anlagen (REI) [2] und dort insbesondere der Anhang B [3] für die Umgebung von Brennelementfabriken, da dort alphanuklidspezifische Messungen von Boden und Bewuchs vorgesehen wurden.

Die Analyse von Plutoniumradioisotopen in Umweltproben ist ein sehr komplexes Unterfangen, da die alphaspektrometrischen Analysen sehr zeitaufwendig sind und dem Personal sehr viel Erfahrung abverlangen. Die Leitstelle in Kiel hat viel Zeit in die Metho-

dik der Abtrennung und Messungen von Plutoniumisotopen aus Boden- und Bewuchsproben investiert. Zwei entsprechende Vorschriften in den Messanleitungen für die Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt [4] für die Alphaspektrometrie im Boden und Futtermitteln wurden insbesondere in Hinsicht auf den Einsatz bei der routinemäßigen Überwachung optimiert und mit unterschiedlichen Boden- und Bewuchsproben getestet.

Die Kontamination der Umwelt durch Plutoniumradioisotope kann nicht nur durch kerntechnische Anlagen verursacht werden. In der Hauptsache sind die Kontaminationen auf Kernwaffentests aus den 50er und 60er Jahren in der damaligen UdSSR und den USA zurückzuführen. Die integrale Deposition an ^{238}Pu und $^{239,240}\text{Pu}$ bis zum Jahr 1979 wird in einem UN-Bericht aus dem Jahre 1982 [5] mit folgenden Werten angegeben (siehe Tabelle 14.2):

Tabelle 14.2:

Integrale Depositionsdichte von Plutoniumradioisotopen in Bq/m^2 als Folge der Kernwaffentests bis zum Jahre 1979 [5]

Gebiet	^{238}Pu	$^{239,240}\text{Pu}$
Gesamte Welt	0,90	35,0
nördliche Hemisphäre	0,98	39,0
südliche Hemisphäre	0,25	9,7
nördliche gemäßigte Zone (40°-50° nördl. Breite)	1,50	58,0
südliche gemäßigte Zone (40°-50° südl. Breite)	0,41	16,0

Die Werte für die nördliche gemäßigte Zone aus Tabelle 14.2 kann als Umrechnung für eine Abschätzung der Bodenkontamination verwendet werden. Geht man von einer 10 cm starken Ackerbodenschicht aus, so erhält man ca. 140 kg/m^2 Material für mineralische Böden mit durchschnittlicher Zusammensetzung [6]. Werden Pflugtiefen von 15 - 40 cm angenommen, so liegt die spezifische Aktivität der Böden für das ^{238}Pu zwischen 2,7-7 mBq/kg TM und für $^{239,240}\text{Pu}$ zwischen 104-270 mBq/kg TM. Bei Böden mit einem sehr hohen Anteil organischen Materials können die Flächentrockenmassen bis zu einem Faktor 3 kleiner und somit die spezifischen Aktivitäten in mBq/kg TM um einen Faktor 3 höher liegen als bei mineralischen Böden.

Kernwaffenversuche führten beim Verhältnis der Aktivitäten von $^{239,240}\text{Pu}$ zu ^{238}Pu zu einem Wert von 39:1. Mit der relativ kurzen Halbwertszeit des ^{238}Pu von 87,7 Jahren würde sich das Verhältnis bis zum heutigen Tage auf 46:1 verändert haben. Es wurden aber in der Vergangenheit niedrigere Verhältnisse beobachtet. Dieser Sachverhalt ist möglicherweise darauf zurückzuführen, dass einige militärische Sa-

telliten mit ^{238}Pu -Batterien in der Erdatmosphäre verglüht sind. Der Reaktorunfall von Tschernobyl hat sicherlich nicht zur Veränderung des Verhältnisses beigetragen, da nur etwa 3% des Plutoniuminventars freigesetzt und in der näheren Umgebung des Reaktors deponiert wurden. Die Menge Plutonium [7], die von Tschernobyl in die Bundesrepublik Deutschland verfrachtet wurde, trägt also nicht zur Verschiebung des Plutoniumverhältnisses bei.

Um belastbare Plutoniummesswerte bei der Überwachung der Umgebung von kerntechnischen Anlagen zu erhalten ist es wichtig, Vergleichswerte an weiter entfernten Probenentnahmeorten zu ermitteln. Ohne solche Vergleichswerte ist es praktisch unmöglich, einen Beitrag einer Plutoniumkontamination des Bodens durch kerntechnische Anlagen zu erkennen.

Da in der Literatur nur sehr wenig über solche Untersuchungen zu finden ist, wurden daher Plutoniumbestimmungen an Bodenproben aus dem gesamten Bundesgebiet durchgeführt. Die Ergebnisse der Untersuchungen werden nachfolgend dargestellt.

Tabelle 14.3:

Ergebnisse der Plutoniumbestimmung in Böden in der Bundesrepublik Deutschland

Bundesland	Probenahmeort	spez. Aktivität in mBq/kg TM	
		^{238}Pu	$^{239,240}\text{Pu}$
Bayern	Abensberg	< 11	116
	Bodenkirchen	< 11	154
	Eisenfeld	< 11	126
	Haldenwang	< 11	175
	Karlshuld	16	501
	Pfofeld	< 11	131
	Plech	< 11	142
	Schwandorf	< 11	101
Brandenburg	Altlüdersdorf	< 11	57
	Bergholz-Meyenburg	< 11	92
	Karstädt	< 11	91
	Rehfeld-Berlitt	< 11	83
	Steckelsdorf	< 11	93
Hessen	Pfungstadt	< 11	73
	Weilburg	< 11	139
Mecklenburg-Vorpommern	Kühlungsborn	< 11	91
	Züssow	< 11	85
	Bockhorn	< 11	107
	Ganderkesee	< 11	98
	Homburg	< 11	118
	Neuhaus (Ote)	< 11	115
	Peine	< 11	115
	Salzgitter	< 11	76
	Schneeverdingen	< 11	145
	Lage	< 11	109
Nordrhein-Westfalen	Reha-Wiedenbrück	< 11	136
	Siddensen	< 11	136
	Sternwede	< 11	90
	Dellfeld	< 11	134
Rheinland-Pfalz	Holzhausen	< 11	131
	Mosel	< 11	126
Sachsen	Rackwitz	< 11	100
	Abbendorf	< 11	102
Sachsen-Anhalt	Kakerbeck	< 11	104
	Molkenberg	< 11	80
	Paplitz	< 11	113
	Kükels	< 11	108
Schleswig-Holstein	Oberberg	< 11	151
	Buttelstedt	< 11	102
Thüringen	Großebersdorf	< 11	75
	Haufeld	< 11	235
	Hildburghausen	< 11	143
	Hochheim	< 11	95

Material und Methode

Von den amtlichen Radioaktivitätsmessstellen der meisten Flächenländer wurden luftgetrocknete Ackerbodenproben für die Analysen zur Verfügung gestellt. Dabei handelte es sich um Proben die im Rahmen des Integrierten Mess- und Informationssystems zur Überwachung der Umweltradioaktivität (IMIS) gezogen wurden und von den Länder routinemäßig gamma-spektrometrisch vermessen und zum Teil auf ^{90}Sr analysiert werden.

Die Analyse von Plutonium erfolgte nach dem Verfahren F- α -SPEKT-BODEN-01, das in den Messanleitungen zur Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt zu finden ist. Die Messung der Alphaspektren erfolgte in einer Vakuumkammer mit Hilfe eines Oberflächensperrschichtdetektors. Die Messzeiten betragen in der Regel 600.000 Sekunden (ca. eine Woche). Die Auswertung der Peaks für ^{238}Pu und $^{239,240}\text{Pu}$ wurde nach Ausgabe der Spektren von Hand durchgeführt, da zu der Zeit keine entsprechende Software vorhanden war. Die Handauswertung stellt allerdings auch eine sehr exakte Methode bei der Auswertung von Alphaspektren mit niedriger Zählrate dar. Blindpräparate wurden hergestellt, um den Untergrund und die Nachweisgrenzen für die Analysen des Plutonium zu bestimmen.

Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse der ^{238}Pu - und $^{239,240}\text{Pu}$ -Analysen sind in Tabelle 14.3 zusammengestellt. Die aufgeführten Werte sind Mittelwerte aus Doppelbestimmungen. Wie aus Tabelle 14.3 zu entnehmen ist, liegen die ^{238}Pu -Messwerte bis auf eine Ausnahme unterhalb der Nachweisgrenze von 11 mBq/kg Trockenmasse. Der Ausnahmewert von 16 mBq/kg TM liegt nur geringfügig oberhalb der Nachweisgrenze, daher erscheint es wenig sinnvoll aus diesen Messwerten ein Isotopenverhältnis zu bilden.

Die spezifischen Aktivitäten von $^{239,240}\text{Pu}$ waren dagegen gut zu bestimmen. Etwa 90% der gemessenen Werte liegen in einem Intervall von 50 – 150 mBq/kg TM. Der Gesamtmittelwert und die Standardabweichung betragen 123 ± 66 mBq/kg TM. Die ermittelten Messwerte entsprechen recht gut denjenigen Werten, die in der Einleitung im Rahmen der Depositionen durch Kernwaffenversuche diskutiert wurden. Dies gilt auch für den recht hohen Wert von 501 mBq/kg TM (Bayern). Bei dieser Bodenprobe handelte es sich um einen Moorboden mit einem sehr hohen Anteil (85%) organischen Materials. Die übrigen Bodenproben wiesen nur einen sehr gerin-

gen Anteil an organischem Material auf. Die recht gleichmäßige Verteilung des $^{239,240}\text{Pu}$ im Bundesgebiet stützt die eingangs gemachte Aussage, dass die deponierte Plutoniummenge hauptsächlich durch den Kernwaffenfallout bedingt ist (vgl. Tab.14.2). Das beim Tschernobyl-Unfall freigesetzte $^{239,240}\text{Pu}$ trug in Südbayern nur mit 0,04 Bq/m² zur deponierten Menge bei [8].

Literatur

- [1] Wiechen, A.: *Plutoniumbestimmung in Bodenproben aus der Bundesrepublik Deutschland Kieler Milchwirtschaftliche Forschungsberichte* 50 (2) 147-152, 1998
- [2] *Richtlinie zur Emissions- und Immissionsüberwachung kerntechnischer Anlagen (REI). Gemeinsames Ministerialblatt, Ausgabe A, 44. Jahrgang, Nr. 29, S.501-528 vom 19.08.1993*
- [3] *Richtlinie zur Emissions- und Immissionsüberwachung kerntechnischer Anlagen (REI). Gemeinsames Ministerialblatt, Ausgabe A, 47. Jahrgang, Nr. 9-10, S.193-248 vom 20.03.1996*
- [4] *Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.): Messanleitungen für die Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt und zur Erfassung radioaktiver Emissionen aus kerntechnischen Anlagen, Loseblattsammlung, Stand: 30.05.1997, Stuttgart, Lübeck, Ulm, Jena*
- [5] *United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation: Ionizing Radiation: Sources and Biological Effects, 1982 Report to the General Assembly, with annexes, United Nations, New York, 1982*
- [6] *Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.): Modelle, Annahmen und Daten mit Erläuterungen zur Berechnung der Strahlenexposition bei der Ableitung radioaktiver Stoffe mit Luft oder Wasser zum Nachweis der Einhaltung der Dosisgrenzwerte nach § 45 StrSchV, Veröffentlichung der Strahlenschutzkommission, Band 17, Stuttgart, Jena, Lübeck, New York, 1992*
- [7] *Schwibach, J.: Auswirkungen des Reaktorunfalls in Tschernobyl auf den Raum München, Bundesgesundheitsamt, ISH-Heft 103, November 1986*
- [8] *Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung: Umweltradioaktivität und Strahlenexposition in Südbayern durch den Tschernobyl-Unfall, Bericht des Instituts für Strahlenschutz, Neuherberg, 1986*

15 RADIOAKTIVE STOFFE IN MILCH UND MILCHPRODUKTEN

Bearbeitet vom Institut für Chemie und Technologie der Milch der Bundesanstalt für Ernährung und Lebensmittel, Kiel (G. Haase)

Die Kontamination von Milch und Milchprodukten mit dem vor und nach dem Tschernobylunfall deponierten ^{137}Cs , die bereits in den Vorjahren ein sehr niedriges Niveau erreicht hatte, vermindert sich gegenwärtig von Jahr zu Jahr nur noch äußerst geringfügig. ^{134}Cs war wegen der kürzeren Halbwertszeit nicht mehr nachzuweisen. Die ^{90}Sr -Aktivitätskonzentration ist in den Jahren 2002 - 2003 auf extrem niedrigem Niveau ebenfalls nahezu konstant geblieben.

Abbildung 15.1 gibt einen Überblick über den Verlauf

der Jahresmittelwerte des ^{90}Sr - und ^{137}Cs -Gehaltes der Milch für den Zeitraum von 1960 bis 2003.

Tabelle 15.1 gibt einen Überblick über den ^{137}Cs - und ^{134}Cs -Gehalt in verschiedenen Milchprodukten. Messungen des ^{137}Cs -Gehaltes eines Milchfertigpräparates (Säuglingsnahrung), das in Schleswig-Holstein hergestellt wurde, ergaben im Berichtsjahr durchschnittlich 0,4 Bq/kg (Bandbreite: 0,1 bis 0,8 Bq/kg).

Tabelle 15.1:
Bereiche der radioaktiven Kontamination von Milch und Milchprodukten im Jahr 2003

Produkt	N	^{134}Cs Bq/kg	^{137}Cs Bq/kg	
			max. Wert	min. Wert
		Bereich der erreichten Nachweisgrenzen¹⁾		
Rohmilch	1119	< 0,7 – < 0,005	2,45	< 0,02
Käse	1	< 0,13	< 0,22	-
Importe				
Käse	107	< 0,25 – < 0,03	0,77	< 0,05
Friskäse	5	< 0,16 – < 0,09	0,26	0,08
Schmelzkäse	1	-	< 0,07	-
Schafskäse	11	< 0,24 – < 0,06	< 0,25	< 0,06
Ziegenkäse	4	< 0,20 – < 0,16	< 0,30	< 0,14
Lakenkäse	6	< 0,20 – < 0,10	< 0,22	< 0,10

¹⁾ als Mindestnachweisgrenze dieser Nuklide in Milch und Milchprodukten werden im Messprogramm für den Normalbetrieb (Routinemessprogramm) 0,2 Bq/l gefordert

Magermilchpulver in der Radioaktivitätsüberwachung

Nach dem Unfall von Tschernobyl im Jahr 1986 wurde von der Leitstelle Kiel ein eigenes Programm für die Überwachung der Milch in der Bundesrepublik Deutschland eingerichtet. Hierzu wurden zuerst nur aus den alten und später zusätzlich aus den neuen Bundesländern Magermilchpulverproben gemessen. Das Magermilchpulver stammt von den milchverarbeitenden Betrieben, die ihre Milch aus großräumigen Einzugsgebieten beziehen.

Zur Überwachung der Milch lässt sich sehr gut Magermilchpulver heranziehen, da es bis zu einem Jahr haltbar ist. Durch die Aufkonzentration der Magermilch zu Magermilchpulver (Trocknung der Mager-

milch) steigt die spezifische Aktivität um einen Faktor 10 an, was eine genaue Bestimmung der Nuklide ^{137}Cs und ^{90}Sr erlaubt.

Um auf die Aktivität in der Milch zu gelangen, ist der entsprechende Zahlenwert aus der Tabelle 15.2 durch 10 zu teilen. Als Vergleichswerte werden die Werte für Milch aus der allgemeinen Überwachung herangezogen. Sie liegen für die Jahre 2002 und 2003 im Mittel für ^{90}Sr bei < 0,04 Bq/l und für ^{137}Cs bei < 0,20 Bq/l. Diese Zahlenwerte zeigen eine gute Übereinstimmung mit den durch Magermilchpulver erhaltenen Messwerten.

