

Umweltradioaktivität in der Bundesrepublik Deutschland 2006 und 2007

Daten und Bewertung

Bericht der Leitstellen des Bundes und des Bundesamtes
für Strahlenschutz



Impressum

Herausgeber: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU)
Postfach 12 06 29
53048 Bonn

Redaktion: Bundesamt für Strahlenschutz
Postfach 10 01 49
38201 Salzgitter
Angela Trugenberger-Schnabel
Josef Peter
Renate Kanzliwius
Claudia Bernhard-Ströl

Stand: Dezember 2008

ISSN 1864-2810

VORWORT

Die Notwendigkeit zur Überwachung der Umweltradioaktivität ergab sich ursprünglich als Folge des radioaktiven Fallouts der Kernwaffenversuche in den 50er und 60er Jahren. Zur Umsetzung der Verpflichtungen des Euratom-Vertrags von 1957 und im Zuge der großtechnischen friedlichen Nutzung der Kernenergie wurde die Überwachung ausgeweitet und zunehmend gesetzlich geregelt, insbesondere durch die Richtlinie zur Emissions- und Immissionsüberwachung kerntechnischer Anlagen (REI) von 1979 und das 1986 verabschiedete Strahlenschutzvorsorgegesetz (StrVG). Zusätzlich wurde ab 1990 – nach der Wiedervereinigung – die Überwachung der bergbaulichen Altlasten in den neuen Bundesländer integriert.

Parallel zur Erarbeitung gesetzlicher Regelung zur Überwachung der Umweltradioaktivität wurden 1961 die Leitstellen eingerichtet, die seither einen integralen Bestandteil der Gesamtorganisation der Überwachung der Umweltradioaktivität darstellen. Sie sind jeweils verantwortlich für die Überwachung von bestimmten Umweltbereichen, z.B. Luft, Gewässer, Lebensmittel bzw. für bestimmte Überwachungsaufgaben bei kerntechnischen Anlagen, z.B. Abluft und Abwasser. Sie sind jeweils in den Einrichtungen des Bundes angesiedelt, deren Aufgaben ohnehin in diesen Umweltbereichen liegen.

Die Aufgaben der Leitstellen – als sog. Verwaltungsbehörden des Bundes – sind im Strahlenschutzvorsorgegesetz 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"),
- die Beratung der zuständigen Ministerien des Bundes und der Länder in fachlichen Fragen.

Der vorliegende Bericht enthält die Beiträge der Leitstellen für die Jahre 2006 und 2007. Wie auch in den Vorjahren liegt ein Schwerpunkt auf der Darstellung aktueller Untersuchungen und Entwicklungen sowie auf der Betrachtung übergreifender radioökologischer Zusammenhänge. Dabei bleiben neben den Untersuchungen von künstlichen Radionukliden in der Umwelt auch die Untersuchungen zur natürlichen Strahlenexposition und ihrer möglichen Reduktion von unverändert großer Bedeutung.

Ein zweiter Schwerpunkt dieses Berichtes sind Maßnahmen zur Qualitätssicherung bei der Überwachung der Umweltradioaktivität. Diese werden vor dem Hintergrund, dass die inzwischen sehr geringen Aktivitäten künstlicher Radionuklide in den verschiedenen Umweltmedien empfindliche und zuverlässige Analyse- und Messverfahren erfordern, immer wichtiger. Neben der Qualität der erhobenen Daten ist aber außerdem – auch vor dem Hintergrund, dass der Datenaustausch innerhalb Europas nach wie vor intensiviert wird – deren Vergleichbarkeit wichtig. Als Maßnahmen der Qualitätssicherung werden in diesem Bericht beispielhaft nationale und internationale Ringversuche sowie Vergleichsmessungen an der Messstation Schauinsland dargestellt.

INHALTSVERZEICHNIS

Vorwort	3
Inhaltsverzeichnis	4
Zusammenfassung	5
Summary	7
Résumé	9
1 Qualitätssicherung, Ringversuche und Akkreditierung	12
2 Strahlenexposition in Gebäuden	16
3 Radioaktive Stoffe in der Umwelt als Folge des Bergbaus in den neuen Bundesländern	23
4 Ableitung radioaktiver Stoffe aus Atomkraftwerken	27
5 Messnetze für Luft und Niederschlag	35
6 Spurenmessung in der Bodennahen Luft	41
7 Aktivitätsnormale	47
8 Die Interkalibrationsmessstelle auf der Messstation Schauinsland	49
9 Radioaktive Stoffe in Binnengewässern	52
10 Radioaktive Stoffe in Trink- und Grundwasser	58
11 Radioaktive Stoffe in Nord- und Ostsee	61
12 Radioaktive Stoffe in Fischen	66
13 Boden, Pflanzen, und Futtermittel	72
14 Radioaktive Stoffe in Milch und Milchprodukten	76
15 Gesamtnahrung, Säuglings- und Kleinkindernahrung	79
16 Bestimmung von Transferfaktoren störfallrelevanter Radionuklide im Hühnereiweiss und -eigelb	81
17 Radioaktive Stoffe in Abfällen	84
18 Radioaktive Stoffe in Abwasser und Klärschlamm	88
19 Arzneimittel und deren Ausgangsstoffe sowie Bedarfsgegenstände	92
Verwendete Abkürzungen	94
Liste der im Text erwähnten Radionuklide	95
SI-Einheiten im Strahlenschutz	97
Präfixe	97
Glossar	98
Sachverzeichnis	100

ZUSAMMENFASSUNG

Im vorliegenden Bericht werden Daten zur Radioaktivität in der Umwelt und in der Umgebung kerntechnischer Anlagen aus den Jahren 2006 und 2007 zusammengestellt und bewertet.

Die mittlere Strahlenexposition der Bevölkerung betrug im Jahr 2007 etwa 4,0 mSv. Davon entfielen ca. 2,1 mSv auf die **natürliche** Strahlenexposition sowie etwa 1,9 mSv auf die **zivilisatorische** Strahlenexposition.