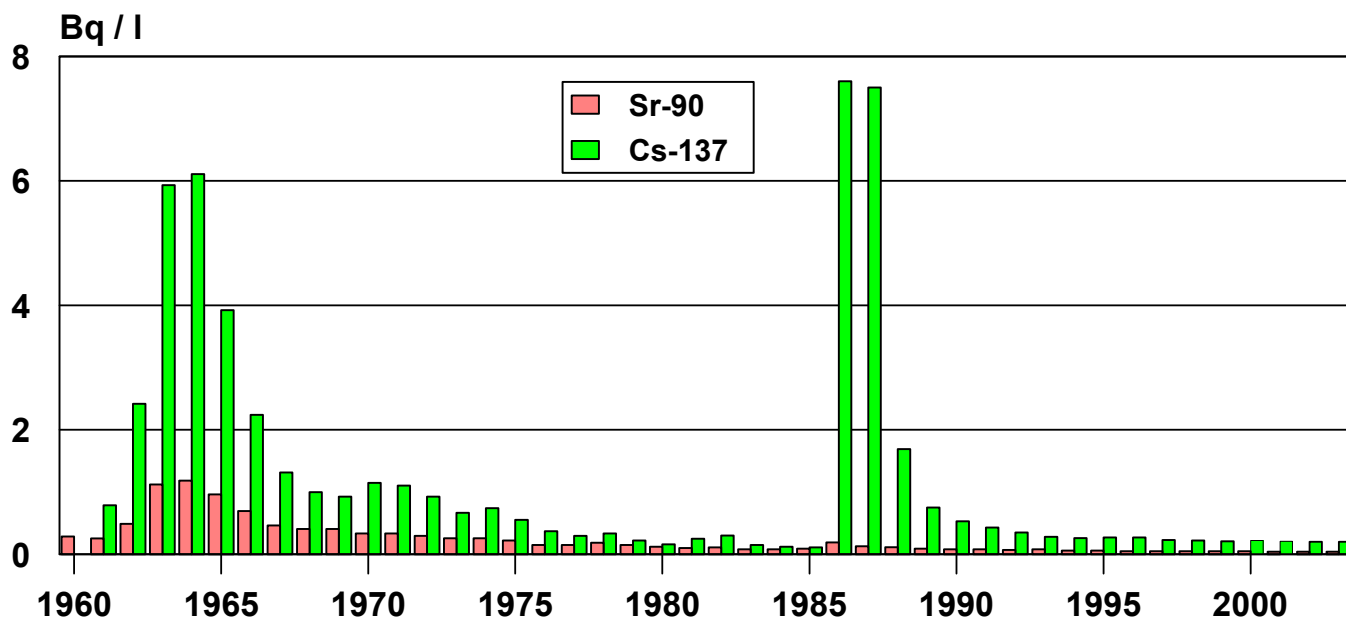


Abbildung 15.1:
 Jahresmittelwerte der ⁹⁰Sr- und ¹³⁷Cs-Konzentrationen in Rohmilch (Bundesgebiet)

Tabelle 15.2:
 Magermilchpulver aus den Jahren 2002 und 2003 aus verschiedenen milchverarbeitenden Betrieben der Bundesländer

Bundesland	¹³⁷ Cs Bq/kg TM			⁹⁰ Sr Bq/kg TM	
	Jahr	N	Mittelwert (Bereich)	N	Mittelwert (Bereich)
Baden-Württemberg	2002	11	1,03 (0,27 - 1,50)	11	0,81 (0,32 - 1,02)
	2003	10	1,31 (1,12 - 2,37)	6	0,16 (0,35 - 1,17)
Bayern	2002	9	1,40 (0,27 - 2,85)	9	0,48 (0,29 - 0,59)
	2003	8	0,82 (0,35 - 1,48)	6	0,42 (0,30 - 0,57)
Hessen	2002	2	1,22 (0,37 - 2,07)	2	0,33 (0,33 - 0,33)
	2003	2	0,70 (0,53 - 0,87)	2	0,40 (0,35 - 0,44)
Mecklenburg-Vorpommern	2002	19	1,50 (0,68 - 3,28)	19	0,27 (0,21 - 0,57)
	2003	10	1,52 (0,59 - 4,41)	8	0,26 (0,20 - 0,35)
Niedersachsen	2002	24	2,25 (1,69 - 2,88)	24	0,33 (0,24 - 0,55)
	2003	25	2,73 (1,76 - 4,19)	18	0,36 (0,25 - 0,60)
Nordrhein-Westfalen	2002	4	1,08 (0,95 - 1,32)	4	0,54 (0,33 - 1,07)
	2003	1	0,91	1	0,49
Rheinland-Pfalz	2002	10	0,41 (0,27 - 0,64)	10	0,42 (0,33 - 0,50)
	2003	12	0,42 (0,31 - 0,50)	7	0,47 (0,39 - 0,57)
Schleswig-Holstein	2002	12	1,34 (1,03 - 2,09)	12	0,37 (0,30 - 0,45)
	2003	9	1,41 (1,02 - 2,13)	7	0,40 (0,31 - 0,50)
Thüringen	2002	14	0,34 (0,20 - 1,48)	14	0,27 (0,20 - 0,38)
	2003	10	0,73 (0,21 - 1,33)	8	0,26 (0,33 - 0,36)
Mittelwert der Länder	2002	115	1,17 (0,20 - 3,28)	105	0,42 (0,21 - 1,02)
	2003	87	1,13 (0,21 - 4,19)	63	0,36 (0,20 - 1,17)

16 GESAMTNAHRUNG, SÄUGLINGS- UND KLEINKINDERNAHRUNG

Bearbeitet vom Institut für Chemie und Technologie der Milch der Bundesforschungsanstalt für Ernährung und Lebensmittel, Kiel (G. Haase)

Die Beprobung der Gesamtnahrung dient der Abschätzung der ingestionsbedingten Strahlendosis gesunder Erwachsener in der Bundesrepublik Deutschland. Dazu werden verzehrsfertige Menüs der Gemeinschaftsverpflegung aus Kantinen, Heimen, Krankenhäusern und Restaurants vermessen. Daraus resultiert eine Mittelung der Verzehrsmenge und der Zusammensetzung. Bei den Gesamtnahrungsproben handelt es sich um Tagesrationen für gesunde Erwachsene.

In den veröffentlichten Tabellen [1] sind für die Radionuklide ^{90}Sr und ^{137}Cs die Anzahl der Messwerte N, die Mittelwerte und die Bereiche der Einzelwerte aufgeführt. Bei der Mittelwertbildung wurde keine Wichtung durchgeführt. Darüber hinaus überschätzen die Mittelwerte, die mit dem Zeichen „<“ gekennzeichnet sind, die Realität, weil in die Berechnung zahlreiche Werte von Nachweisgrenzen eingegangen sind, die über den realen Werten lagen. Aus diesen Gründen beinhaltet der gebildete Mittelwert einige Unsicherheiten, die bei der Interpretation der Jahresmittelwerte berücksichtigt werden müssen.

Die mittlere tägliche ^{137}Cs -Aktivitätszufuhr einer erwachsenen Person über die Nahrung kann für 2003 mit $0,29 \text{ Bq}/(\text{d}\cdot\text{p})$ ($\text{d} = \text{Tag}$; $\text{p} = \text{Person}$) nach oben abgeschätzt werden und zeigt somit kaum eine Veränderung zum Vorjahr (Abbildung 16.1). Da in diese Mittlung ein hoher Prozentsatz von Messwerten unterhalb der Nachweisgrenzen eingeht, wird der Wert der Aktivitätszufuhr überschätzt, was bei einer Interpretation des Wertes berücksichtigt werden muss.

Für ^{90}Sr mit einer mittleren Aktivitätszufuhr von $0,12 \text{ Bq}/(\text{d}\cdot\text{p})$ gilt die gleiche Betrachtungsweise wie für ^{137}Cs , allerdings muss hier noch berücksichtigt werden, dass die Messwerte nahe oder unterhalb der Nachweisgrenzen der angewendeten Analyseverfahren liegen, was zu einer zusätzlichen Unsicherheit führt (Abbildung 16.1).

Die mittlere jährliche ingestionsbedingte Aktivitätszufuhr lässt sich somit wie folgt abschätzen:

$$^{90}\text{Sr} : 43 \text{ Bq}/(\text{a}\cdot\text{p})$$

$$^{137}\text{Cs} : 104 \text{ Bq}/(\text{a}\cdot\text{p})$$

In Tabelle 16.1 werden für einige ausgewählte Lebensmittel die spezifischen Aktivität in $\text{Bq}/\text{kg FM}$ (Feuchtmasse) für ^{90}Sr und ^{137}Cs , gemittelt über alle durch die Bundesländer erfassten Daten, aufgezeigt. Im Vergleich zum Vorjahr sind die Werte unverändert oder weichen etwas nach oben oder unten ab.

In Tabelle 16.2 werden für Säuglings- und Kleinkindernahrung die spezifischen Aktivität in $\text{Bq}/\text{kg FM}$ (Feuchtmasse) für ^{90}Sr und ^{137}Cs , gemittelt über alle durch die Bundesländer erfassten Daten, aufgezeigt. Im Vergleich zum Vorjahr weichen die Werte etwas nach oben ab, was allerdings noch im Bereich der statistischen Schwankungen liegt.

Literatur

[1] Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung, Jahresbericht 2003

Tabelle 16.1:

Arithmetische Jahresmittel der spezifischen Aktivitäten von ^{90}Sr und ^{137}Cs in ausgewählten Lebensmitteln, Inland

Jahr	^{137}Cs (Bq/kg FM)						^{90}Sr (Bq/kg FM)		
	Rindfleisch	Schweinefleisch	Kalb- fleisch	Weizen	Kartoffeln	Kernobst	Weizen	Kartoffeln	Kernobst
2002	< 0,77	< 0,23	< 1,51	< 0,16	< 0,16	< 0,13 *	< 0,19	< 0,04	< 0,03 *
2003	< 0,81	< 0,20	< 0,78	< 0,14	< 0,16	< 0,13 *	0,21	< 0,04	< 0,02 *

* Inland und Einfuhr

Tabelle 16.2:

Arithmetische Jahresmittel der spezifischen Aktivitäten von ^{90}Sr und ^{137}Cs von Säuglings- und Kleinkindernahrung, Inland

Monat	^{137}Cs Bq/kg FM			^{90}Sr Bq/kg FM	
	Jahr	N	Mittelwert (Bereich)	N	Mittelwert (Bereich)
Jahr (gesamt)	2002	253	< 0,17 (< 0,001 - 7,24)	54	< 0,04 (< 0,001 - 0,19)
	2003	236	< 0,35 (< 0,01 - 18,8)	48	< 0,05 (< 0,0002 - 0,36)

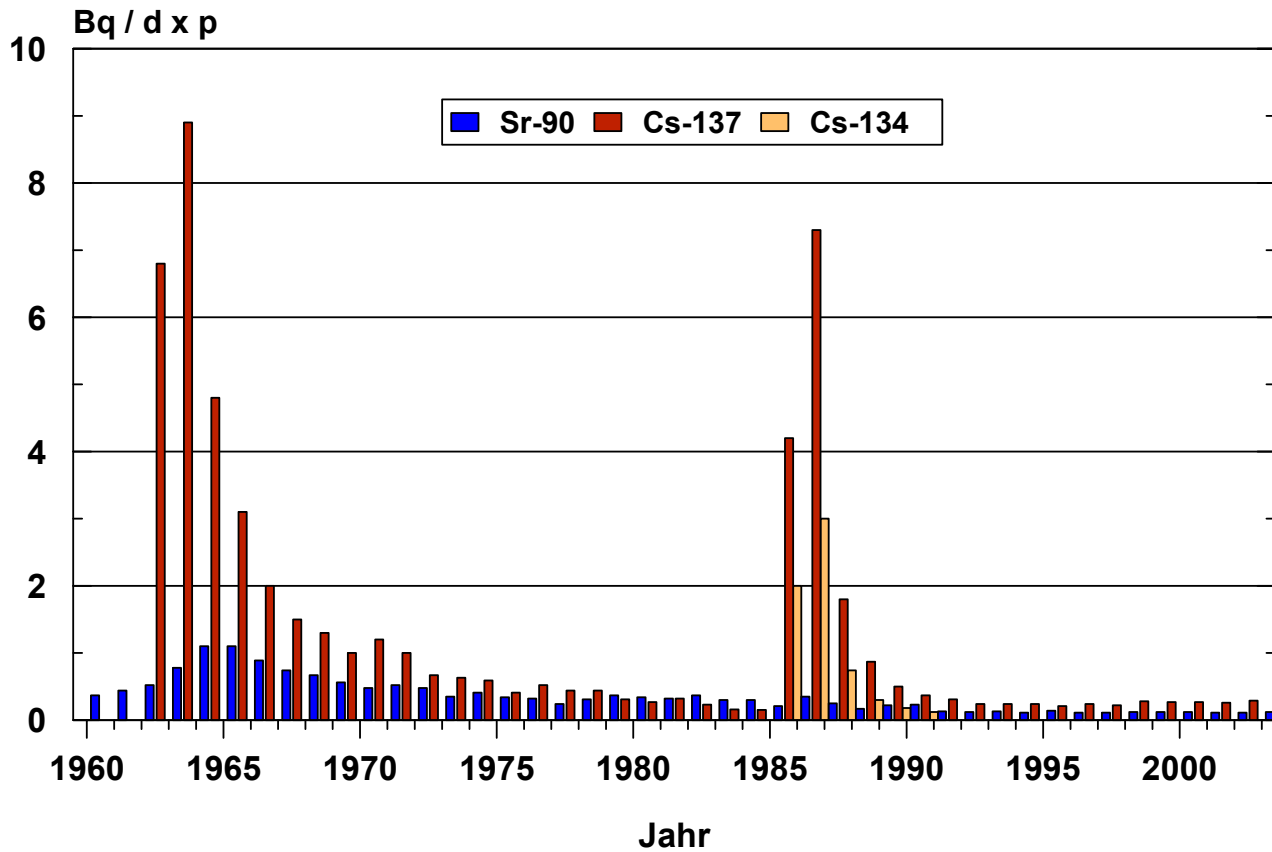


Abbildung 16.1:

Jahresmittel der Aktivitätszufuhr von ^{134}Cs , ^{137}Cs und ^{90}Sr mit der Gesamtnahrung pro Tag und Person

17 ERGEBNISSE DER RINGANALYSE 2002/03

Bearbeitet vom Institut für Chemie und Technologie der Milch der Bundesanstalt für Ernährung und Lebensmittel, Kiel (G. Haase)

Die Auswirkungen des Reaktorunfalls von Tschernobyl hatten eine Reihe von nicht unerheblichen Konsequenzen für die Radioaktivitätsüberwachung. Als unmittelbare Folge der erhöhten Kontamination der Umwelt und der Nahrungsmittel war eine beträchtlich höhere Anzahl an Radioaktivitätsmessungen, insbesondere an Gammamessungen, zu bewältigen. Dazu wurde eine Vielzahl von amtlichen Untersuchungsämtern in den Bundesländern, aber auch von Laboratorien im Bereich der freien Wirtschaft, mit Gammadetektoren neu ausgerüstet. Heute besitzen etwa dreimal so viele Laboratorien ein oder mehrere Halbleitergammaspektrometer, als vor dem Ereignis von Tschernobyl. Nach der Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum Integrierten Mess- und Informationssystem [1] nach dem Strahlenschutzvorsorgegesetz (StrVG) [2] und der Richtlinie zur Emissions- und Immissionsüberwachung kerntechnischer Anlagen (REI) [3] haben Cäsium- und Strontium-Messungen eine große Bedeutung.

Auf den Vorfall in Tschernobyl hat der Gesetzgeber mit dem Strahlenschutzvorsorgegesetz [2] reagiert. Dieses Gesetz regelt die Radioaktivitätsüberwachung in der Bundesrepublik und weist allen Beteiligten definierte Aufgaben zu. Nach §2 des Strahlenschutzvorsorgegesetzes haben die Verwaltungsbehörden, die in §11 genannt werden (Leitstellen), Vergleichsmessungen und Vergleichsanalysen (Ringanalysen) durchzuführen, zu deren Teilnahme die amtlichen Messstellen der Länder verpflichtet sind.

Von der Leitstelle Kiel, die dem Institut für Chemie und Technologie der Milch der Bundesforschungsanstalt für Ernährung und Lebensmittel angegliedert ist, wurden seit dem Jahr 1977 bereits 15 Ringanalysen durchgeführt [4-14]. Diese Ringanalysen haben wesentlich dazu beigetragen, die Qualität der Radioaktivitätsmessung zunächst zu verbessern und dann über Jahre zu erhalten. Auf Grund der neuen gesetzlichen Anforderungen und angesichts der zahlreichen Laboratorien, die nach dem Tschernobylunfall ohne größere Erfahrung Radioaktivitätsmessungen in Umweltproben aufnehmen mussten, ist es dringend erforderlich, immer wieder Ringanalysen durchzuführen. Auf Grund der großen Bedeutung der Gamma- und Betaspektrometrie wurde beschlossen, diese Verfahren mittels ^{134}Cs -, ^{137}Cs - und ^{90}Sr -gespiktem Paniermehl zu überprüfen. Im Folgenden wird die von der Leitstelle Kiel durchgeführte Ringa-

nalyse [15] beschrieben und die Auswertung erläutert.

Durchführung der Ringanalyse

Probenmaterial

Die eingesetzte Paniermehlmenge von 175 kg wurde von der Firma BRATA, Neuss, bezogen. In der Leitstelle wurden 5 kg des Paniermehls mit der entsprechenden Aktivität gespikt und in einem Taumler über 24 Stunden homogenisiert. Danach wurden sieben Teilmengen zu je 25 kg Paniermehl mit der gleichen Menge des zuvor gespikten Paniermehls versetzt und in einen großen Trommelmischer gegeben. Durch intensives Mischen wurde eine homogene Verteilung der Aktivität erreicht. Die Teilmengen wurden zusätzlich noch untereinander gemischt, um eine größtmögliche Homogenität für die gesamte Paniermehlmenge zu erhalten.

Die Homogenität wurde durch mehrfache Entnahme von Paniermehlproben und gammaspektrometrische Messung des Cäsiums überprüft. Es wurden 1l-Marinellibecker und 150ml-Küvetten verwendet. Diese Geometrien liegen an der oberen bzw. an der unteren Intervallgrenze für Routinemessungen in der Umwelt. Nach der Aufbereitung des Probenmaterials wurden nochmals sehr sorgfältig sieben Proben gemessen, so dass die entsprechenden Mittelwerte mit ihren Standardabweichungen ermittelt werden konnten. Die Werte der Leitstelle Kiel betragen:

^{134}Cs :	$0,84 \pm 0,02$ (1σ)	Bq/kg
^{137}Cs :	$26,42 \pm 0,68$ (1σ)	Bq/kg
^{40}K :	$69,86 \pm 2,13$ (1σ)	Bq/kg
^{90}Sr :	$13,67 \pm 1,60$ (1σ)	Bq/kg

Zusätzlich wurde das Probenmaterial von der Arbeitsgruppe „Radioaktivität“ der Physikalisch-Technischen Bundesanstalt (PTB), Braunschweig, sehr sorgfältig vermessen. Dabei wurde ein bedeutend höherer Aufwand getrieben als er unter Routinebedingungen in den Messstellen üblich und erforderlich ist. Die PTB-Gruppe teilte für die vier Radionuklide Messwerte und Messunsicherheiten mit, die im Mittel wie folgt lagen:

^{134}Cs :	$0,91 \pm 0,09$	Bq/kg
^{137}Cs :	$26,80 \pm 0,87$	Bq/kg
^{40}K :	$67,57 \pm 3,03$	Bq/kg
^{90}Sr :	$13,17 \pm 0,83$	Bq/kg

Angegeben ist hier die erweiterte Messunsicherheit,

die sich aus der Standardunsicherheit durch Multiplikation mit dem Erweiterungsfaktor $k=2$ ergibt. Sie wurde gemäß dem "Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement" (ISO, 1995) ermittelt. Der Wert der Messgröße liegt im Regelfall mit einer Wahrscheinlichkeit von annähernd 95% im zugeordneten Wertintervall. Bei den Messungen der PTB wurden Probenmengen von 70 g Paniermehl verwendet. Diese kleinen Mengen zeigten leichte Inhomogenitäten in der Verteilung der Aktivitäten.

Durch die Messungen der Leitstelle und der PTB standen entsprechende Referenzwerte zur Verfügung, an denen die Ergebnisse der Teilnehmer gemessen werden konnten. Alle oben genannten Referenzwerte sowie die Ergebnisse der Teilnehmer in Tabellen 17.1 und Abbildung 17.1 sind auf den 01.01.2003, 0:00 Uhr bezogen.

Organisatorische Durchführung

Mit Schreiben vom 06.05.2002 war allen Laboratorien, von denen der Leitstelle bekannt war, dass sie gamma- und betaspektrometrische Messungen durchzuführen haben, die Ankündigung der Ringanalyse mit einem Formblatt zur Anmeldung der Teilnahme zugeschickt worden. Diese Ankündigung erhielten zusätzlich auch alle Länderaufsichtsbehörden, so dass sichergestellt war, dass die amtlichen Messstellen informiert wurden. Insgesamt gingen danach 72 Anmeldungen ein. 63 Teilnehmer haben schließlich Messergebnisse mitgeteilt. Teilnehmer der Ringanalyse waren die amtliche Messstellen der Bundesländer, Forschungseinrichtungen, Betreiber kerntechnischer Anlagen, Leitstellen, Universitäten, Sonstige und Teilnehmer aus dem Ausland.

Von dem oben beschriebenen Probenmaterial wurden am 06.11.2002 an 72 Messstellen und Laboratorien je 2 kg Paniermehl für die Ringanalyse verschickt. Mit den Proben erhielten die Teilnehmer ein Schreiben, in dem die Modalitäten der Ringanalyse mitgeteilt wurden. Unter anderem wurde darauf hingewiesen, dass wegen der etwas erhöhten Aktivitäten Vorsichtsmaßnahmen zu treffen waren, um eine Kontamination der Gammaskpektrometer zu vermeiden. Die Laboratorien konnten Messungen mit mehreren Detektoren durchführen, sollten jedoch mit jedem Detektor 3 Einzelmessungen vornehmen, deren Ergebnisse mittels eines der Probe beiliegenden Formblattes der Leitstelle bis zum 31.01.2003 mitzuteilen waren. Um einen Überblick über die Ausrüstung der Laboratorien zu erhalten, wurden mit diesem Formblatt Angaben zu den Messgefäßen, den Detektoren, den Abschirmungen, der Elektronik, den für die Auswertung der Spektren eingesetzten Rech-

nern und der Software erbeten.

Der Rücklauf der Ergebnisse war bis zum festgesetzten Meldetermin etwas zurückhaltend. Zu diesem Zeitpunkt lagen von 45 Laboratorien die Ergebnisse vor. Bis zum 17.02.2003 erhöhte sich die Anzahl auf 63 Ergebnismeldungen mit bis zu 72 Datensätzen für die Analyse, wobei von den Labors bis zu drei Datensätze für drei verschiedene Detektoren bzw. Geometrien angegeben wurden. 38 Laboratorien teilten ^{90}Sr -Werte mit. Sechs Labors konnten aus technischen bzw. personellen Gründen keine Analysen durchführen. Von fünf weiteren Labors kam überhaupt keine Rückmeldung.

Auswertung und Ergebnisse

Alle Originaldaten wurden in der EXCEL-Datenbank gespeichert und von dort aus weiter verarbeitet. Mit Ausnahme des Ausreißertests orientierte sich die statistische Auswertung an der ISO-Norm 5725. Zur Ausreißerermittlung wird in der ISO-Norm der Dixon-Test vorgeschlagen, der aber nicht zufriedenstellend arbeitete und daher durch ein anderes Verfahren ersetzt wurde. Das hier benutzte Eliminierungsverfahren für Ausreißer arbeitete folgendermaßen: Aus allen Einzelmesswerten des Datenkollektivs wurde jeweils der Mittelwert und die Standardabweichung berechnet. Alle Einzelwerte, die außerhalb eines Konfidenzintervalles von 99% ($\pm 2,58$ -faches der Standardabweichung) lagen, wurden durch das Programm markiert und für die weitere Berechnung nicht mehr verwendet. Dieses Verfahren wurde mit dem jeweiligen Restkollektiv so oft wiederholt, bis sich der Gesamtmittelwert nicht mehr änderte. Im weiteren Verlauf der Berechnungen wurden gemäß der ISO-Norm 5725 die Labormittelwerte und Laborstandardabweichungen berechnet. Labormittelwerte, in deren Berechnung ein oder mehrere Ausreißereinzelnwerte eingegangen waren, wurden wie die entsprechenden Einzelwerte gekennzeichnet und von den weiteren Berechnungen der Mittelwerte der Labormittelwerte und der zugehörigen Standardabweichung ausgeschlossen. Für alle Datensätze der Laboratorien wurden weiterhin die Abweichungen der Labormittelwerte vom jeweiligen Mittelwert der Labormittelwerte in Prozent angegeben. Um den Durchschnitt dieser Laborabweichungen zu charakterisieren, erfolgte die Berechnung des Mittelwertes der Laborabweichungen. Als letzte Parameter wurden die Wiederhol- und die Vergleichsstandardabweichungen, sowie die Wiederholbarkeiten und Vergleichbarkeiten (beide für eine Wahrscheinlichkeit von 95%) berechnet. Die Einzelmess- und Labormittelwerte, sowie die Laborstandardabweichungen und die Laborabweichungen in Prozent vom Mittelwert der Labormittelwerte sind

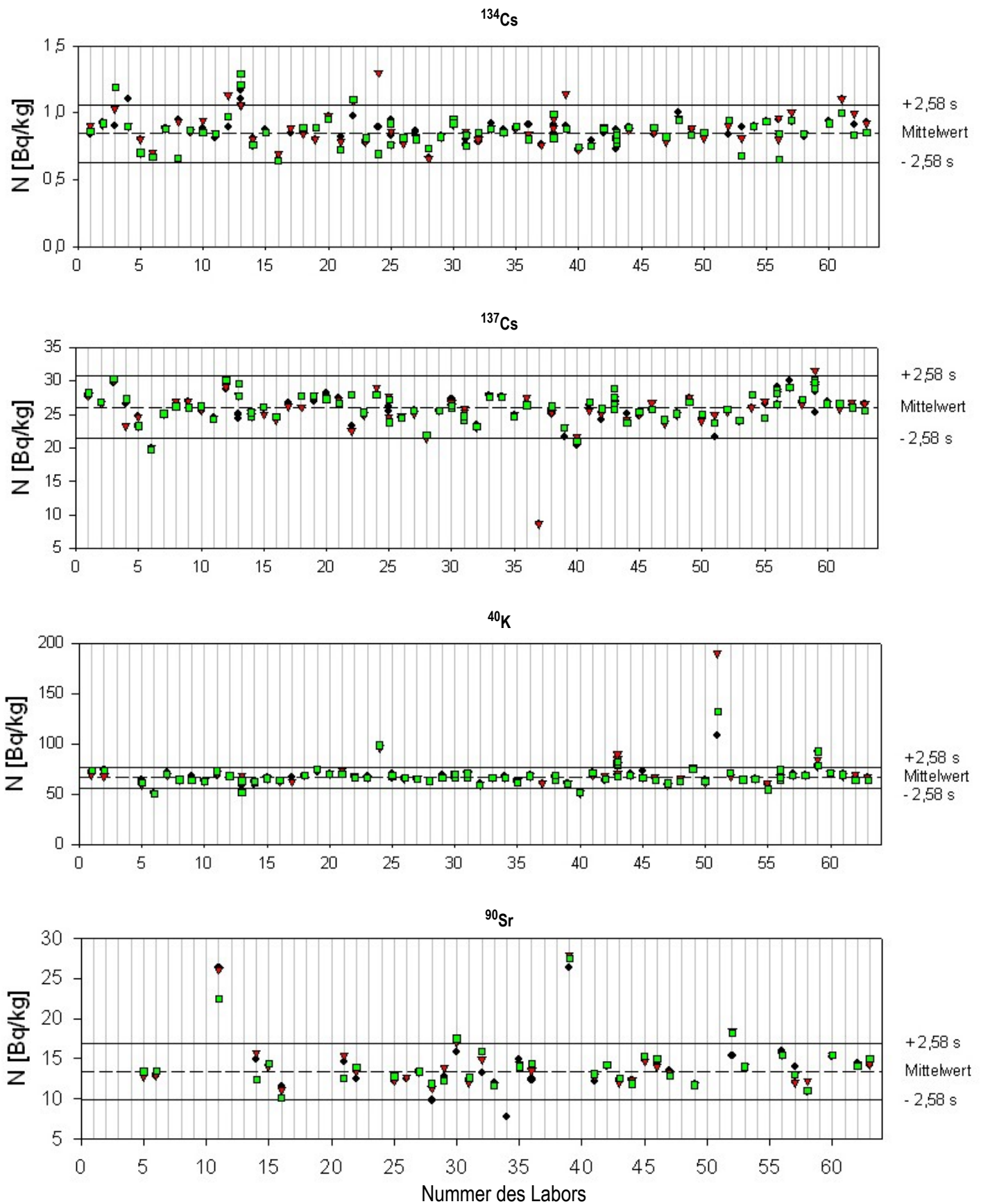


Abbildung 17.1:
Ergebnisse der Ringanalyse (die verschiedenen Symbole stehen für Mehrfachbestimmung im selben Labor)

für die entsprechenden Radionuklide für alle Labor-messdatensätze in Tabelle 17.1 aufgelistet. Die oben beschriebenen und zusammenfassenden Kenn-daten sind für die jeweiligen Radionuklide im Anschluss an die Messwerttabelle festgehalten. In Abbildung 17.1 sind die ausgewerteten Nuklide aufgeführt. Es

wird eine Übersicht über die Verteilung der Einzel-messwerte (verschiedene Symbole) um den jeweili-gen Mittelwert der Labormittelwerte als gestrichelte Linie gegeben. Die zugehörigen 2,58-fachen Stan-dardabweichungen sind jeweils als durchgezogene Linien eingezeichnet.

Tabelle 17.1 Ergebnisse

	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	⁹⁰ Sr
Anzahl der Datensätze	72	77	74	38
Ausreißerbereinigte Datensätze	63	73	62	32
Mittelwert der Labormittelwerte	0,85 Bq/kg	26,08 Bq/kg	67,04 Bq/kg	13,35 Bq/kg
Zugehörige Standardabweichung	0,08 Bq/kg	1,82 Bq/kg	4,01 Bq/kg	1,37 Bq/kg
Mittelwert der Laborabweichungen	8,51%	6,40%	8,47%	14,16%
Wiederholstandardabweichung	0,05 Bq/kg	0,83 Bq/kg	1,62 Bq/kg	0,67 Bq/kg
Wiederholbarkeit (Wahrsch. 95%)	0,14 Bq/kg	2,36 Bq/kg	4,58 Bq/kg	1,90 Bq/kg
Vergleichsstandardabweichung	0,08 Bq/kg	1,83 Bq/kg	4,03 Bq/kg	1,38 Bq/kg
Vergleichbarkeit (Wahrsch. 95%)	0,24 Bq/kg	5,17 Bq/kg	11,40 Bq/kg	3,89 Bq/kg

Für die Auswertung des ¹³⁴Cs wurden von 63 Laboratorien 72 Datensätze ermittelt (Tabelle 17.1). Die Auswertung ergab eine relativ schmale Verteilung mit einem Mittelwert von 0,85 Bq/kg und einer Standardabweichung von 0,08 Bq/kg. Es wurden 8 Labors identifiziert, die oberhalb des 99% Signifikanzniveaus liegen. Für die überhöhten Werte könnte es eine plausible Erklärung geben, die darin besteht, dass das ²²⁸Ac die 795,85 keV-Linie des ¹³⁴Cs überlagert. Wurde allerdings die 604,7 keV-Linie des ¹³⁴Cs ausgewertet, so besteht dort keine Störung. Hier könnte eine unzureichende Kalibrierung eine mögliche Ursache sein.

¹³⁷Cs ist von 63 Labors gemessen worden, wobei 77 Datensätze zur Auswertung gekommen sind. Das Ergebnis für das ¹³⁷Cs ist als gut zu bezeichnen. 8 Messwerte aus vier Labors werden außerhalb des 99% Signifikanzniveaus gefunden. Drei Labors liegen zu niedrig und eins zu hoch. Die maximale Abweichung vom Gesamtmittelwert liegt allerdings bei 67%.

Von 63 Laboratorien sind 72 Datensätze zur Messung von ⁴⁰K geliefert worden. Die Analyse ist recht zufriedenstellend ausgefallen. 8 Labors liegen außerhalb des gewählten Signifikanzniveaus. Vier Labors liegen zu hoch und vier zu niedrig. Die höchste Abweichung vom Gesamtmittelwert beträgt 114%.

Während 63 Laboratorien Gammaspectren gemessen und ausgewertet haben, liegen nur von 38 Laboratorien ⁹⁰Sr-Ergebnisse vor (Abbildung 17.1). Of-

fensichtlich sind viele Teilnehmer nicht für die ⁹⁰Sr-Analytik eingerichtet und scheuen den hohen radiochemischen Aufwand für die Abtrennung. Bei den ⁹⁰Sr-Messergebnissen der beteiligten Laboratorien liegen 6 Laboratorien außerhalb des 99%-Signifikanzniveaus. Zwei Laboratorien liegen zu tief und vier zu hoch. Die größte Abweichung vom Gesamtmittelwert liegt bei 104%, was nicht den üblichen Unsicherheiten bei einer Routinemethode zur Bestimmung von ⁹⁰Sr entspricht.