Qualitätssicherung, Ringversuche und Akkreditierung (Kapitel 1)

Die Ringversuche, die von den Leitstellen organisiert wurden, tragen wesentlich dazu bei, die Qualität der Messungen radioaktiver Stoffe zu verbessern und langfristig zu erhalten. Neben nationalen Ringversuchen wurden und werden im Bereich der Europäischen Gemeinschaften regelmäßig Ringversuche durchgeführt, an denen die Leitstellen beteiligt sind.

Strahlenexposition in Gebäuden (Kapitel 2)

Die natürliche Strahlenexposition erhöht sich beim Aufenthalt in Gebäuden durch die Inhalation von Radonzerfallsprodukten. Die mittlere Radonkonzentration in deutschen Wohnungen beträgt 50 Bq/m^3 . Personen, die in Wohnungen mit Radonkonzentrationen mit ca. 200 Bq/m^3 Raumluft wohnen, haben ein um 32% höheres Lungenkrebsrisiko als Personen, die in Wohnungen mit fiktiven Werten von 0 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 bergbaulichen Anlagen und Atomkraftwerken (Kapitel 3, 4)

Die Jahresgenehmigungswerte für die Ableitung radioaktiver Stoffe in die Oberflächengewässer in der Umgebung bergbaulicher Anlagen wurden 2006 und 2007 ausnahmslos eingehalten. Das gleiche gilt für die ^{222}Rn -Ableitungen und die Ableitungen langlebiger Alphastrahler in die Luft.

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.

Messnetze für Luft und Niederschlag (Kapitel 5)

Die Messung der Gesamt- β -Aktivität der Luft ergab für 2006 einen Mittelwert von $0,7 \text{ mBq/m}^3$ und für 2007 einen Mittelwert von $0,5 \text{ mBq/m}^3$. Die Messung der Gesamt- Aktivität im Niederschlag ergab für das Jahr 2006 einen Mittelwert von 54 Bq/m^2 und für 2007 einen Mittelwert von 56 Bq/m^2 .

Der langjährig stetige Anstieg des Grundpegels von ^{85}Kr in der Luft hat sich im Berichtszeitraum abgeflacht. 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.

Spurenmessungen, Aktivitätsnormale und Interkalibration (Kapitel 6, 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 (Autobahnsanierung). 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 untersucht. An der Messstation Schauinsland steht nun ein Areal zur vergleichenden Analyse aller in der EU eingesetzten ODL-Messgeräte zur Verfügung.

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 0,000073 bzw. 0,00196 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. Bis zum Abschluss des Messprogramms im September 2007 sind insgesamt 582 Trinkwässer und 565 Rohwässer untersucht worden.

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

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 2007 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 2005 war hier jedoch ein deutlicher Rückgang der mittleren ^{137}Cs -Aktivität auf unter 1 Bq/kg FM in Süddeutschland und unter 2 Bq/kg FM in Norddeutschland zu verzeichnen.

Radioaktive Stoffe in Boden, Pflanzen, Futtermitteln, Gesamtnahrung und Milch- und Milchprodukten, sowie Transfer von Radionukliden in Hühnereier (Kapitel 13, 14, 15, 16)

Der Gehalt von ^{137}Cs in **Rohmilch** lag im Jahr 2007 bei etwa 0,2 Bq/kg. **Milchfertigprodukte** für Säuglinge waren mit durchschnittlich 0,4 Bq/kg ^{137}Cs kontaminiert. Die mittlere jährliche Aktivitätszufuhr durch die Nahrungsaufnahme betrug 2007 etwa 95 Bq für ^{137}Cs und 33 Bq für ^{90}Sr .

Da im Laufe der Zeit durch Zucht die Legeleistung von Legehennen und somit der Stoffwechsel angestiegen ist, müssen die aus der Literatur bekannten Transferfaktoren für störfallrelevante Radionuklide nach oben korrigiert werden.

Radioaktive Stoffe in Abfällen, Abwasser und Klärschlamm (Kapitel 17, 18)

Der Gehalt an ^{137}Cs bei **Abfällen** wird noch durch den Fallout nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl bestimmt. Dies kommt durch häufig höhere Werte im südlichen Gebiet der Bundesrepublik Deutschland gegenüber den anderen Gebieten zum Ausdruck.

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 nur noch schwach ausgeprägt. In wenigen Fällen ist sie noch zu beobachten.

Tabakerzeugnisse, Arzneimittel und deren Ausgangsstoffe sowie Bedarfsgegenstände (Kapitel 19)

Die Belastung von Ausgangsstoffen für Arzneimittel mit ^{137}Cs (z.B. Pfefferminzblätter für Tees) nahm seit 2006 weiter ab.

SUMMARY

In this report data on radioactivity in the environment and in the vicinity of nuclear facilities have been compiled and evaluated for the years 2006 and 2007.

In 2007 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**.

Quality Assurance, Intercomparisons, and Accreditation (Chapter 1)

The intercomparisons, which were organised by the coordinating offices, make an essential contribution to improving and on the long term sustaining the quality of radioactive substance measurements. Apart from the national level, intercomparisons have been and are regularly carried out in the European Communities with participation of the coordinating offices.

Radiation Exposure in Buildings (Chapters 2)

Natural radiation exposure is increased by inhalation of radon decay products in buildings. The mean indoor radon concentration in German dwellings is 50 Bq/m^3 . People living in dwellings where the indoor radon concentration amounts to around 200 Bq/m^3 have a risk of developing lung cancer that is 32% greater than it would be for people living in dwellings with a fictitious radon concentration of 0 Bq/m^3 . BfS developed a concept for radiation protection measures which recommends a constraint value of 100 Bq/m^3 air for radon in new dwellings.

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

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 2006 and 2007. The same applies to the ^{222}Rn discharges and the discharges of long-lived alpha emitters into the air.

The licensed values for the discharge of radioactive substances via exhaust air and waste water from **nuclear power plants** are only exhausted by 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 dose. The exposure values in the vicinity of nuclear power plants calculated with the conservative assumptions defined for the reference person are below 0.01 mSv per year.