Zusammenfassung

Wie die Auswertungen der Messergebnisse dieser Ringanalyse zeigen, muss man das Gesamtergebnis als recht zufriedenstellend bezeichnen. Das gute Ergebnis ist unter anderem auch der Tatsache zuzuschreiben, dass die Geräte- und Softwarehersteller inzwischen Systeme liefern, die leistungsfähig, ausgereift und einfach zu bedienen sind, so dass gammaspektrometrische Messungen und die Auswertung der Spektren mit begrenzten Kenntnissen in der Radiochemie und der kernphysikalischen Messtechnik zu bewältigen sind. Die Umfrage bezüglich der Ausrüstung der Laboratorien bestätigt, dass in jüngster Zeit beträchtliche Investitionen für modernste Hard- und Software getätigt wurden. Bezeichnend für das gute Ergebnis sind die niedrigen Mittelwerte der Laborabweichungen, die nach der Eliminierung der wenigen Ausreißer für ¹³⁴Cs bei 8,5%, für ¹³⁷Cs bei 6,4%, für ⁴⁰K bei 8,5% und für ⁹⁰Sr bei 14,1% la-gen.

Literatur

- [1] Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Integrierten Mess- und Informationssystem nach dem Strahlenschutzvorsorgegesetz (AVV-IMIS), Bundesanzeiger, Jahrgang 47, Nr. 200 a, vom 27. September 1995
- [2] Gesetz zum vorsorgenden Schutz der Bevölkerung gegen Strahlenbelastung (Strahlenschutzvorsorgegesetz - StrVG) vom 19. Dezember 1986 (BGBl I, S. 261), zuletzt geändert durch Gesetz vom 14. Dezember 2001 (BGBl I, S. 2610)
- [3] Richtlinie zur Emissions- und Immissionsüberwachung kerntechnischer Anlagen Gemeinsames Ministerialblatt, Ausgabe A, 30. Jahrgang, Nr. 32, S. 665 vom 26. November 1979
- [4] Wiechen, A.: Kieler Milchwirtschaftliche Forschungsberichte 31 185 - 191, 1979
- [5] Heine, K.: Kieler Milchwirtschaftliche Forschungsberichte 31, 193 - 204, 1979
- [6] Wiechen, A.: Kieler Milchwirtschaftliche Forschungsberichte 33, 135 - 142, 1981
- [7] Wiechen, A.: Kieler Milchwirtschaftliche Forschungsberichte 34, 277 - 282, 1982
- [8] Wiechen, A. und Heine, K.: Wissenschaft und Umwelt 3 182 - 187, 1984
- [9] Wiechen, A. und Heine, K.: Kieler Milchwirtschaftliche Forschungsberichte 37, 119 - 124, 1985
- [10] Wiechen, A. und Tait, D.: Kieler Milchwirtschaftliche Forschungsberichte 40, 263 - 280, 1988
- [11] Haase, G., Tait D., und Wiechen, A.: Kieler Milchwirtschaftliche Forschungsberichte 43, 53 - 62, 1991
- [12] Haase, G., Tait D., und Wiechen, A.: Kieler Milchwirtschaftliche Forschungsberichte 45, 273 - 291, 1993
- [13] Haase, G., Tait D., und Wiechen, A.: Kieler Milchwirtschaftliche Forschungsberichte 48, 209 - 239, 1996
- [14] Haase, G., Tait D., und Wiechen, A.: Kieler Milchwirtschaftliche Forschungsberichte 50, 195 - 210, 1998
- [15] Haase, G., Tait D., und Wiechen, A.: Kieler Milchwirtschaftliche Forschungsberichte 55, 121 - 139, 2003

18 RADIOAKTIVE STOFFE IN RESTSTOFFEN UND ABFÄLLEN

Bearbeitet vom Bundesamt für Strahlenschutz, Fachbereich Strahlenschutz und Umwelt, Berlin
(H. Viertel, Th. Bünger, D. Obrikat)

Unter dem Begriff „Reststoffe und Abfälle“ sind die zu überwachenden Medien

- Sickerwasser und oberflächennahes Grundwasser von Hausmülldeponien,
- Asche, Schlacke, feste und flüssige Rückstände aus Rauchgasreinigungen von Verbrennungsanlagen für Klärschlamm und Hausmüll sowie
- in den Handel gelangender Kompost aus Kompostierungsanlagen

zusammengefasst.

Die Tabellen 18.1 und 18.2 geben eine Übersicht über die Messwerte der Jahre 2002 und 2003 in den einzelnen Medien. Angegeben ist die Anzahl der gemessenen Werte, die Anzahl der Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze, die gemessenen Minimal-, Maximal- und die Medianwerte des Gehaltes an radioaktiven Stoffen. Da für Reststoffe und Abfälle noch der Einfluss des Reaktorunfalls von Tschernobyl auf den Gehalt an künstlichen Radionukliden festzustellen ist, wurde bei der Auswertung von ^{137}Cs zwischen Probeentnahmeorten nördlich/westlich und südlich/östlich der Linie Konstanz-Eichstätt-Regensburg-Zwiesel unterschieden. Dies ist etwa die Grenze zwischen den durch den Reaktorunfall von Tschernobyl höher belasteten Gebieten in Bayern und im südöstlichen Baden-Württemberg und den weniger belasteten Gebieten in der übrigen Bundesrepublik. Da eine regionale Abhängigkeit für das Radionuklid ^{40}K sowie für das in der Nuklearmedizin angewandte Nuklid ^{131}I nicht besteht, wurden diese Messungen aus allen Ländern gemeinsam ausgewertet.

Das Verhältnis der spezifischen Aktivitäten von ^{134}Cs zu ^{137}Cs , das unmittelbar nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl im Jahre 1986 etwa 0,5 : 1 betrug, hat bis zum Jahr 2003 auf Grund der unterschiedlichen Halbwertszeiten dieser beiden Nuklide auf einen Wert von etwa 0,0024 : 1 abgenommen. Da in den Proben, soweit überhaupt noch nachweisbar, etwa das erwartete Aktivitätsverhältnis auftrat, wird auf eine Angabe der ^{134}Cs -Aktivitäten verzichtet.

In der Abbildung 18.1 sind die Ländermittelwerte der spezifischen Aktivitäten von ^{137}Cs in Flugasche aus den Jahren 1993 bis 2003 gegenübergestellt. Da es sich um die Darstellung von Mittelwerten handelt, die aus den Messungen in verschiedenen Anlagen gewonnen wurden, beeinflussen auch Änderungen bei

der Auswahl und der Art der beprobten Anlagen den zeitlichen Verlauf der spezifischen Aktivität.

Im **Sickerwasser bzw. oberflächennahen Grundwasser von Hausmülldeponien** stammen die höchsten Werte für ^{137}Cs in den Jahren 2002 und 2003 aus Bayern. Die Maximalwerte liegen in den Jahren 2002 bei 3,1 Bq/l und 2001 bei 2,5 Bq/l. Die Mediane aller ^{137}Cs -Werte betragen in den Jahren 2002 bei < 0,056 Bq/l und 2003 < 0,065 Bq/l.

Bei dem natürlich vorkommenden Nuklid ^{40}K liegen die Konzentrationen in den Jahren 2002 bei 0,07 bis 81 Bq/l mit einem Median von 10 Bq/l, und im Jahr 2003 bei 0,067 bis 62 Bq/l mit einem Median von 15 Bq/l.

Die Konzentrationsbereiche von Tritium liegen im Jahr 2002 zwischen 3,0 und 860 Bq/l und im Jahr 2003 zwischen 3,4 und 980 Bq/l, die jeweiligen Mediane liegen bei 16 bzw. 18 Bq/l.

Bei den **Reststoffen und Abfällen der Verbrennungsanlagen** ergibt sich folgendes Bild:

Die Maximalwerte der spezifischen Aktivität von ^{137}Cs in **Flugasche/Filterstaub** liegen in den Gebieten südlich/östlich der Linie Konstanz-Eichstätt-Regensburg-Zwiesel 2002 bei 290 Bq/kg TM und im Jahr 2003 bei 330 Bq/kg TM. Im Gebiet der übrigen Bundesrepublik betragen die Maximalwerte in den Jahren 2002 120 Bq/kg TM und 2003 110 Bq/kg TM.

Die spezifischen Aktivitäten des natürlich vorkommenden Nuklids ^{40}K liegen 2002 im Bereich von 360 bis 4500 Bq/kg TM, 2003: 140 bis 3400 Bq/kg TM. Die Mediane liegen zwischen 1200 und 1400 Bq/kg TM.

In zahlreichen Proben konnte das in der Nuklearmedizin angewandte Nuklid ^{131}I nachgewiesen werden. Die Messwerte liegen in den Jahren 2002 von 0,76 bis 330 Bq/kg TM und 2003 bei 0,49 bis 62 Bq/kg TM.

Für **Rohschlacke mit und ohne Filterstaub** lagen die Maximalwerte der spezifischen Aktivität von ^{137}Cs im Jahr 2002 bei 34 Bq/kg TM und 2003: 81 Bq/kg TM. Die Mediane südlich/östlich der Linie Konstanz-Eichstätt-Regensburg-Zwiesel liegen 2002 bei 7,9 Bq/kg TM und 2003 bei 7,4 Bq/kg TM, nördlich davon bei 2,0 Bq/kg TM bzw. 1,6 Bq/kg TM.

Für ^{40}K werden 2002 Messwerte bis 3000 Bq/kg TM und im Jahr 2003 bis 3100 Bq/kg TM angegeben. Für

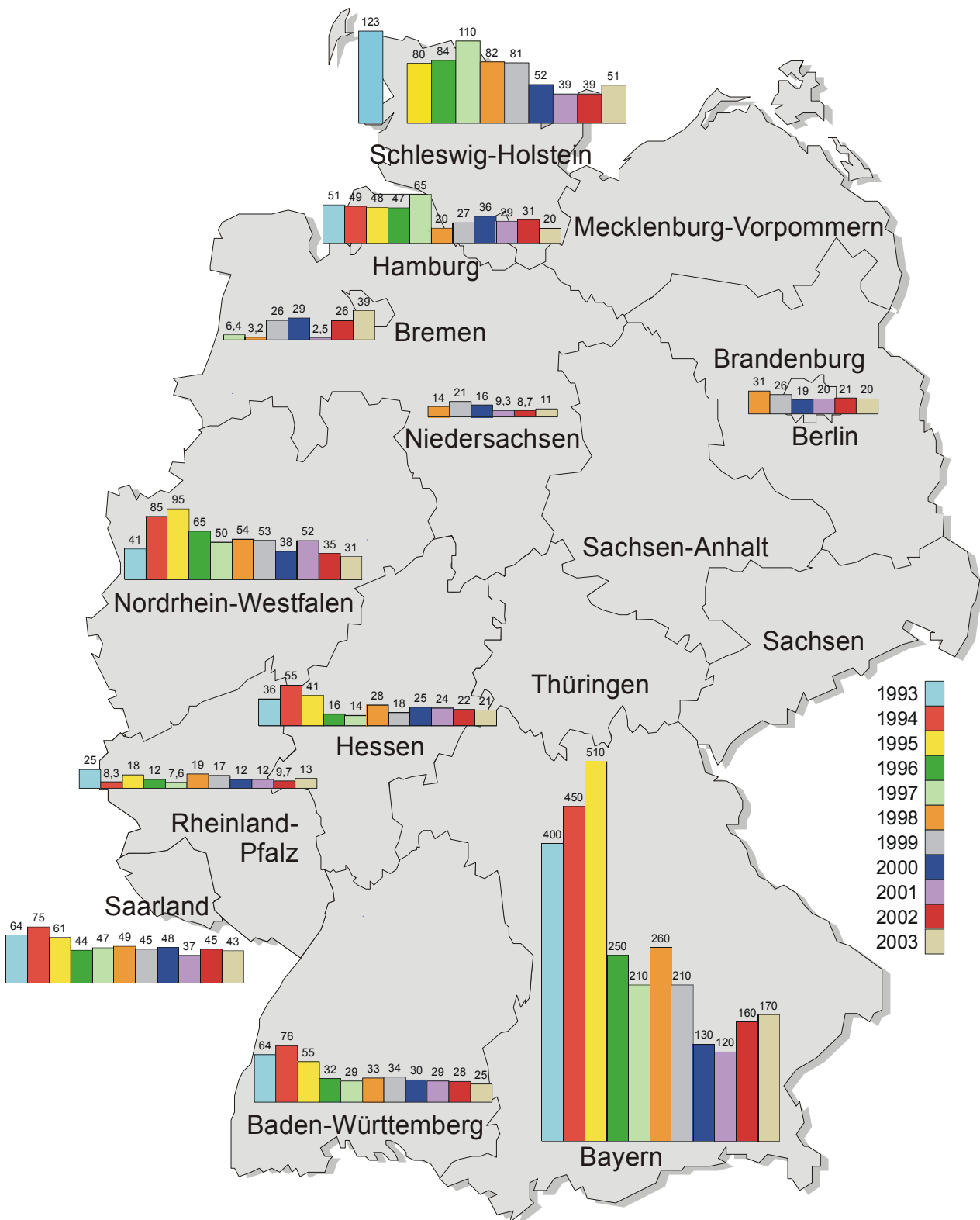


Abbildung 18.1:
 Ländermittelwerte der spezifischen Aktivität von ¹³⁷Cs in Flugasche in Bq/kg TM in den Jahren 1993 bis 2003

^{131}I werden 2002 Werte von 0,82 bis 8,4 Bq/kg TM und 2003 1,0 bis 20 Bq/kg TM mitgeteilt. 2002 konnte in einer Probe aus Baden-Württemberg ^{60}Co nachgewiesen werden mit einem Wert von 1,6 Bq/kg TM (2003 liegt kein Wert oberhalb der gefundenen Nachweisgrenzen).

Bei den **festen Rückständen aus Rauchgasreinigungsanlagen** liegen die Mediane des ^{137}Cs -Gehaltes für die Gebiete südlich/östlich der Linie Konstanz-Eichstätt-Regensburg-Zwiesel in den Jahren 2002 bei 2,8 Bq/kg TM und 2003 bei 2,7 Bq/kg TM. Für die Länder nördlich dieser Linie wird für 2002 ein Median von 1,2 Bq/kg TM und für 2003 von 2,4 Bq/kg TM berechnet. Dies bleibt im Rahmen der üblichen statistischen Schwankungen.

Die ^{40}K -Messwerte liegen 2002 im Bereich von 1,2 bis 2100 Bq/kg TM und 2003 bei 2,7 bis 1700 Bq/kg TM. Für ^{131}I werden 2002 Messwerte von 0,36 bis 1700 Bq/kg TM und im Jahr 2003 von 0,3 bis 4200 Bq/kg TM ermittelt.

Bei den **flüssigen Rückständen aus Rauchgasreinigungsanlagen** (Abwasser) ergibt sich für ^{137}Cs in den Gebieten südlich/östlich der Linie Konstanz-Eichstätt-Regensburg-Zwiesel jeweils ein Wert oberhalb der gefundenen Nachweisgrenzen, und zwar für 2002 0,63 Bq/l und für 2003 0,67 Bq/l. Für das Gebiet der restlichen Bundesrepublik werden folgende Werte gemessen: Im Jahr 2002 0,077 bis 1,8 Bq/l und 2003 0,073 bis 0,95 Bq/l. Die Mediane betragen 2002 < 0,086 Bq/l und 2003 < 0,10 Bq/l.

^{131}I wird 2002 mit Werten zwischen 0,22 und 960 Bq/l angegeben, 2003 mit 0,24 bis 1000 Bq/l. Dabei stammen die Proben mit den höchsten ^{131}I -Werten aus dem Ablauf der Schwermetallfällung bei nasser Rauchgaswäsche. Seit 1995 ist die Bestimmung von ^{90}Sr in flüssigen Rückständen aus Rauchgasreini-

gungsanlagen nicht mehr vorgesehen.

Die Beprobung des **Kompostes** ergibt im Jahr 2002 für die spezifische Aktivität des ^{137}Cs südlich/östlich der Linie Konstanz-Eichstätt-Regensburg-Zwiesel Werte von 11 bis 54 Bq/kg TM und 2003 14 bis 42 Bq/kg TM. In den Gebieten nördlich davon liegen die ermittelten Werte 2002 zwischen 0,82 und 31 Bq/kg TM und 2003 2,4 bis 25 Bq/kg TM.

Die Mediane der spezifischen Aktivität des natürlich vorkommenden Nuklids ^{40}K liegen 2002 bei 500 Bq/kg TM, 2003 470 Bq/kg TM.

Zur radiologischen Beurteilung des Kompostes aus Kompostierungsanlagen ist anzumerken, dass dieser im Gegensatz zur landwirtschaftlichen Nutzung des Klärschlammes vorzugsweise im Gartenbaubereich (Gärtnereien, Baumschulen, Parkanlagen usw.) verwendet wird. Die spezifische ^{137}Cs -Aktivität des Kompostes liegt in der gleichen Größenordnung wie die von Boden, der durch den Reaktorunfall von Tschernobyl kontaminiert und danach spattendief umgegraben wurde. Bei einer Aufbringung von Kompost auf Gartenflächen wird entsprechend der normalerweise aufgebrauchten Kompostmengen die Kontamination allenfalls geringfügig erhöht. Wegen des niedrigen Wurzeltransfers von Cäsium ist die resultierende Cs-Aktivität in gärtnerischen Produkten für die Strahlenexposition der Bevölkerung ohne Bedeutung.

Zusammenfassend ist für Reststoffe und Abfälle festzustellen, dass der Gehalt an ^{137}Cs noch durch den Fallout nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl bestimmt wird, was häufig durch höhere Werte im südlichen Gebiet der Bundesrepublik Deutschland gegenüber den anderen Gebieten zum Ausdruck kommt.

Tabelle 18.1:
Überwachung von Reststoffen und Abfällen im Jahr 2002 (Auswertung 21.6.2004)

Land	Nuklid	Gesamtzahl	<NWG ¹⁾	Minimalwert	Maximalwert	Median
Hausmülldeponien						
Sickerwasser aus Hausmülldeponien (Bq/l)						
nördlich *)	¹³⁷ Cs	104	62	0,012	3,1	< 0,049
südlich *)	¹³⁷ Cs	5	0	0,15	0,76	0,23
alle Länder	⁴⁰ K	109	12	0,07	81	10
	³ H	106	26	3,0	860	16
Verbrennungsanlagen						
Flugasche/Elektrofilterstaub, Gewebefilterstaub, Zyklonstaub (Bq/kg TM)						
nördlich *)	¹³⁷ Cs	45	0	1,0	120	22
südlich *)	¹³⁷ Cs	2	0	110	290	200
alle Länder	⁴⁰ K	47	0	360	4500	1200
	³ H	31	16	0,76	330	1,7
Rohschlacke mit und ohne Filterstaub (Bq/kg TM)						
nördlich *)	¹³⁷ Cs	49	0	0,19	34	2,0
südlich *)	¹³⁷ Cs	2	0	6,0	9,8	7,9
alle Länder	⁴⁰ K	51	0	100	3000	290
	¹³¹ I	30	21	0,82	8,4	<0,83
Feste Rückstände der Rauchgasreinigung, Wäscherschläm (Bq/kg TM)						
nördlich *)	¹³⁷ Cs	78	24	0,09	43	1,2
südlich *)	¹³⁷ Cs	4	0	2,1	3,5	2,8
alle Länder	⁴⁰ K	82	6	1,2	2100	28
	¹³¹ I	62	4	0,36	1700	9,1
Flüssige Rückstände der Rauchgasreinigung, Abwasser (Bq/l)						
nördlich *)	¹³⁷ Cs	27	22	0,077	1,8	<0,086
südlich *)	¹³⁷ Cs	2	1		0,63	0,63
alle Länder	⁴⁰ K	29	10	0,56	79	5,1
	¹³¹ I	21	2	0,22	960	6,7
Kompostierungsanlagen						
Kompost (Bq/kg TM)						
nördlich *)	¹³⁷ Cs	48	0	0,82	31	8,7
südlich *)	¹³⁷ Cs	3	0	11	54	45
alle Länder	⁴⁰ K	51	0	160	980	500

*) nördlich/westlich und südlich/östlich der Linie Konstanz-Eichstätt-Regensburg-Zwiesel

¹⁾ als Mindestnachweisgrenze dieser Nuklide werden im Messprogramm für den Normalbetrieb (Routinemessprogramm) für Sickerwasser und Abwasser aus Rauchgasreinigung 0,1 Bq/l, für Filterasche, Schlacke, feste Rückstände der Rauchgasreinigung und Kompost 5 Bq/kg TM gefordert

Tabelle 18.2:
Überwachung von Reststoffen und Abfällen im Jahr 2003 (Auswertung 21.6.2004)

Land	Nuklid	Gesamtzahl	NWG ¹⁾	Minimalwert	Maximalwert	Median
Hausmülldeponien						
Sickerwasser aus Hausmülldeponien (Bq/l)						
nördlich *)	¹³⁷ Cs	107	62	0,0062	2,5	< 0,064
südlich *)	¹³⁷ Cs	6	0	0,13	0,74	0,22
alle Länder	⁴⁰ K	113	10	0,067	62	15
	¹³¹ I	48	48			< 0,095
	H-3	111	29	3,4	980	18
Verbrennungsanlagen						
Flugasche/Elektrofilterstaub, Gewebefilterstaub, Zyklonstaub (Bq/kg TM)						
nördlich *)	¹³⁷ Cs	44	1	0,35	110	25
südlich *)	¹³⁷ Cs	2	0	160	330	240
alle Länder	⁴⁰ K	46	0	140	3400	1400
	¹³¹ I	28	12	0,49	62	1,5
Rohschlacke mit und ohne Filterstaub (Bq/kg TM)						
nördlich *)	¹³⁷ Cs	42	1	0,23	81	1,7
südlich *)	¹³⁷ Cs	2	0	3,6	11	7,4
alle Länder	⁴⁰ K	44	0	100	3100	280
	¹³¹ I	28	20	1,0	20	0,83
Feste Rückstände der Rauchgasreinigung, Wäscherschlamm (Bq/kg TM)						
nördlich *)	¹³⁷ Cs	34	10	0,14	45	2,4
südlich *)	¹³⁷ Cs	2	0	1,8	3,6	2,7
alle Länder	⁴⁰ K	39	5	2,7	1700	59
	¹³¹ I	33	1	0,3	4200	5,3
Flüssige Rückstände der Rauchgasreinigung, Abwasser (Bq/l)						
nördlich *)	¹³⁷ Cs	26	17	0,073	0,95	< 0,1
südlich *)	¹³⁷ Cs	2	1		0,87	0,87
alle Länder	⁴⁰ K	28	12	1,2	57	3,6
	¹³¹ I	21	2	0,24	1000	8,4
Kompostierungsanlagen						
Kompost (Bq/kg TM)						
nördlich *)	¹³⁷ Cs	51	0	2,4	25	8,0
südlich *)	¹³⁷ Cs	4	0	14	42	25
alle Länder	⁴⁰ K	55	0	160	830	470

*) nördlich/westlich und südlich/östlich der Linie Konstanz-Eichstätt-Regensburg-Zwiesel

¹⁾ als Mindestnachweisgrenze dieser Nuklide werden im Messprogramm für den Normalbetrieb (Routinemessprogramm) für Sickerwasser und Abwasser aus Rauchgasreinigung 0,1 Bq/l, für Filterasche, Schlacke, feste Rückstände der Rauchgasreinigung und Kompost 5 Bq/kg TM gefordert

19 RADIOAKTIVE STOFFE IN ABWASSER UND KLÄRSCHLAMM

Bearbeitet vom Bundesamt für Strahlenschutz, Fachbereich Strahlenschutz und Umwelt, Berlin
(Th. Bünger, H. Viertel, D. Obrikat)

Als Abwässer wurden gereinigte kommunale Abwässer (Klarwässer) aus den Abläufen der Kläranlagen untersucht. Die Messwerte für Klärschlämme beziehen sich vorzugsweise auf konditionierte oder stabilisierte Schlämme in der Form, in der sie die Kläranlagen verlassen, z.B. auf teilentwässerte Schlämme, Faulschlämme usw. In den Tabellen 19.1 und 19.2 sind die ausgewerteten Messdaten der amtlichen Messstellen der Bundesrepublik Deutschland für die Jahre 2002 und 2003 zusammengestellt. Angegeben wird jeweils die Anzahl der untersuchten Proben, die Zahl der untersuchten Proben mit Werten unterhalb der Nachweisgrenze, die tatsächlich bestimmten Minimal- und Maximalwerte, arithmetische Mittelwerte und zusätzlich die Mediane der Gehalte an ^{60}Co , ^{137}Cs , ^{134}Cs (nur für Klärschlamm), ^{40}K , ^{131}I , ^{90}Sr sowie von ^{234}U , ^{235}U und ^{238}U .

Die Konzentrationen bzw. spezifischen Aktivitäten der natürlichen ^{40}K , ^{234}U , ^{235}U und ^{238}U in Abwasser und Klärschlamm lagen im bekannten Bereich. Nuklide, wie das hauptsächlich in der Nuklearmedizin eingesetzte ^{131}I , wurden nur in einem Teil der Abwasser- und Klärschlammproben festgestellt (Maximalwert 2003 für Klärschlamm: 4400 Bq/kg TM), in Einzelfällen auch $^{99\text{m}}\text{Tc}$, ^{201}Th und ^{202}Th .

Von den infolge des Kernkraftwerkunfalles in Tschernobyl 1986 in die Umwelt gelangten Spalt- und Aktivierungsprodukten hat für kommunale Abwässer nur noch das (langlebige) Leitnuklid ^{137}Cs Bedeutung, für Klärschlamm in geringem Maße auch ^{134}Cs mit der Halbwertszeit von 2 Jahren. Die im Vergleich zu der Zeit vor 1986 z.T. in den Klärschlämmen noch immer erhöhten spezifischen Aktivitäten von ^{137}Cs dürften vorwiegend auf mit dem Niederschlagswasser in die Kläranlagen eingeschwemmte kontaminierte Partikel zurückzuführen sein.

Die Aktivitätskonzentrationen von ^{137}Cs im Abwasser lagen zu über 95% und von ^{134}Cs ausschließlich unterhalb der bei den Messungen erreichten Nachweisgrenzen. Als Mindestnachweisgrenze dieser Nuklide im Abwasser werden im Messprogramm für den Normalbetrieb (Routinemessprogramm) 0,1 Bq/l gefordert. Die für ^{137}Cs ermittelten Messwerte lagen im Jahr 2003 bei einem Median von < 0,035 Bq/l zwischen 0,0011 und 0,0074 Bq/l und 2002 zwischen 0,0015 und 0,029 Bq/l.

In den Kontaminationen der Klärschlämme mit ^{134}Cs und ^{137}Cs stellt man auf Grund regional unterschied-

lichen Eintrags deutliche Unterschiede fest. Als Folge von starken Niederschlägen Anfang Mai 1986 östlich bzw. südlich der Linie Konstanz-Eichstätt-Regensburg-Zwiesel treten in diesen Gebieten die höchsten spezifischen Aktivitäten auf. Gemäß dieser Trennlinie sind die Werte in den Tabellen 19.1 bis 19.2 jeweils für die nördliche und die südliche Bundesrepublik aufgeschlüsselt. Die Maximalwerte der spezifischen Aktivitäten (Jahresmittelwerte) zeigten 2003 – wie in den Vorjahren – die Klärschlämme aus der Kläranlage Tannheim (Baden-Württemberg). Seit 1996 ergaben sich folgende Jahresmittelwerte für ^{137}Cs : 240, 500, 170, 180, 140, 140, 110 und 110 Bq/kg TM.

Der zeitliche Verlauf der Jahresmittelwerte für die ^{137}Cs -Gehalte der Klärschlämme der einzelnen Bundesländer (Jahresmittelwerte) seit 1999 ist in Abbildung 19.1 dargestellt. Die bisherige Tendenz zur Abnahme der Kontamination der Klärschlämme ist mit Ausnahme von Baden-Württemberg nur noch schwach ausgeprägt und in wenigen Fällen zu beobachten, z.B. in Thüringen. Die gleiche Entwicklung ist auch im südlichen Bayern zu erkennen. Im Zeitraum von 1988 bis 2002 wurden anfangs noch stark, später nur schwach abnehmende Jahresmittelwerte ermittelt: 970, 520, 330, 220, 140, 130, 108, 89, 75, 68, 63, 43, 38, 37 und 44 Bq/kg TM; für das Jahr 2003 ergab sich nach einigen Jahren nahezu konstanter Werte ein etwas niedrigerer Wert von 30 Bq/kg TM. In einigen Fällen sind die ^{137}Cs -Gehalte auch wieder leicht angestiegen, z.B. in Rheinland-Pfalz. Hierbei ist anzumerken, dass mit abnehmender spezifischer Aktivität natürlicherweise eine höhere Streuung der Messwerte verbunden ist.

Das Verhältnis der spezifischen Aktivitäten von ^{134}Cs zu ^{137}Cs , das unmittelbar nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl im Jahre 1986 0,5 : 1 betrug, hat sich auf Grund der unterschiedlichen Halbwertszeiten dieser beiden Nuklide bis Mitte des Jahres 2003, d. h. im Laufe von 17 Jahren, auf etwa 0,0024 : 1 verschoben (2002: 0,0033 : 1). In wenig belasteten Gebieten findet man mitunter ein noch kleineres Verhältnis, da sich der Anteil des „alten“ ^{137}Cs aus der Zeit der Kernwaffenversuche der 60er Jahre relativ stärker bemerkbar macht.

Zur radiologischen Beurteilung der Klärschlammkontamination kann die landwirtschaftliche Nutzung der Klärschlämme betrachtet werden. Wird z.B. Klär-

Tabelle 19.1:
Allgemeine Überwachung von Abwasser und Klärschlamm 2002

Land	Nuklid	Gesamtzahl	<NWG ¹⁾	Minimalwerte ²⁾	Maximalwerte ²⁾	Mittel-/ Einzelwerte ²⁾	Mediane
Abwasser aus Kläranlagen, Ablauf (Bq/l)							
Bundesrepublik Deutschland	⁴⁰ K	352	172	0,3	4,1	0,82	0,9
	⁶⁰ Co	353	353				< 0,034
	¹³¹ I	261	58	0,019	1,3	0,21	0,13
	¹³⁷ Cs	353	336	0,0015	0,029		< 0,032
	⁹⁰ Sr	67	36	0,0017	0,3		0,0052
	²³⁴ U	66	17	0,0002	0,11	0,016	0,0061
	²³⁵ U	66	45	0,000071	0,0078		< 0,00072
	²³⁸ U	66	16	0,0003	0,081	0,012	0,0047
Klärschlamm (Bq/Kg TM)							
Bundesrepublik Deutschland	⁴⁰ K	326	1	6,3	950	180	150
	⁶⁰ Co	327	327				< 0,46
	¹³¹ I	308	9	0,86	3800	120	46
	¹³⁴ Cs	241	237	0,14	0,79		< 0,45
	¹³⁷ Cs	327	3	0,088	200	11	5,0
	⁹⁰ Sr	64	5	0,22	5,6	2,9	2,8
	²³⁴ U	64	0	6,1	150	44	30
	²³⁵ U	82	15	0,38	9,2	2,4	1,8
	²³⁸ U	88	2	7,2	100	42	32
Bundesrepublik Deutschland (Nord ³⁾)	⁶⁰ Co	302	302				< 0,44
	¹³⁴ Cs	223	221	0,14	0,24		< 0,43
	¹³⁷ Cs	302	3	0,088	88	7,0	4,7
	⁹⁰ Sr	60	5	0,22	5,6	2,9	2,8
Bundesrepublik Deutschland (Süd ⁴⁾)	⁶⁰ Co	25	25				<1,1
	¹³⁴ Cs	18	16	0,22	0,79		< 0,3
	¹³⁷ Cs	25	0	3,0	200	57	42
	⁹⁰ Sr	4	0	1,2	4,4	2,8	2,8

- 1) als Mindestnachweisgrenze dieser Nuklide werden im Messprogramm für den Normalbetrieb (Routinemessprogramm) im Abwasser 0,1 Bq/l und in Klärschlamm 5 Bq/kg TM gefordert
- 2) Liegen mehr als 50% der gemessenen Werte unterhalb der Nachweisgrenze, werden nur der Minimalwert und der Maximalwert angegeben. Der arithmetische Mittelwert wurde aus den Messwerten ohne Berücksichtigung der Nachweisgrenzen errechnet
- 3) Nördlich bzw. westlich der Linie Konstanz-Eichstätt-Regensburg-Zwiesel
- 4) Östlich bzw. südlich der Linie Konstanz-Eichstätt-Regensburg-Zwiesel

schlamm mit einer spezifischen Aktivität von etwa 110 Bq/kg TM (Jahresmittelwert der Kläranlage Tannheim) in einer Menge von 0,5 kg auf einer Fläche von einem Quadratmeter innerhalb von drei Jahren (gemäß Klärschlammverordnung) ausgebracht, entspricht dies einer mittleren jährlichen Aktivitätszufuhr von unter 20 Bq ¹³⁷Cs. Dies bedeutet bei einer für das Einzugsgebiet einer entsprechenden Kläran-

lage typischen Flächenkontamination von ca. 20000 Bq/m² ¹³⁷Cs eine jährliche Aktivitätszufuhr in den Boden von weniger als 0,1%. Hierbei ist aber anzumerken, dass eine solche Aufstockung des ¹³⁷Cs-Inventars gegenüber dem radioaktiven Zerfall des bereits im Boden befindlichen Inventars in der Höhe von 2,3% pro Jahr um ein Vielfaches kompensiert wird.