Measuring Networks for Air and Precipitation (Chapter 5)

The measurement of the total β activity in air amounted to a median value of 0.7 mBq/m^3 for 2006, and a median value of 0.5 mBq/m^3 in 2007. The measurement of the total β activity in **precipitation** amounted to a median value of 54 Bq/m^2 in 2006, and to a median value of 56 Bq/m^2 in 2007.

The basic level of ^{85}Kr in the **air** which had constantly increased over the last few years, decreased in the period under report. 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 observed that were above the level measured prior to the Chernobyl reactor accident.

Trace Analysis, Activity Normals, and Intercalibration (Chapters 6, 7, 8)

The described short-term increases of activity concentrations of traces of ^{40}K and ^{137}Cs were related to incidents which were below all dose relevance. In the case of the ^{40}K it was an "anthropogenic release" of a natural radionuclide (autobahn reconstruction). 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.

An area for comparing analysis of all ODL measuring devices used in the EU is now available at the Schauinsland measuring station.

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 0,00003 or 0,0014 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. Until the measuring programme was completed in September 2007, altogether 582 drinking waters and 565 natural waters had been examined.

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

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 than in 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 median ^{137}Cs content there was only slightly higher in 2007 than it is on average in fish in lakes. Initially, the fallout was of greater importance to the fish in lakes. Up to 2005, however, a clear decrease of the mean ^{137}Cs activity could be registered to below 1.0 Bq/kg FM in Southern Germany and below 2 Bq/kg FM in Northern Germany.

Radioactive Substances in Soil, Plants, Feedstuffs, Total Food and Milk and Dairy Products as well as Transfer of Radionuclides in Hen's Eggs (Chapters 13, 14, 15, 16)

In 2007 the content of ^{137}Cs in **raw milk** was at about 0.2 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 95 Bq for ^{137}Cs and 33 Bq for ^{90}Sr in 2007.

Since in the course of time the laying performance of laying hens and, thus, the metabolism has increased, the transfer factors for incident-relevant radionuclides known from literature must be adjusted upwards.

Radioactive Substances in Waste, Waste Water and Clearing Sludge (Chapter 17, 18)

The ^{137}Cs content in wastes is still determined by the fallout after the reactor accident of Chernobyl. Thus, the values in Southern Germany are frequently higher compared with other areas in Germany.

The variations over time of the annual median values for the ^{137}Cs contents of the clearing sludge of the single *Laender* confirm the previous tendency that contamination decreases. This tendency is not so much pronounced. In few cases it can still be observed, e.g. in Saxony-Anhalt.

Tobacco Products, Medicaments and their Raw Material as well as Consumer Goods (Chapter 19)

The exposure with ^{137}Cs of raw materials for medicaments (e. g. peppermint leaves in tea) has further decreased since 2006.

RÉSUMÉ

Le présent rapport rassemble des données, établies dans les années 2006 et 2007, concernant la radioactivité dans l'environnement et aux abords des installations nucléaires et porte sur leur évaluation.

En l'année 2007, 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'assurance de la qualité, les essais interlaboratoires et l'accréditation (chapitre 1)

Les essais interlaboratoires, qui ont été organisés par les centrales de coordination, ont contribué essentiellement à améliorer et à conserver à long terme la qualité de mesurage de substances radioactives. A part des essais interlaboratoires nationaux, les centrales de coordination ont régulièrement participé et participent toujours aux essais interlaboratoires conduits au niveau des Communautés Européennes.

L'exposition radiologique dans les bâtiments (chapitre 2)

L'irradiation naturelle est dans certains 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. 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 32% pour les personnes habitant des logements où la concentration du radon dans l'air du local s'élève à 200 Bq/m^3 environ en comparaison avec des personnes qui habiteraient des logements avec une concentration fictive de 0 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)

Dans les années 2006 et 2007, 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.

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.

Les réseaux de surveillance de l'air et des précipitations (chapitre 5)

Le total de l'activité bêta mesurée dans l'air s'élevait à une valeur moyenne de $0,7 \text{ mBq/m}^3$ en 2006 et de $0,5 \text{ mBq/m}^3$ en 2007. Le total de l'activité bêta mesurée dans les précipitations s'élevait à une valeur moyenne de 54 Bq/m^2 en 2006 et de 56 Bq/m^2 en 2007.

L'augmentation du niveau de base de ^{85}Kr contenu dans l'air, qui s'était déroulée constamment pendant des années, a ralenti pendant la période comprise par le rapport. A Fribourg (Allemagne), p. ex., la valeur médiane était d'environ $1,5 \text{ Bq/m}^3$. Le total contribué par ^{85}Kr et ^{133}Xe 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.

Les mesures de traces, les normales d'activité et l'intercalibration (chapitres 6, 7, 8)

L'augmentation à court terme de l'activité volumique de ^{40}K et ^{137}Cs dans le domaine des traces, figurant dans ce rapport, était inférieure à toute dose importante. Dans le cas du ^{40}K il s'agissait d'un " dégagement anthropogène " d'un radionucléide naturel (réhabilitation d'autoroute). L'exemple du ^{137}Cs 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). La station de mesure de Schauinsland (Allemagne) offre maintenant un site destiné à l'analyse comparative de tous les appareils de mesure pour le débit de dose ambiant utilisés dans l'UE.

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 ^{90}Sr et ^{137}Cs , 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 ^{137}Cs et le ^{90}Sr 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 0,000073 et 0,00196 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. Le programme de mesure, qui comprenait l'analyse de 582 eaux potables et de 565 eaux brutes, a été conclu en septembre 2007.

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

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 ^{137}Cs . 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 ^{137}Cs plus haute que celle de la mer du Nord, ce qui est à ramener aux retombées de Tchernobyl. La concentration de ^{90}Sr 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 2007, 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 2005, l'activité moyenne du ^{137}Cs a pourtant reculé de manière significative pour arriver à un niveau inférieur de 1 Bq/kg en Allemagne du Sud et un niveau inférieur de 2 Bq/kg en Allemagne du Nord.