Tabelle 19.2:
Allgemeine Überwachung von Abwasser und Klärschlamm im Jahr 2003

Land	Nuklid	Gesamtzahl	<NWG ¹⁾	Minimalwerte ²⁾	Maximalwerte ²⁾	Mittel-/ Einzelwerte ²⁾	Mediane
Abwasser aus Kläranlagen, Ablauf (Bq/l)							
Bundesrepublik Deutschland	⁴⁰ K	318	145	0,27	8,5	0,94	0,98
	⁶⁰ Co	318	318				<0,036
	¹³¹ I	239	68	0,018	2,6	0,24	0,13
	¹³⁷ Cs	318	301	0,0011	0,074		<0,035
	⁹⁰ Sr	63	31	0,00063	0,13	0,01	0,005
	²³⁴ U	60	16	0,000142	0,11	0,013	<0,0057
	²³⁵ U	60	49	0,0001	0,0047		0,00074
	²³⁸ U	60	16	0,00013	0,077	0,011	0,0046
Klärschlamm (Bq/Kg TM)							
Bundesrepublik Deutschland	⁴⁰ K	305	0	28	680	180	150
	⁶⁰ Co	305	305				<0,46
	¹³¹ I	294	11	0,54	4400	100	41
	¹³⁴ Cs	218	216	0,1	0,47		<0,39
	¹³⁷ Cs	304	4	0,87	170	10	4,7
	⁹⁰ Sr	53	5	0,61	11	2,9	2,3
	²³⁴ U	46	1	0,016	150	45	32
	²³⁵ U	60	14	0,4	11	3,1	2,3
²³⁸ U	61	1	0,018	110	42	35	
Bundesrepublik Deutschland (Nord ³⁾)	⁶⁰ Co	279	279				<0,41
	¹³⁴ Cs	201	199	0,1	0,47		<0,34
	¹³⁷ Cs	278	4	0,87	110	6,8	4,3
	⁹⁰ Sr	50	5	0,61	11	2,9	2,3
Bundesrepublik Deutschland (Süd ⁴⁾)	⁶⁰ Co	26	26				<1,2
	¹³⁴ Cs	17	17				<0,98
	¹³⁷ Cs	26	0	4,1	170	45	30
	⁹⁰ Sr	3	0	1,5	6,7	3,3	1,6

¹⁾ als Mindestnachweisgrenze dieser Nuklide im Abwasser werden im Messprogramm für den Normalbetrieb (Routinemessprogramm) 0,1 Bq/l gefordert

²⁾ Liegen mehr als 50% der gemessenen Werte unterhalb der Nachweisgrenze, werden nur der Minimalwert und der Maximalwert angegeben. Der arithmetische Mittelwert wurde aus den Messwerten ohne Berücksichtigung der Nachweisgrenzen errechnet

³⁾ Nördlich bzw. westlich der Linie Konstanz-Eichstätt-Regensburg-Zwiesel

⁴⁾ Östlich bzw. südlich der Linie Konstanz-Eichstätt-Regensburg-Zwiesel

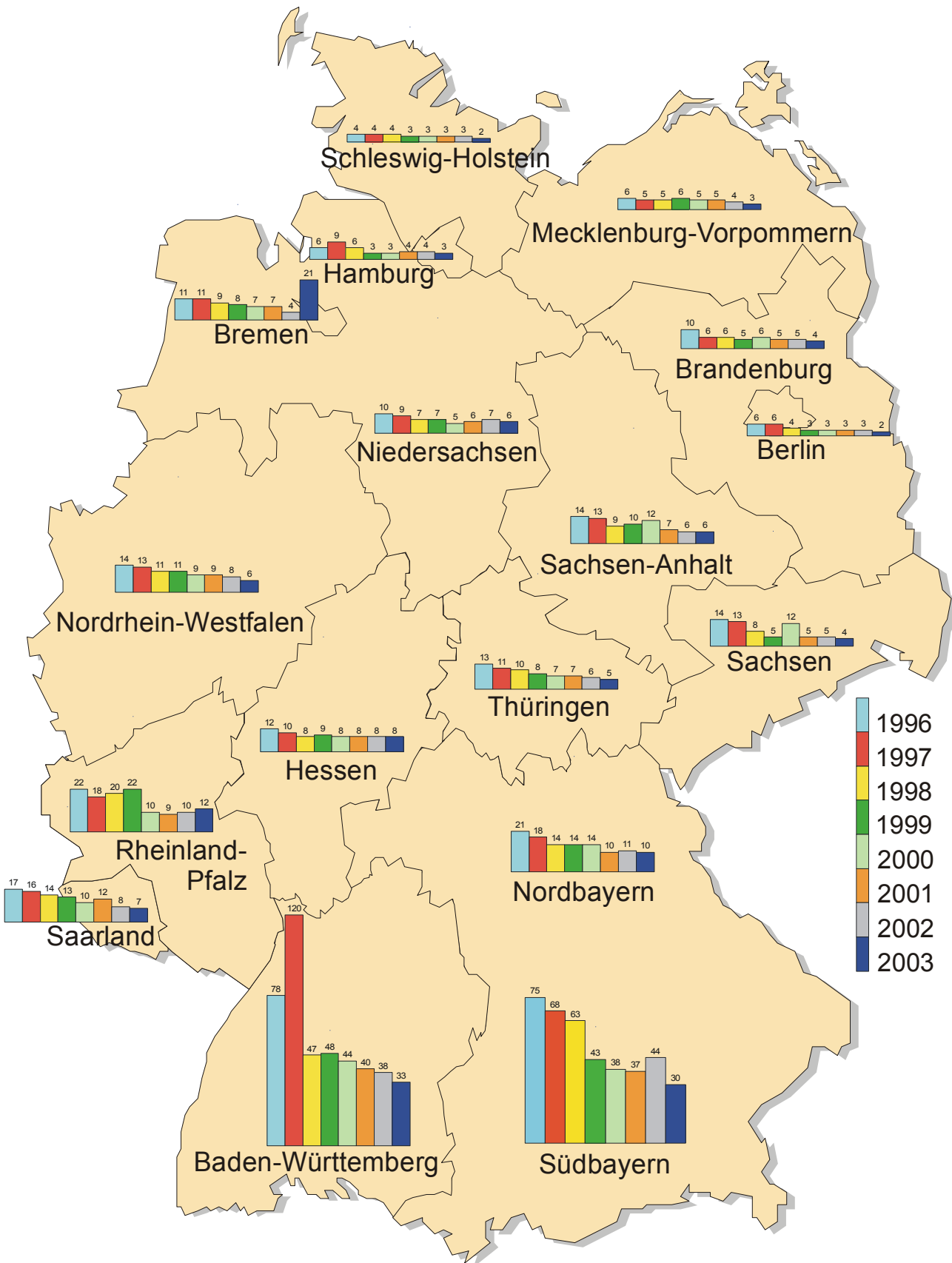


Abbildung 19.1:
 Der zeitliche Verlauf der Kontamination von Klärschlamm mit ¹³⁷Cs in Bq/kg Trockenmasse (Ländermittelwerte)

20 TABAKERZEUGNISSE, ARZNEIMITTEL UND DEREN AUSGANGSSTOFFE SOWIE BEDARFSGEGENSTÄNDE

Bearbeitet vom Bundesamt für Strahlenschutz, Fachbereich Strahlenschutz und Umwelt, Neuherberg (L. Hiersche, F. Bruchertseifer)

Die Leitstelle für Tabakerzeugnisse, Arzneimittel und deren Ausgangsstoffe sowie Gebrauchsgegenstände überwacht routinemäßig in größerem Umfang vor allem Arzneimittelpflanzen bzw. Pflanzen, die als Ausgangsstoffe für Arzneimittel dienen. Der Schwerpunkt der Überwachung liegt hierbei auf dem gamma-spektrometrisch messbaren Nuklid ^{137}Cs , einem Falloutprodukt des Reaktorunfalls von Tschernobyl, da die anderen künstlichen Radionuklide, die gamma-spektrometrisch erfasst werden können, meist unterhalb der Nachweisgrenze liegen. Tabakerzeugnisse sowie Ausgangsstoffe für Arzneimittel werden stichprobenartig und Bedarfsgegenstände werden

nach Anfrage auf mögliche Kontaminationen untersucht.

In der folgenden Zusammenstellung soll verstärkt auf die unterschiedlichen Pflanzen, die bei der Teeaufbereitung zu Heil- oder Genusszwecken Verwendung finden, eingegangen werden. Da für die Teeaufbereitung vorwiegend Blätter benutzt werden, sind die Teepflanzen von Interesse, denn hier können sich Effekte der Blattdeposition und der Wurzelaufnahme addieren. Es ist jedoch zu beachten, dass lokale Unterschiede auch kleinräumiger Art, z.B. der Bodenbeschaffenheit oder -kontamination zu Schwankungen bei den Messergebnissen führen können.

Tabelle 20.1: Jahresmittelwerte der ^{137}Cs - und ^{40}K -Aktivitätskonzentrationen verschiedener Pflanzen im Jahr 2003

Artikel	Ursprungsland	^{40}K in Bq/kg (TM)	^{137}Cs in Bq/kg (TM)
Ginkgoblätter	China	184±7	NWG: 0,3
Lindenblüten	Bulgarien	546±9	1,9±0,2
Salbeiblätter	Türkei	597±13	0,5±0,2
Kamillenblüten	Ägypten	905±13	0,6±0,2
Hagebuttenschalen	Chile	645±8	0,3±0,1
Johanniskraut	Bulgarien	457±7	1,5±0,1
Ringelblumenblüten	Ägypten	963±18	0,7±0,3
Pfefferminzblätter	Bulgarien	729±13	1,9±0,2
Gänsefingerkraut	Polen	649±39	53±2,8
Spitzwegerichkraut	Polen	968±13	0,6±0,1
Thymian, gerebelt	Polen	284±8	2,3±0,2
Rotbuschtee, Maracuja-Orange	Südafrika	82±2	0,2±0,1
Grüner Tee ♣	China	553±7	0,2±0,1
Melissenblätter	Bulgarien	1344±19	0,6±0,2
Lavendelblüten	Albanien	722±11	0,2±0,1
Mateblätter, grün	Brasilien	638±14	NWG: 0,4
Rotbuschtee ♣	Südafrika	75±4	NWG: 0,2
Pfefferminzblätter ♣	Ägypten	726±12	NWG: 0,3
Brennesselblätter	Bulgarien	1171±24	NWG: 0,9

In Tabelle 20.1 sind die Jahresmittelwerte für 2003 der ^{137}Cs - und ^{40}K -Konzentrationen in verschiedenen Arzneimittelpflanzen bzw. Pflanzen, die als Ausgangsstoffe für Teemischungen dienen, mit Angabe

des jeweiligen Herkunftslandes zusammengefasst. Bei einigen Proben ist die Aktivität an ^{137}Cs so gering, dass sie unter der Nachweisgrenze (NWG) des Messsystems liegt. Die Markierung ♣ bedeutet, dass

es sich hier um Produkte aus kontrolliert biologischem Anbau handelt. Die Aktivitäten des natürlich vorkommenden Nuklids ^{40}K liegen mit maximal 1344 Bq/kg (TM) bei Melissenblättern und minimal 75 Bq/kg (TM) bei südafrikanischem Rotbuschtee im Rahmen der natürlichen Schwankungsbreite. Die Aktivitäten des ^{137}Cs variieren zwischen maximal 53 Bq/kg (TM) bei Gänsefingerkraut aus Polen und Werten unterhalb der Nachweisgrenze z.B. bei Pfefferminzblättern aus Ägypten.

In Abbildung 20.1 sind ^{137}Cs -Messwerte in Pfefferminzblättern aus südosteuropäischer Ernte dargestellt. Die Belastung ist relativ gering. 1993 wurde als Jahresmittelwert 7 Bq/kg (TM) gemessen. Der Gehalt an ^{137}Cs nahm im Beobachtungszeitraum von 1993 bis 2000 tendenziell ab und ist seit 2001 annähernd konstant. Er liegt zur Zeit bei 2 Bq/kg (TM). Als Beispiel für ähnliche seit dem Jahr 2000 fast konstante Werte seien Thymianblätter mit 3 Bq/kg (TM) und Salbeiblätter mit 1 Bq/kg (TM) aufgeführt.

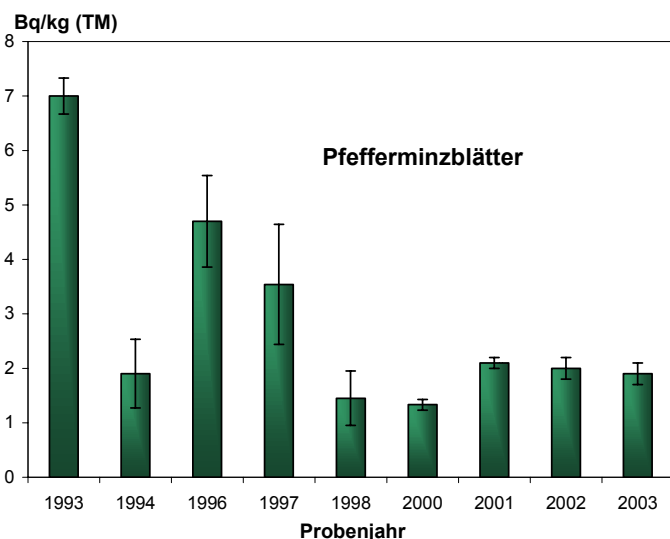


Abbildung 20.1:
Jahresmittelwerte der ^{137}Cs -Konzentrationen in Pfefferminzblättern aus südosteuropäischer Ernte

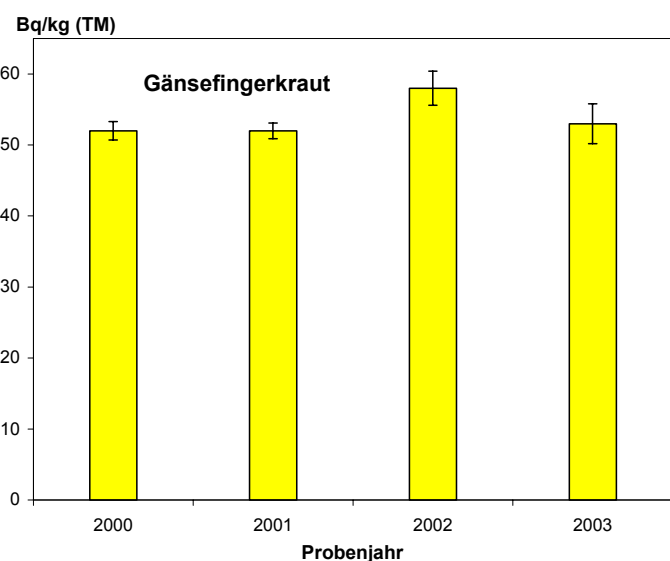


Abbildung 20.2:
Jahresmittelwerte der ^{137}Cs -Konzentrationen in Gänsefingerkraut aus osteuropäischer Ernte

Eine Ausnahme stellt Gänsefingerkraut (siehe Abbildung 20.2) aus Polen dar. Es weist seit 2000 eine relativ konstante und um eine Größenordnung höher liegende Belastung auf. Typische Jahresmittelmesswerte an ^{137}Cs liegen bei 50 Bq/kg (TM). Gänsefingerkraut wirkt entzündungshemmend und schmerzstillend und wird u.a. gegen Krämpfe aller Art angewendet.

Bei der Herstellung des fertigen Teeaufgusses aus der jeweiligen Pflanze wird der Gehalt an ^{137}Cs durch die Verdünnungsschritte reduziert. Die zusätzliche Strahlenexposition durch Ingestion, resultierend aus der Anwendung von Arzneimitteln, deren pflanzliche Ausgangsstoffe u. U. kontaminiert waren, ist im Vergleich zum Dosisbeitrag durch Lebensmittel aus landwirtschaftlicher Produktion als gering einzuschätzen (Siehe Kapitel 16).