Les substances radioactives contenues dans le sol, les plantes, les aliments pour bétail, l'alimentation totale et le lait et les produits laitiers ainsi que le transfert de radionucléides dans les œufs de poules (chap (chapitres 13, 14, 15, 16)

En 2007, la teneur en ^{137}Cs du **lait cru** s'élevait à environ 0,2 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 95 Bq pour le ^{137}Cs et 33 Bq pour le ^{90}Sr en l'année 2007.

Comme la performance de ponte des poules pondeuses a augmenté avec le temps dû à l'élevage et donc leur métabolisme a augmenté aussi, il faut revoir à la hausse les facteurs de transfert connus dans la littérature pour les radionucléides pertinents au cas d'un incident.

Les matières radioactives dans les déchets, les effluents et les boues d'épuration (chapitres 17, 18)

La teneur en ^{137}Cs des **déchets** est toujours déterminée par les retombées de Tchernobyl, Ceci 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. Cette tendance n'est plus très prononcée. On ne l'observe que très rarement.

Les produits pharmaceutiques et leurs matières de base ainsi que les articles de première nécessité (chapitre 19)

La contamination en ^{137}Cs des matières de base pour les produits pharmaceutiques (p.ex. les feuilles de menthe pour la préparation de tisanes) a continué de diminuer depuis 2006.

1 QUALITÄTSSICHERUNG, RINGVERSUCHE UND AKKREDITIERUNG

T. Bünger¹, G. Haase², H. Wershofen³

¹ Bundesamt für Strahlenschutz

Leitstelle für Trinkwasser, Grundwasser, Abwasser, Klärschlamm, Abfälle und Abwasser aus kerntechnischen Anlagen

² Max-Rubner-Institut

Leitstelle für Boden, Bewuchs, Futtermittel und Nahrungsmittel pflanzlicher und tierischer Herkunft

³ Physikalisch-Technische Bundesanstalt

Leitstelle für Aktivitätsnormale und Radionuklidaten

Einführung

Qualitätssicherung ist eine Grundvoraussetzung für die Vergleichbarkeit langfristiger Messreihen, über die die Leitstellen regelmäßig berichten. Deshalb werden Maßnahmen zur Qualitätssicherung in diesem Beitrag beispielhaft vorgestellt.

Die Auswirkungen des Reaktorunfalls von Tschernobyl hatten erhebliche Konsequenzen für die Überwachung radioaktiver Stoffe in Deutschland. Als unmittelbare Folge der erhöhten Kontamination der Umwelt und der Nahrungsmittel war eine beträchtlich höhere Anzahl an Messungen, insbesondere an Gammamessungen, zu bewältigen. Dazu wurde eine Vielzahl von amtlichen Untersuchungsstellen in den Bundesländern, aber auch von Laboratorien im Bereich der Universitäten und der freien Wirtschaft, mit Gammadetektoren neu ausgerüstet. Heute besitzen etwa dreimal so viele Laboratorien ein oder mehrere Halbleitergammaspektrometer als vor dem Ereignis von Tschernobyl. Zusätzlich hat sich der Bereich der Beta- und Alphaspektrometrie weiter entwickelt, so dass auch hier ein erhöhtes Aufkommen von Analysen festzustellen ist. Bedingt durch die Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Integrierten Mess- und Informationssystem [1] nach dem Strahlenschutzvorsorgegesetz (StrVG) [2] und die Richtlinie zur Emissions- und Immissionsüberwachung kerntechnischer Anlagen (REI) [3] haben Messungen radioaktiver Stoffe in der Umwelt weiterhin eine große Bedeutung.

Warum werden Ringanalysen durchgeführt?

Im Rahmen der Überwachung radioaktiver Stoffe in der Umwelt finden Ringversuche auf nationaler und internationaler Ebene auf der Grundlage verschiedener gesetzlicher Regelungen statt (siehe auch [4]). Ringversuche wurden regelmäßig von den Leitstellen bereits in den siebziger Jahren unter anderem auf Grund von Anforderungen der Richtlinie zur Emissions- und Immissionsüberwachung kerntechnischer Anlagen durchgeführt.

Auf den Reaktorunfall in Tschernobyl im Jahr 1986 hat der deutsche Gesetzgeber mit der Verabschiedung des Strahlenschutzvorsorgegesetzes reagiert. Dieses Gesetz regelte die Überwachung der Umwelt-radioaktivität in der Bundesrepublik neu und wies allen Beteiligten definierte Aufgaben zu. Nach §2 des Strahlenschutzvorsorgegesetzes haben die Verwaltungsbehörden des Bundes, die in §11 genannt werden (die Leitstellen), regelmäßig Vergleichsmessungen und Vergleichsanalysen (Ringanalysen) durchzuführen, zu deren Teilnahme die amtlichen Messstellen der Länder verpflichtet sind¹.

Die Ringanalysen, die von den Leitstellen organisiert wurden, trugen wesentlich dazu bei, die Qualität der Messungen radioaktiver Stoffe zunächst zu verbessern und dann über Jahre hinweg zu erhalten. Auf Grund der neuen gesetzlichen Anforderungen und angesichts der zahlreichen Laboratorien, die nach dem Tschernobylunfall ohne größere Erfahrung Bestimmungen von Radionukliden in Umweltproben aufnehmen mussten, war es dringend erforderlich, Ringanalysen durchzuführen. Regelmäßige Ringanalysen sorgen dafür, dass das Personal angehalten wird, die Analysenmethoden und Messverfahren genau umzusetzen und dass die Messlabore ihre Kompetenz erhalten und korrekte Messwerte liefern. Bei den Analysemethoden kann es sich auch um Schnellmethoden handeln, die vor allem in einem Intensivbetrieb von IMIS benötigt und in der Regel im Normalbetrieb nicht gefordert werden.

Die Messstellen können bei Low-Level-Messungen von Umweltproben im Normalbetrieb, wenn in der Regel die Aktivitäten der künstlichen Radionuklide sehr gering sind, nur Nachweisgrenzen bestimmen. Dies führt nicht zu einer erhöhten Vorsicht im Um-

¹ In der AVV-IMIS [2] heißt es in Abschnitt 9.1.1.3: "Die Betreiber der Bundesmessnetze, die Labormessungen durchführen, beteiligen sich zur externen Qualitätskontrolle an Vergleichsanalysen (Ringversuche), die im nationalen und internationalen Rahmen durchgeführt werden.

gang mit den Proben. Bei einem Ringanalysenmaterial handelt es sich jedoch oft um eine radioaktiv dotierte Matrix. Mit diesen Proben muss sehr vorsichtig umgegangen werden, damit keine Kontamination der Labore, Messgeräte oder anderer Analysenproben auftreten.

Mit Hilfe von Ringanalysen kann darüber hinaus eine bestehende Analysenmethode optimiert, oder eine neue Methode entwickelt und validiert werden. Validierte Analysenmethoden lassen sich bei der Akkreditierung von Messlaboratorien heranziehen. Im Verlauf einer Validierung wird die Methode u. a. im Rahmen eines Ringversuchs geprüft. Dabei muss das Labor auch überprüfen, ob es in der Lage ist, die publizierten Leistungsmerkmale der Methode zu erfüllen. Das Labor sollte Untersuchungen zur Präzision, zur Messwertabweichung (einschließlich Matrixvariation) und möglicherweise auch zur Linearität durchführen, auch wenn einige Tests wie etwa der Robustheitstest weggelassen werden können.

Akkreditierung

Eine Akkreditierung der amtlichen Messtellen zur Überwachung der Umweltradioaktivität ist nach den geltenden Rechtsgrundlagen - anders als bei den Messtellen zur Personendosimetrie - bisher nicht gefordert, da die Qualitätssicherung in erster Linie durch interne Qualitätssicherungsmaßnahmen und die erfolgreiche Teilnahme an Ringversuchen sichergestellt wird. Dennoch haben in den letzten Jahren einige private Laboratorien, Radioaktivitätsmessstellen der Länder (und eine Leitstelle) durch externe Stellen eine Zertifizierung oder Akkreditierung ihrer Qualitätsmanagement-Systeme nach ISO 9001, ISO/IEC 17025 oder ISO/IEC 17020 vornehmen lassen. Inwieweit der Trend zur Akkreditierung anhält, lässt sich gegenwärtig nicht absehen. Von Interesse ist die Akkreditierung insbesondere für private Laboratorien, wenn die Auftraggeber dies verlangen.

Nationale Ringversuche

Bisher wurde im Rahmen von Leitstellenberichten über folgende Ringversuche berichtet:

- Ringversuch Babynahrung 2005/2006 [5]
- Ringversuch 2003/2004 der Spurenmessstellen [6]
- Ringanalyse (Paniermehl) 2002/03 [7]

Physikalisch-Technische Bundesanstalt

Durch die Abgabe von Aktivitätsnormalen an Leitstellen sowie durch die Aktivitätsbestimmungen an den Ringversuchsmaterialien unterstützt die PTB als Referenzlabor die Leitstellen bei der Durchführung von IMIS-Ringversuchen (Ringvergleichen) nach dem

Strahlenschutzvorsorgegesetz. Hierzu erhält die PTB eine oder mehrere zufällig entnommene Proben aus der Menge der für die Teilnehmer vorbereiteten Proben. Diese werden dann mit den in den IMIS-Messanleitungen geforderten Verfahren analysiert. Schließlich werden die Ergebnisse der PTB-Analysen mit denen der Ringversuchsteilnehmer 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 Institutionen bewährt. Nach dieser Vorgehensweise hat im Berichtszeitraum die PTB 11 IMIS-Ringversuchsmaterialien untersucht, wobei in einigen Fällen jeweils zwei Materialien in einem Ringversuch zu bearbeiten waren (z. B. Modellwasser und reales Abwasser).

Für Ringversuche der Spurenmessstellen zur Überwachung der bodennahen Luft, die vom Deutschen Wetterdienst (12 Standorte), dem Bundesamt für Strahlenschutz und der PTB betrieben werden, gibt es seit einigen Jahren Ringversuche, die allerdings vom vorgenannten üblichen Verfahren abweichen. Dieses Vorgehen ist bei Luftfiltern der Spurenmessstellen nicht möglich, weil die Staubsammler- und Filtertypen zu unterschiedlich sind. Außerdem können "Matrixeffekte" des an einem gegebenen Standort gesammelten Luftstaubes die Radiochemie beeinflussen. Deshalb sendet jeder Teilnehmer ein mit realem Staub beaufschlagtes Filter zur Dotierung an die PTB.

Da an den Standorten typische Aerosole mit eigenen chemischen Eigenschaften auftreten, werden in bei einem Ringversuch der Spurenmessstellen mit Staub beaufschlagte Filter aus der Routine-Probenentnahme mit bekannten Aktivitäten künstlicher Radionuklide dotiert, die zurzeit nicht oder nur in so geringen Mengen vorliegen, dass sie im Vergleich zur dotierten Aktivität vernachlässigbar sind. Mit diesem Vorgehen wird erreicht, dass die so genannten "Matrixeffekte" miterfasst werden, die eine radiochemische Aufarbeitung und Reinigung eines Radioelements beeinflussen können. Die Ringvergleiche der Spurenmessstellen werden von der Leitstelle beim BfS in Freiburg organisiert, und die von den Teilnehmern an die PTB gesendeten Filter werden dort mit Soll-Aktivitäten dotiert, die den im Rahmen der Spurenanalyse zu erwartenden Aktivitäten entsprechen, d. h. nur wenig über den erreichbaren Nachweisgrenzen liegen. Die dotierten Referenzfilter werden dann an die Teilnehmer zurück geschickt, die die Filter in ihre eigenen Messgeometrien für die gamma-spektrometri-

schen Messungen bringen und danach ggf. die radiochemischen Analysen durchführen.

Eine detaillierte Beschreibung der durchgeführten Ringversuche im Bereich der Überwachung der bodennahen Luft und eine Darstellung der Ergebnisse findet sich jeweils im Bericht des Fachgebietes Atmosphärische Radioaktivität und Spurenanalyse des BfS [8].