VERWENDETE ABKÜRZUNGEN

AtG	Atomgesetz	ICRP	Internationale Strahlenschutzkommission
AVV	Allgemeine Verwaltungsvorschrift	ICRU	Internationale Kommission für radiologische Einheiten
BFEL	Bundesforschungsanstalt für Ernährung und Lebensmittel	IMIS	Integriertes Mess- und Informationssystem
BFF	Bundesforschungsanstalt für Fischerei	KFÜ	Kernkraftwerks-Fernüberwachungssystem
BfG	Bundesanstalt für Gewässerkunde	KKW	Kernkraftwerk
BfS	Bundesamt für Strahlenschutz	N	Zahl der Einzelmessungen
BGA	Bundesgesundheitsamt	n.n.	nicht nachgewiesen / nachweisbar
BGBI	Bundesgesetzblatt	NWG	Nachweisgrenze
BGR	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe	ODL	Ortsdosisleistung
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit	PTB	Physikalisch-Technische Bundesanstalt
BSH	Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie	R β	Rest-Beta-Aktivität
/d-p	pro Tag und Person	RMP	Routinemessprogramm
DWD	Deutscher Wetterdienst	REI	Richtlinie zur Emissions- und Immissionsüberwachung kerntechnischer Anlagen
EURATOM	Europäische Gemeinschaft für Atomenergie	SSK	Strahlenschutzkommission
EUROMET	Organisation der meteorologischen Staatsinstitute in Europa	StrlSchV	Strahlenschutzverordnung
FM	Feuchtmasse	StrVG	Strahlenschutzvorsorgegesetz
G α	Gesamt-Alpha-Aktivität	TM	Trockenmasse
G β	Gesamt-Beta-Aktivität	UNSCEAR	Wissenschaftliches Komitee der Vereinten Nationen über die Wirkung von atomarer Strahlung
HWZ	Halbwertszeit	VOAS	Verordnung über die Gewährleistung von Atomsicherheit und Strahlenschutz
IAR	Institut für Atmosphärische Radioaktivität (heute: Fachbereich für Strahlenschutz und Umwelt)	WAA	Wiederaufarbeitungsanlage
		ZdB	Zentralstelle des Bundes zur Überwachung der Umweltradioaktivität

LISTE DER IM TEXT ERWÄHNTEN RADIONUKLIDE

Radionuklid	Element	Strahlungsart	Halbwertszeit	Bemerkungen
H-3, ³H, Tritium	Wasserstoff	β^-	12,32 a	
Be-7, ⁷Be	Beryllium	ϵ, γ	53,3 d	durch kosmische Strahlung
C-14, ¹⁴C	Kohlenstoff	β^-	5730 a	durch kosmische Strahlung
F-18, ¹⁸F	Fluor	β^+	1,83 h	Verwendung in der Medizin
K-40, ⁴⁰K	Kalium	β^-, γ	$1,3 \times 10^9$ a	natürlich
Mn-54, ⁵⁴Mn	Mangan	ϵ, γ	312,2 d	
Co-58, ⁵⁸Co	Kobalt	$\epsilon, \beta^+, \gamma$	70,9 d	
Co-60, ⁶⁰Co	Kobalt	β^-, γ	5,27 a	
Kr-85, ⁸⁵Kr	Krypton	β^-, γ	10,76 a	Edelgas
Kr-85 m, ^{85m}Kr	Krypton	β^-, γ	4,48 h	Edelgas
Sr-89, ⁸⁹Sr	Strontium	β^-, γ	50,5 d	
Sr-90, ⁹⁰Sr	Strontium	β^-	28,6 a	
Tc-99, ⁹⁹Tc	Technetium	β^-	213000 a	
Tc-99 m, ^{99m}Tc	Technetium	R	6,01 h	Verwendung in der Medizin
I-129, ¹²⁹I	Jod	β^-, γ	$1,57 \times 10^7$ a	
I-131, ¹³¹I	Jod	β^-, γ	8,02 d	
Xe-127, ¹²⁷Xe	Xenon	ϵ, R	36,4 d	Edelgas
Xe-131m, ^{131m}Xe	Xenon	R	11,92 d	Edelgas
Xe-133, ¹³³Xe	Xenon	β^-, R	5,25 d	Edelgas
Xe-133m, ^{133m}Xe	Xenon	R	2,19 d	Edelgas
Xe-135, ¹³⁵Xe	Xenon	β^-, γ	9,1 d	Edelgas
Cs-134, ¹³⁴Cs	Cäsium	β^-, γ	2,06 a	
Cs-137, ¹³⁷Cs	Cäsium	β^-, γ	30,17 a	
Ba-133, ¹³³Ba	Barium	ϵ, γ	10,5 a	
Ce-139, ¹³⁹Ce	Cer	ϵ, γ	137,6 d	
Tl-201, ²⁰¹Tl	Thallium	ϵ, R	73,1 h	
Tl-202, ²⁰²Tl	Thallium	ϵ, γ	12,2 d	

Radionuklid	Element	Strahlungsart	Halbwertszeit	Bemerkungen
Tl-208, ²⁰⁸Tl	Thallium	β^- , γ	3,1 min	Thorium-Zerfallsreihe
Pb-210, ²¹⁰Pb	Blei	β^-	22,3 a	Uran-Radium-Zerfallsreihe
Pb-212, ²¹²Pb	Blei	β^- , γ	10,6 h	Thorium-Zerfallsreihe
Bi-212, ²¹²Bi	Wismut	β^- , γ	60,6 min	Thorium-Zerfallsreihe
Bi-214, ²¹⁴Bi	Wismut	β^-	19,9 min	Uran-Radium-Zerfallsreihe
Po-210, ²¹⁰Po	Polonium	α	138,4 d	Uran-Radium-Zerfallsreihe
Po-212, ²¹²Po	Polonium	α	304 nsec	Thorium-Zerfallsreihe
Po-214, ²¹⁴Po	Polonium	α	164 μ sec	Uran-Radium-Zerfallsreihe
Po-218, ²¹⁸Po	Polonium	α	3,05 min	Uran-Radium-Zerfallsreihe
Rn-220, ²²⁰Rn	Radon	α	55,6 sec	Thorium-Zerfallsreihe, Edelgas
Rn-222, ²²²Rn	Radon	α	3,82 d	Uran-Radium-Zerfallsreihe, Edelgas
Ra-226, ²²⁶Ra	Radium	α , γ	1600 a	Uran-Radium-Zerfallsreihe
Ra-228, ²²⁸Ra	Radium	β^-	5,75 a	Thorium-Zerfallsreihe
Th-228, ²²⁸Th	Thorium	α , γ	1,9 a	Thorium-Zerfallsreihe
Th-230, ²³⁰Th	Thorium	α	$7,54 \times 10^4$ a	Uran-Radium-Zerfallsreihe
Th-232, ²³²Th	Thorium	α	$1,4 \times 10^{10}$ a	Thorium-Zerfallsreihe
U-234, ²³⁴U	Uran	α	$2,45 \times 10^5$ a	
U-235, ²³⁵U	Uran	α , R	$7,04 \times 10^8$ a	
U-238, ²³⁸U	Uran	α	$4,47 \times 10^9$ a	
Pu-238, ²³⁸Pu	Plutonium	α , R	87,74 a	
Pu-239, ²³⁹Pu	Plutonium	α , R	$2,4 \times 10^4$ a	
Pu-240, ²⁴⁰Pu	Plutonium	α , R	6563 a	
Am-241, ²⁴¹Am	Americium	α , R	432 a	
Cm-244, ²⁴⁴Cm	Curium	α , R	18,1 a	

α = Alphastrahlung
 β^- = Betastrahlung
 β^+ = Positronenstrahlung

γ = Gammastrahlung
 ε = Elektroneneinfang
R = Röntgenstrahlung

SI-EINHEITEN IM STRAHLENSCHUTZ

Phys. Größe	SI-Einheit	alte Einheit	Umrechnung
Aktivität	Becquerel (Bq) 1 Bq = 1/s	Curie (Ci)	1 Ci = $3,7 \cdot 10^{10}$ Bq 1 Bq = $2,7 \cdot 10^{-11}$ Ci = 27 pCi
Energiedosis	Gray (Gy) 1 Gy = 1 J/kg	Rad (rd)	1 rd = 0,01 Gy 1 Gy = 100 rd
Äquivalentdosis	Sievert (Sv) 1 Sv = 1 J/kg	Rem (rem)	1 rem = 0,01 Sv 1 Sv = 100 rem
Ionendosis	Coulomb pro Kilogramm (C/kg)	Röntgen (R)	1 R = $2,58 \cdot 10^{-4}$ C/kg = 0,258 mC/kg 1 C/kg = 3876 R
Energiedosisleistung	Gray pro Sekunde (Gy/s)	Rad pro Sekunde (rd/s)	1 rd/s = 0,01 Gy/s 1 Gy/s = 100 rd/s

PRÄFIXE

Präfix	Kurzbezeichnung	Faktor
Exa	E	10^{18}
Peta	P	10^{15}
Tera	T	10^{12}
Giga	G	10^9
Mega	M	10^6
Kilo	k	10^3
Hekto	h	10^2
Deka	da	10^1

Präfix	Kurzbezeichnung	Faktor
Dezi	d	10^{-1}
Zenti	c	10^{-2}
Milli	m	10^{-3}
Mikro	μ	10^{-6}
Nano	n	10^{-9}
Piko	p	10^{-12}
Femto	f	10^{-15}
Atto	a	10^{-18}

GLOSSAR

Aerosol	feste oder flüssige Schwebeteilchen in Luft
Aktivität	Anzahl der je Sekunde zerfallenden Atomkerne eines radioaktiven Stoffes
Alphastrahler	Radionuklide, die Alphateilchen (Heliumatomkerne) aussenden
anthropogen	durch den Menschen verursacht
Äquivalentdosis	Produkt aus Energiedosis und einem u.a. von der Strahlenart abhängigen Bewertungsfaktor. Die Äquivalentdosis ist das Maß für die Wirkung einer ionisierenden Strahlung auf den Menschen
Becquerel	SI-Einheit der Aktivität. Die Aktivität von 1 Becquerel (Bq) liegt vor, wenn 1 Atomkern je Sekunde zerfällt.
Betastrahlung	Teilchenstrahlung, bestehend aus beim radioaktiven Zerfall oder bei der Spaltung von Atomkernen ausgesandten Elektronen
Dekontamination	Beseitigung oder Verminderung von radioaktiven Verunreinigungen
Deterministisch	Nicht-stochastisch; deterministische Strahlenschäden sind solche, bei denen die Schwere des Schadens mit der Dosis variiert und ein Schwellenwert bestehen kann, z.B. Hautrötung, Augenlinsentrübung (siehe auch stochastisch)
Dosis	Siehe Energiedosis und Äquivalentdosis
Effektive Dosis	Summe der gewichteten mittleren Äquivalentdosen in den einzelnen Organen und Geweben des Körpers. Der Wichtungsfaktor bestimmt sich aus den relativen Beiträgen der einzelnen Organe und Gewebe zum gesamten Strahlenrisiko des Menschen bei Ganzkörperbestrahlung
Energiedosis	Quotient aus der Energie, die durch ionisierende Strahlung auf das Material in einem Volumenelement übertragen wird, und der Masse in diesem Volumenelement
Ereignisfall	Ein Ereignis wie z.B. ein Unfall in einem Atomkraftwerk mit „möglichen, nicht unerheblichen radiologischen Auswirkungen“ (§1, Abs. 2 StrVG)
Fallout	Aus der Atmosphäre auf die Erde in Form kleinster Teilchen abgelagertes radioaktives Material, das zum Beispiel bei Kernwafferversuchen entstanden ist
Gammastrahlung	Energiereiche elektromagnetische Strahlung, die bei der radioaktiven Umwandlung von Atomkernen oder bei Kernreaktionen auftreten kann
Gammasubmersion	Strahlenexposition durch Gammastrahlung von radioaktiven Gasen in der Atmosphäre
Ganzkörperdosis	Mittelwert der Äquivalentdosis über Kopf, Rumpf, Oberarme und Oberschenkel als Folge einer als homogen angesehenen Bestrahlung des ganzen Körpers
Gray	SI-Einheit der Energiedosis
Ingestion	Aufnahme radioaktiver Stoffe mit der Nahrung
Inhalation	Aufnahme radioaktiver Stoffe mit der Atemluft
Inkorporation	Aufnahme radioaktiver Stoffe in den menschlichen Körper
Intensivbetrieb	Betrieb von IMIS im Ereignisfall mit verkürzten Messintervallen und erweiterten Messprogrammen (Intensivmessprogrammen)
Ionisierende Strahlen	Elektromagnetische- oder Teilchenstrahlen, welche die Bildung von Ionen bewirken können (z.B. Alphastrahlen, Betastrahlen, Gammastrahlen, Röntgenstrahlen)

Isotop	Atomart eines chemischen Elements mit gleichen chemischen Eigenschaften (gleicher Ordnungszahl), aber verschiedener Massenzahl
Kontamination	Verunreinigung mit radioaktiven Stoffen
Kosmische Strahlung	Sehr energiereiche Strahlung aus dem Weltraum
Median	Mittelwert, unterhalb dessen ebensoviele kleinere Werte wie oberhalb größere Werte liegen
Nuklearmedizin	Anwendung radioaktiver Stoffe in der Medizin zu diagnostischen und therapeutischen Zwecken
Nuklid	Durch Protonenzahl (Ordnungszahl) und Massenzahl charakterisierte Atomart
Organdosis	Mittelwert der Äquivalentdosis über ein Organ
Ortsdosis	Äquivalentdosis für Weichteilgewebe, gemessen an einem bestimmten Ort
Ortsdosisleistung	In einem kurzen Zeitintervall erzeugte Ortsdosis, geteilt durch die Länge des Zeitintervalls
Radioaktive Stoffe	Stoffe, die Radionuklide enthalten
Radioaktivität	Eigenschaft bestimmter chemischer Elemente bzw. Nuklide, ohne äußere Einwirkung Teilchen- oder Gammastrahlung aus dem Atomkern auszusenden
Radiojod	Radioaktive Jodisotope
Radionuklide	Instabile Nuklide, die unter Aussendung von Strahlung in andere Nuklide zerfallen
SI-Einheiten	Einheiten des Internationalen Einheitensystems (SI). Die Anwendung der Einheiten im Strahlenschutzmesswesen ist durch die Ausführungsverordnung zum Gesetz über Einheiten im Messwesen vom 13.12.1985 (BGBl. I S.2272) geregelt
Sievert	SI-Einheit der Äquivalentdosis 1 Sievert = 1 000 Millisievert (mSv) = 1 000 000 Mikrosievert (µSv)
Stochastisch	Zufallsbedingt; stochastische Strahlenschäden sind solche, bei denen die Wahrscheinlichkeit des Auftretens mit der Dosis variiert, nicht jedoch deren Schwere (siehe auch deterministisch)
Strahlenbelastung	Siehe Strahlenexposition
Strahlenexposition	Einwirkung ionisierender Strahlung auf den menschlichen Körper oder seine Teile
Terrestrische Strahlung	Strahlung der natürlich radioaktiven Stoffe, die überall auf der Erde vorhanden sind

SACHVERZEICHNIS

A

Abfälle 97, 100
Abklingkurven 73
Absetzanlagen 23
Abwasser 26, 102–104
Abwetter 23
Ackerböden 81–82, 85, 87
Aerosole 28
Aerosolpartikel 34, 37
Aerosolsammler 40
Aktivitätskonzentration 37
Aktivitätsnormale 44
Alpha-Aktivität 34
Alpha-Spektrometrie 87
Altbergbau 23
Americium-241 45, 63, 68
Arzneimittel 106
Atmosphäre 34
Atomgesetz 14
Atomkraftwerk 26, 30–33, 36, 50, 61, 76–77
Atom-U-Boot 61
AVV-IMIS 41, 92, 96

B

Barium-133 45
Baumaterialien 19
Bauproduktengesetz 20
Bauproduktenrichtlinie 20
Bergbau 15, 17, 21, 23, 25
Bergbaugesetz 23
Beryllium-7 37, 41, 47
Beta-Aktivität 34, 41–42
Beta-Spektrometrie 92
Biblis 28–29, 77, 79
Binnengewässer 51, 80
Binnenseen 69, 74–78
biologische Halbwertszeit 73
Blei-210 47
BMU 60, 73
Boden 45, 73, 81, 85, 87, 99, 103, 106
Bodenluft 17–19
Bodensee 75, 78
Brokdorf 28–29
Brunsbüttel 28–29
Bundesamt für Gewässerkunde 51
Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie 15, 61
Bundesamt für Strahlenschutz 14–16, 19, 25, 36–37, 47, 49–50, 57, 60, 73, 97, 102, 106
Bundesanstalt für Ernährung und Lebensmittel 15, 88, 92
Bundesanstalt für Gewässerkunde 15
Bundesforschungsanstalt für Ernährung und Lebensmittel 90

Bundesforschungsanstalt für Fischerei 15, 69, 73

C

Cäsium 37, 67, 72
Cäsium-134 45, 49, 63, 65, 69, 88, 92, 95, 97, 102
Cäsium-137 41, 44–46, 48, 50, 52, 57, 61, 64–66, 69–74, 76–77, 80–84, 88–92, 95, 97, 99–100, 102, 105–107
Cer-139 45
Cobalt-58 45
Cobalt-60 45
Curium-244 63