Ringanalysen beim Max-Rubner-Institut in Kiel

Von der Leitstelle in Kiel, die dem Institut für Chemie und Technologie der Milch des Max-Rubner-Instituts, früher Bundesanstalt für Milchforschung, angegliedert ist, wurden seit dem Jahr 1977 bereits 15 Ringanalysen durchgeführt.

Ringanalysen beim Bundesamt für Strahlenschutz in Berlin

Von der Leitstelle für Trinkwasser, Grundwasser, Abwasser, Klärschlamm, Abfälle und Abwasser aus kerntechnischen Anlagen beim Bundesamt für Strahlenschutz in Berlin werden im jährlichen Turnus die Ringversuche jeweils mit Modellwässern und realen Abwässern "Bestimmung des Radionuklidgehaltes im Wasser" (abgeschlossen Ringversuch RV 1/2007 und Vergleichsmessung RV 3/2007)", "Bestimmung von -Strahlern in Wasser" (zuletzt RV 2/2008) und Ringversuch "Abwasser aus kerntechnischen Anlagen" (zuletzt 2008 durchgeführt). Letzterer Ringversuch richtet sich an die KKW-Betreiber und Messstellen/Sachverständige die im Rahmen der REI tätig sind.

Darüber hinaus wurden spezielle Ringversuche mit festen Probenmaterialien mit sehr komplexer Probenmatrix und normalerweise nicht routinemäßig zu bestimmenden Radionukliden oder Konzentrationsbereichen durchgeführt, z.B. "Ringversuch zur Bestimmung der spezifischen Aktivität künstlicher und natürlicher Radionuklide in Klärschlamm aus dem Jahr 1986 - RV 4/1996", "Ringversuch zur Bestimmung der spezifischen Aktivität künstlicher und natürlicher Radionuklide in Filterschlamm - RV 4/1999" und zuletzt im Hinblick auf die novellierte Trinkwasserverordnung (TrinkwV 2001) Ringversuch zur Bestimmung von natürlichen Radionukliden, Tritium und der Gesamt-Aktivität in Trinkwasser - RV 4/2005 [9].

In einem internationalen Ringversuch der EU mit natürlichen Mineralwässern, "Determination of radionuclide activity concentrations in three mineral waters",

organisiert 2007 von der Gemeinsamen Forschungsstelle Institut für Referenzmaterialien und Messungen in Geel, Belgien lieferte das Labor der Leitstelle als zweites Referenzlabor die erforderlichen Referenzwerte (der Abschlussbericht liegt noch nicht vor).

Internationale Ringversuche

Im Bereich der Europäischen Gemeinschaften werden seit 1991 Ringversuche der Laboratorien durchgeführt, die Messungen nach dem EURATOM-Vertrag von 1957 durchführen. Die ersten neun wurden vom französischen Office de Protection contre les Rayonnements Ionisants (OPRI) organisiert, das seit 1999 als Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire (IRSN) weiterbesteht. Die übrigen beiden Ringversuche im Jahr 2004 und 2005 organisierte das europäische Institute for Reference Materials and Measurements in Geel, Belgien. Tabelle 1.1 gibt einen Überblick über die untersuchten Medien und Nuklide.

Tabelle 1.1
EU-Ringversuche 1991 - 2005 (entn. aus [10])

Datum	Medium	Radionuklide
Nov. 1991	Grundwasser	^3H , ^{90}Sr
Nov. 1992	pasteurisierte Milch	^{40}K , ^{134}Cs , ^{137}Cs
Nov. 1993	Mineralwasser	^{226}Ra , ^{60}Co
Dez. 1994	demineralisiertes Wasser	^3H , ^{14}C , ^{137}Cs
Jan. 1996	Gesamtnahrung, verascht	^{40}K , ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{241}Am
Febr. 1998	Mineralwasser	^3H , ^{40}K , ^{137}Cs
Dez. 1998	Milchpulver	^{40}K , ^{137}Cs , ^{90}Sr
Dez. 1999	Seesedimente	^{40}K , ^{210}Pb , Radium, Uran, Thoriumisotope
Aug. 2002	Trinkwasser	Gesamt-Alpha, Gesamt-Beta, ^3H
Febr. 2004	Luffilter	^{137}Cs
Mai 2005	Milchpulver	^{40}K , ^{137}Cs , ^{90}Sr

Literatur

- [1] Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Integrierten Mess- und Informationssystem nach dem Strahlenschutzvorsorgegesetz (AVV-IMIS), vom 27. September 1995 (Bundesanzeiger Nr. 200a)

- [2] Gesetz zum vorsorgenden Schutz der Bevölkerung gegen Strahlenbelastung (Strahlenschutzvorsorgegesetz - StrVG) vom 19. Dezember 1986 (BGBl I, S. 2610), zuletzt geändert durch Artikel 43 der Verordnung vom 25. November 2003 (BGBl. I S. 2304)
- [3] Richtlinie zur Emissions- und Immissionsüberwachung kerntechnischer Anlagen. Gemeinsames Ministerialblatt, Ausgabe A, 30. Jahrgang, Nr. 32, S. 665 vom 26. November 1979
- [4] Schwerpunktthema: Qualitätssicherung und -management im Strahlenschutz - Last und Nutzen, Strahlenschutzpraxis 3/2008, Köln 2008
- [5] Hartmann R, Haase G, Tait D, Jelinski M: Ringversuch Babynahrung 2005/2006
In: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.): Umweltradioaktivität in der Bundesrepublik Deutschland 2004 und 2005, Daten und Bewertung, Bonn 2007
- [6] Wershofen H, Arnold D, Kossert K: Spurenmessstelle Radioaktivität der Luft, Ringversuch 2003/2004 der Spurenmessstellen
In: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit ((Hrsg.): Umweltradioaktivität in der Bundesrepublik Deutschland 2004 und 2005, Daten und Bewertung: Aktivitätsnormale und Spurenstoffe, Bonn 2007
- [7] Haase G: Ergebnisse der Ringanalyse 2002/03
In: Trugenberg-Schnabel A, Peter J, Kanzliwius R, Bernhard C, Bergler I (Hrsg.): Umweltradioaktivität in der Bundesrepublik Deutschland, Daten und Bewertung für 2002 und 2003, BfS-SCHr 34/05, Salzgitter 2005
- [8] Bieringer J, Wershofen H: Bestimmung des Radionuklidgehaltes in Luftstaub. Ringversuch Spurenanalyse 2003/2004. Interner Bericht SW 3.5 - 1/2005, erhältlich beim BfS Freiburg, 2005
- [9] Obrikat D, Bünger Th, Beyermann M, Guttman A, Schmidt K, Winterfeldt: Ringversuch zur Bestimmung von natürlichen Radionukliden, Tritium und der Gesamt- -Aktivität in Trinkwasser - RV 4/ 2005, BfS, Fachbereich Strahlenschutz und Umwelt SW 2 - 08 / 2005
- [10] Wätjen U, Spasova Y, Altizoglou T: Measurement comparisons of radioactivity among European monitoring laboratories for the environment and food stuff. In: ICRM 2007. Proceedings of the 16th International Conference on Radionuclide Metrology and its Applications. 3-7 September 2007, Cape Town, South Africa. Applied Radiation and Isotopes 66, 2008