D

Datenbank 25, 80, 93
Deutsche Bucht 62–63
Deutscher Wetterdienst 15, 34, 40
Donau 53

E

Edelgase 26, 28, 34, 45
effektive Dosis 5, 30
Eider 52
Elbe 52, 76
Emissionen 30
Ems 52
Emsland 28–29, 79
EU-Berichterstattung 34, 40
EURATOM-Vertrag 14
Europäische Normen 20
EU-Trinkwasserrichtlinie 60
Expositionspfad 53

F

Fallout 63–64, 67, 72, 77
Fische 15, 69–73, 76–78, 80
Fischteiche 69–70, 72
Fließgewässer 69–70, 72–74, 76–77, 79
Flugasche 97, 100
Fluor-18 44
Forellen 71
Fortluft 26, 31, 33
Futtermittel 81

G

Gamma-Ortsdosisleistung 34
Gamma-Spektrometrie 37, 45, 81, 87, 92–93
Gänsefingerkraut 107
Gesamt-Alpha 57
Gesamtnahrung 90
Gesamtrichtdosis 60
Grafenrheinfeld 28–29, 79
Granit 17, 19–20, 60

Grohnde 28–29
Grundwasser 57, 59
GSF 37
Gundremmingen 28–29, 79

H

Halbwertszeit 73, 75, 77, 80
Halbwertzeit 75
Halden 23, 25
Hausmüll 97, 100

I

IMIS 15, 34, 45, 57, 74–75, 80, 87
Industrieprodukte 20
In-situ-Gamma-Spektrometrie 34
Iod-131 26, 28, 34, 38, 45, 52–53, 97, 99–104
Isar 28–29, 79

J

Jadebusen 52

K

Kalium-40 41, 44–46, 48–50, 53, 57, 95, 97,
99–100, 102, 106–107
Karpfen 71
Kattegat 65
Kernkraftwerk (s. Atomkraftwerk)
kerntechnische Anlagen 16, 30, 85, 93
Kernwaffenfallout 87
Kernwaffenteststoppabkommen 36
Kernwaffenversuche 14, 37, 61, 67, 81, 85, 87,
102
Klärschlamm 97, 99, 102–105
Kobalt-58 38, 52
Kobalt-60 52, 99, 102
Kohlenstoff-14 28
Kompartimentmodell 73
Kompost 97, 99
Königssee 75, 78
Kosmische Strahlung 34
Krümmel 28–29, 76, 79
Krypton-85 34, 41, 43

L

La Hague 36, 61, 63–64
Lebensmittel 90
Leitstellen 15, 92–93
Luft 37, 40, 46, 49
Lungenkrebsrisiko 17

M

Magermilchpulver 88–89
Mangan-54 45
Meeresorganismen 61
Melissenblätter 107
Messanleitung 15, 45, 87
Messnetz 34

Messprogramm 60
Messstellennetz 14
Milch 15, 88
Mosel 52

N

Natürliche Strahlenexposition 16
Natursteine 20
Neckarwestheim 28–29
Niederschlag 34, 37, 40–42, 102
Nordsee 61–62, 64–65, 71–72

O

Oberflächenwasser 51–52, 60, 62
Obrigheim 28–29
Ostsee 61, 64–66, 71–72

P

Paniermehl 92
Pfefferminzblätter 107
Pflanzen 81, 106
Philippsburg 28–29, 79
Physikalisch-Technische Bundesanstalt 15, 34,
38, 44, 48, 92–93
Plutonium 39, 63, 65, 68, 85–87
Plutoniumbatterien 85

R

radiochemische Analysen 41
Radionuklidmessstation 36
Radium 23
Radium-226 23
Radon 17, 23, 25, 44
Radon-222 24
Radonfolgeprodukte 17, 44
Rauchgas 99–100
Raumluft 19
Referenzperson 30–33
REI 51, 57, 76, 80, 85
REI Bergbau 23
Reststoffe 97, 100
Resuspension 37, 40, 49, 63, 67
Rhein 52, 77
Ringversuch 15, 38, 45, 92
Rohmilch 88–89
Rohwasser 57, 60
Routinemessprogramm 57
Rubidium-87 44

S

Säuglingsnahrung 88, 90–91
Schaalsee 52
Schauinsland 36–37, 49
Schilddrüsendosis 5, 30, 33
Schlacke 97, 100
Schollener See 52
Schwebstoff 51–52

Sediment 51–53, 63–64, 67–68, 71, 73
Sellafield 36, 61–62, 64, 71
Sickerwasser 97
Silvesterfeuerwerk 48
Skagerrak 61, 64
Spurenanalyse 34, 38, 48, 50
Spurenmessstelle 37, 45, 49–50
Spurenstoffe 44
Stade 26, 28–29, 79
Stahlwerk 47
Starnberger See 52, 74, 78
Steinhuder Meer 52
Strahlenschutzkommission 25
Strahlenschutzverordnung 14, 19, 30, 51
Strahlenschutzvorsorgegesetz 15, 25, 45, 51,
57, 80, 92
Stratosphäre 47
Strontium-90 45, 52, 57–58, 61, 65–66, 81,
87–92, 95, 102

T

Tabak 106
Technetium-99 61
Technetium-99m 102
Tee 106–107
terrestrische Strahlung 16
Thorium 53, 60
Trajektorien 36, 41, 50
Transurane 61, 63–64, 67–68
Trinkwasser 58
Trinkwassermessprogramm 60
Tritium 52, 57, 61, 65, 97, 100

Troposphäre 47
Tschernobyl 14, 34, 37–38, 41, 49, 52, 61, 64,
67, 69, 71–74, 80–81, 85, 88, 92, 99, 102,
106

U

Unterweser 29
Uran 23, 52, 60, 102

V

Verbrennungsanlage 100

W

Wasserwerk 60
Weideböden 83
Weser 52
Westermarkelsdorf 49
Wiederaufbereitungsanlage 36, 61, 63–64, 71
Wiesenbewuchs 84
Wismut GmbH 23
Wohnungen 17
Würgassen 79
Wurzeltransfer 99

X

Xenon 34, 45

Z

Zivilisatorische Strahlenexposition 16
Zugspitze 41, 43

Bisher erschienene BfS-Schriften

BfS-SCHR-1/90

Warnecke, E.; Odoj, R.; Simon, R. (Editors)

Requirements for Waste Acceptance and Quality Control.

Proceedings of the 2nd International Seminar on Radioactive Waste Products.

28 May - 1 June 1990, Research Centre Jülich, Federal Republic of Germany.

Salzgitter 1990

BfS-SCHR-2/91

Sicherheitsreihe Nr. 6.

IAEO-Empfehlungen für die sichere Beförderung radioaktiver Stoffe. Ausgabe 1985.

(Diese Übersetzung enthält auch die von der IAEO im Nachtrag 1988 zu den Empfehlungen vorgenommenen Ergänzungen).

Salzgitter 1991

BfS-SCHR-3/91

Schüttmann, W.; Aurand, K.

Die Geschichte der Außenstelle Oberschlema des Kaiser-Wilhelm-Instituts für Biophysik Frankfurt am Main.

Salzgitter 1991

BfS-SCHR-4/91

Bornemann, O. (mit einem Beitrag von R. Fischbeck)

Zur Geologie des Salzstocks Gorleben nach den Bohrergebnissen.

Salzgitter 1991

BfS-SCHR-5/92

Herrmann, A.G.

Endlager für radioaktive Abfälle Morsleben (ERAM).

Lösungszuflüsse in den Grubenfeldern Marie und Bartensleben: Stoffbestand, Herkunft, Entstehung.

Eine Dokumentation.

Zweiter Bericht. Abschlußbericht für den Zeitabschnitt 1. Januar bis 31. Dezember 1991. Clausthal-

Zellerfeld, den 29. Februar 1992.

Salzgitter 1992

BfS-SCHR-6/92

Bestandsaufnahme IMIS-IT.

Seminar zum Projektstand IMIS am 3. Mai 1991.

Salzgitter 1992

BfS-SCHR-7/92

Empfehlungen der Reaktor-Sicherheitskommission (RSK) 1987 - 1991 (Band 7).

Zusammengestellt von der RSK-Geschäftsstelle.

Salzgitter 1992

BfS-SCHR-8/92

Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten.

Abschlußbericht zum ersten Teilprojekt.

Salzgitter 1992

BfS-SCHR-9/93

Grosche, B.; Burkart, W. (Editors)

Radiation epidemiology after the Chernobyl accident.

Proceedings of a workshop held at the Institute for Radiation Hygiene, Federal Office of Radiation

Protection, Neuherberg, October 23-25, 1991

BfS-SCHR-10/93

von Borstel, L.E.

Lösungen in marinen Evaporiten.

Salzgitter 1993

Bisher erschienene BfS-Schriften

BfS-SCHR-11/93

Herrmann, A.G.

Endlager für radioaktive Abfälle Morsleben (ERAM).

Lösungsvorkommen in den Grubenfeldern Marie und Bartensleben: Stoffbestand, Herkunft, Entstehung. Eine Dokumentation.

Abschlußbericht für den Zeitabschnitt 1. Januar bis 31. Dezember 1992. Clausthal-Zellerfeld, den 29. Februar 1992.

Salzgitter 1993

BfS-SCHR-12/93

IMIS-Statusgespräch.

Seminar zum Projektstand IMIS am 1. Februar 1993.

Salzgitter 1993

BfS-SCHR-13/94

Przyborowski, S.; Röhnsch, W.

ICRP-Publikation 65

über den Schutz gegenüber Radon-222 in Wohnung und an Arbeitsplätzen und die Situation in der Bundesrepublik Deutschland.

Salzgitter, 1994

BfS-SCHR-14/95

Kammerer, L.; Peter, J.; Burkhardt, J.; Trugenberger-Schnabel, A.; Bergler, I.

Umweltradioaktivität in der Bundesrepublik Deutschland 1992 und 1993. Daten und Bewertung.

Bericht der Leitstellen des Bundes und des Bundesamtes für Strahlenschutz.

Salzgitter, Dezember 1995

BfS-SCHR-15/96

Solare terrestrische UV-Strahlung in Deutschland.

Meßergebnisse und strahlenhygienische Bewertung der Daten aus dem UV-Meßnetz des BFS/UBA für den Zeitraum Januar bis Dezember 1994.

Salzgitter, März 1996

BfS-SCHR-16/98

Kammerer, L.

Umweltradioaktivität in der Bundesrepublik Deutschland 1994 bis 1995. Daten und Bewertung.

Bericht der Leitstellen des Bundes und des Bundesamtes für Strahlenschutz.

Salzgitter, März 1998

BfS-SCHR-17/98

Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten.

Abschlußbericht zum zweiten Teilprojekt.

Salzgitter, März 1998

BfS-SCHR-18/98

Sonnek, C.

Die Euratom-Grundnormen für den Strahlenschutz 1996 und 1997.

Ausblick auf zukünftiges Strahlenschutzrecht in Deutschland.

Salzgitter, Juli 1998

BfS-SCHR-19/99

Strahlenschutz und Sicherheit in der Medizin.

ICRP-Veröffentlichung 73.

Ein Bericht einer Arbeitsgruppe des Komitees 3 der Internationalen Strahlenschutzkommission.

Von der Kommission angenommen im März 1996.

Salzgitter, Mai 1999

Bisher erschienene BfS-Schriften

BfS-SCHR-20/99

WORKSHOP

Strahlenüberwachung von Arbeitsplätzen mit erhöhten Konzentrationen von Radon und Radonzerfallsprodukten und Qualitätssicherung der Überwachungsmessungen.

22. bis 24. Juni 1998, Berlin.

Salzgitter, November 1999

BfS-SCHR-21/00

Kammerer, L.

Umweltradioaktivität in der Bundesrepublik Deutschland 1996 und 1997. Daten und Bewertung. Bericht der Leitstellen des Bundes und des Bundesamtes für Strahlenschutz.

Salzgitter, Oktober 2000

BfS-SCHR-22/01

Ettenhuber, E.; Gehrcke, K.

Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten.

Abschlussbericht.

Salzgitter, März 2001

BfS-SCHR-23/01 (ist nicht als Druck erschienen, nur im Internet)

Steinmetz, M.

UV-Index in practical use

Proceedings of an International Workshop

Institute of radiation hygiene, Munich, Germany, December 4-7, 2000

Salzgitter, 2001

BfS-SCHR-24/02

Peter J.; Schneider G.; Bayer A.; Trugenberger-Schnabel A.

High Levels of Natural Radiation and Radon Areas:

Radiation Dose and Health Effects

Proceedings of the 5th International Conference on High Levels of Natural Radiation and Radon Areas held in Munich, Germany on September 4 to 7 2000

Neuherberg, März 2002

BfS-SCHR-25/02

Brix, J.; Matthes, R.; Schulz, O.; Weiss, W.

Forschungsprojekte zur Wirkung elektromagnetischer Felder des Mobilfunks.

Bundesamt für Strahlenschutz

21. und 22. Juni 2001

Salzgitter, Juni 2002

BfS-SCHR-26/02

Bruchertseifer, F.; Pohl, H.

Fachgespräch

Begrenzung der Strahlenexposition als Folge von Störfällen bei kerntechnischen Anlagen und Einrichtungen.

1. und 2. März 2001

Salzgitter, Juni 2002

BfS-SCHR-27/03

Trugenberger-Schnabel, A.; Peter J.;

Kanzlivi, R.; Bernhard, C.; Bergler, I.

Umweltradioaktivität in der Bundesrepublik Deutschland 1998 bis 2001

Daten und Bewertung

Bericht der Leitstellen des Bundes und des Bundesamtes für Strahlenschutz

Salzgitter, Januar 2003

Bisher erschienene BfS-Schriften

BfS-SCHR-28/03

Walter, H.

2.Fachgespräch SODAR

19. u. 20. März 2003

Im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt,

Naturschutz und Reaktorsicherheit

Zusammenfassung der Vorträge

Salzgitter, Juni 2003

BfS-SCHR-29/03

Bergler, I.; Bernhard, C.; Gödde, R.; Schmitt-Hannig, A.

Strahlenschutzforschung

- Programmreport 2001 -

Bericht über das vom Bundesamt für Strahlenschutz fachlich und verwaltungsgemäß begleitete Ressortforschungsprogramm Strahlenschutz des Bundesumweltministeriums

Salzgitter, Juni 2003

BfS-SCHR-30/04

Lennartz, H.-A.; Mussel, Ch.; Thieme, M.

Beteiligung der Öffentlichkeit bei der Standortauswahl für die Endlagerung radioaktiver Abfälle

Abschlussbericht

Salzgitter, April 2004

BfS-SCHR-31/04

Weiß, D.; Bönigke, G.; Spoden, E.; Warnecke, E.

Übersicht zu stillgelegten kerntechnischen Anlagen in Deutschland und in Europa – Januar 2004

Salzgitter, September 2004

BfS-SCHR-32/04

Bergler, I.; Bernhard, C.; Gödde, R.; A. Løbke-Reinl; Schmitt-Hannig, A.

Strahlenschutzforschung

- Programmreport 2003 -

Bericht über das vom Bundesamt für Strahlenschutz fachlich und administrativ begleitete Ressortforschungsprogramm Strahlenschutz des Bundesministeriums für Umwelt,

Naturschutz und Reaktorsicherheit

Salzgitter, Januar 2005

BfS-SCHR-33/05

Hartmann, M.; Beyer, D.; Dalheimer, A.; Hänisch, K.

Ergebnisse der In-vitro-Ringversuche: S-35 in Urin sowie Am-241 und Pu-Isotope in Urin

Workshop zu den In-vitro-Ringversuchen 2001 und 2002 der Leitstelle Inkorporationsüberwachung des BfS am 1. Juli 2003 im Bayerischen Landesamt für Umweltschutz, Kulmbach

Salzgitter, Januar 2005

BfS-SCHR-34/05

Trugenberger-Schnabel, A.; Peter, J.; Kanzliwius, R.; Bernhard, C.; Bergler, I.;

Umweltradioaktivität in der Bundesrepublik Deutschland

Bericht der Leitstellen des Bundes und des Bundesamtes für Strahlenschutz

Daten und Bewertung für 2002 und 2003

Salzgitter, Juni 2005

| Verantwortung für Mensch und Umwelt |

Kontakt:

Bundesamt für Strahlenschutz

Postfach 100149

38201 Salzgitter

Telefon: + 49 (0) 1888 - 3 33 - 0

Telefax: + 49 (0) 1888 - 3 33 - 18 85

Internet: www.bfs.de

E-Mail: ePost@bfs.de

Gedruckt auf Recyclingpapier aus 100 % Altpapier.



Bundesamt für Strahlenschutz