2 STRAHLENEXPOSITION IN GEBÄUDEN

B. Hoffmann, W. Meyer

Bundesamt für Strahlenschutz

Strahlenexposition durch Radon und Radonzerfallsprodukte

In der Bundesrepublik Deutschland begannen die Messungen der Radonkonzentration in Häusern Ende der siebziger Jahre mit der Zielstellung, einen ersten Überblick über die Häufigkeitsverteilung, die wesentlichsten Radonquellen und die Radonkonzentrationen in Gebäuden beeinflussenden Faktoren zu gewinnen. Zur Validierung der Häufigkeitsverteilung der Radonkonzentrationen in Wohnungen wurde nach der Wiedervereinigung, d.h. 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 der Bauweise, sowie der Klärung von besonderen Umständen (z.B. des Einflusses von Bergbau auf die Radonkonzentration). Messungen im Rahmen von Untersuchungsprogrammen zu Problemen, die in allgemeinem öffentlichen Interesse stehen, erfolgen in Zuständigkeit des Bundes. Dagegen werden Messungen in Regionen mit erhöhter Radonbelastung zunehmend durch die betreffenden Bundesländer durchgeführt.

Tabelle 2.1

Geschätzte Flächen in km² und relative Anteile in % der Verwaltungsgebietsflächen nach Bereichen der Radonkonzentration in der Bodenluft in 1 m Tiefe

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	
Bundesland	[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

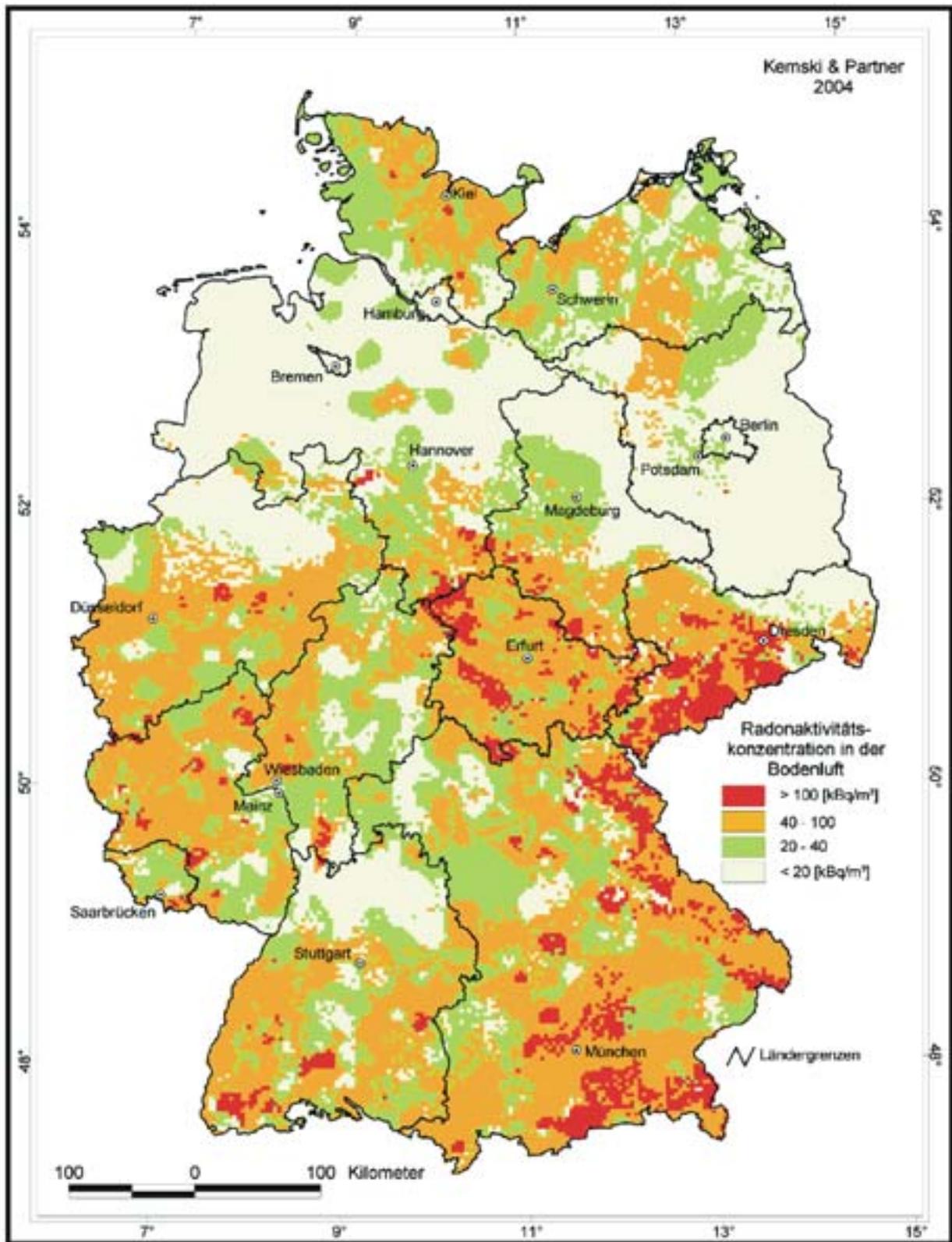


Abbildung 2.1
Radonkonzentration in Bodenluft

Insgesamt erfolgten in nahezu 60.000 Häusern (ungefähr 0,3% des Bestandes an Wohnhäusern) Messungen der Radonkonzentration.

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/m³ und in neu zu errichtenden Wohnräumen den Planungswert von 200 Bq/m³ nicht überschreiten. Aktuelle epidemiologische Studien zeigen aber, dass Personen in Wohnungen mit Radonkonzentrationen von ca. 100 Bq/m³ Raumluft ein um 16% höheres Lungenkrebsrisiko haben als die, die in Wohnungen mit einer fiktiven Radonkonzentration von 0 Bq/m³ leben. Personen in Wohnungen mit ca. 200 Bq/m³ haben diesen gegenüber bereits ein um 32% höheres Risiko [2,3,4]. Bei einem linearen Zusammenhang ohne Schwellenwert zwischen Radonexposition und zusätzlichem Lungenkrebsrisiko muss es die Zielstellung sein, nicht nur besonders hohe Konzentrationen zu vermeiden, sondern vielmehr die insgesamt durch Radon verursachte Exposition zu reduzieren. Deshalb sollten die Radonkonzentrationen in Räumen, in denen sich Personen über längere Zeit und nicht nur vorübergehend aufhalten, so niedrig wie möglich liegen. Dem sind jedoch natürliche Grenzen gesetzt. Zur Radonkonzentration in den Gebäuden trägt wegen des Luftaustauschs zwischen Innen- und Außenluft auch die Radonkonzentration im Freien bei sowie Radonkonzentrationen, die durch die Radonfreisetzungen aus den Baumaterialien verursacht werden und die in der bestehenden Bausubstanz kaum beeinflussbar sind. Deshalb ist eine generelle Verringerung der Radonkonzentrationen in Bereichen unter 100 Bq/m³ in vielen Fällen in Deutschland praktisch nicht realisierbar.

Oberhalb von 100 Bq/m³ dominiert das Radon aus dem Untergrund. In solchen Fällen sollten immer Maßnahmen erwogen werden, die Radonkonzentrationen zu verringern.

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]. Aus rein geologischen Gründen können Jahresmittelwerte von einigen zehntausend bis deutlich über hunderttausend Becquerel pro Kubikmeter in der Bodenluft auftreten. Je nach Bauart und Zustand tritt ein nennenswerter Anteil des Radons aus der Bodenluft durch die bodenberührenden Teile des

Gebäudes in die Raumluft über. So wurden die höchsten geologisch bedingten Radonkonzentrationen in Häusern gemessen, die auf einem Untergrund aus jungen Graniten errichtet wurden. Maßnahmen zur Verringerung der Radonkonzentration in Gebäuden müssen deshalb vornehmlich darauf ausgerichtet werden, den Transport von Radon aus dem Untergrund in das Haus zu verhindern oder nennenswert zu reduzieren [6].

[Tabelle 2.2](#) informiert über die Anzahl der Messungen von Radonkonzentrationen in Häusern mit einer Messzeit von mindestens drei Monaten in Gebieten verschiedener Konzentrationen des Radons in der Bodenluft.

Tabelle 2.2
Anzahl der in den verschiedenen Bodenluftkategorien durchgeführten Messungen der Radonkonzentration über mindestens drei Monate und der untersuchten Gebäude

Radonkonzentration in der Bodenluft in kBq/m ³	Anzahl	
	Gebäude	Messungen
20	3179	8016
> 20 - 40	6540	14193
> 40 - 100	13918	30184
> 100	4061	8472
gesamt	27698	60865

In Gebieten mit Radonbodenluftkonzentrationen von bis zu 20 kBq/m³ sind bei einer Bauausführung entsprechend den heutigen Anforderungen, vor allem einer normgerechten Abdichtung der Gebäude gegen von außen anliegende Bodenfeuchte, erhöhte Innenraumkonzentrationen wenig wahrscheinlich. Dies betrifft vor allem große Teile des norddeutschen Tieflandes, wo die Radonkonzentrationen in der Bodenluft sogar meist kleiner als 10 kBq/m³ sind [7]. Für die Planung von Maßnahmen zum Schutz vor erhöhten Radonkonzentrationen in Neubauten 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 der Bodenluft akzeptable RadonInnenraumkonzentrationen 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 den Aufenthaltsräumen führen [8].

In den bestehenden Häusern in Gebieten mit erhöhter Radonbodenluftkonzentration empfiehlt es sich, Messungen der Raumluftkonzentration durchführen zu lassen. In Abhängigkeit von der Höhe der gemessenen Raumluftkonzentration werden dann Maßnahmen empfohlen, mit denen eine effektive Reduzierung der Konzentrationen erreicht werden kann.

Die in Häusern verwendeten Baumaterialien sind in Deutschland selten die Ursache hoher Konzentrationen. In der Regel ist der Beitrag der Baumaterialien zur Radonkonzentration in Wohnräumen deutlich kleiner als 100 Bq/m^3 . Zu beachten ist aber die im Teil 3 der Strahlenschutzverordnung geregelte Verwertung von überwachungsbedürftigen Rückständen zum Bauen [9], die implizit eine nur geringe Radon-

freigabe aus Baumaterialien mit industriellen Rückständen sicherstellt.

In den meisten Fällen von untergeordneter Bedeutung für die Radoninnenraumkonzentration ist das Radon, welches im Leitungswasser gelöst ist 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 von 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.

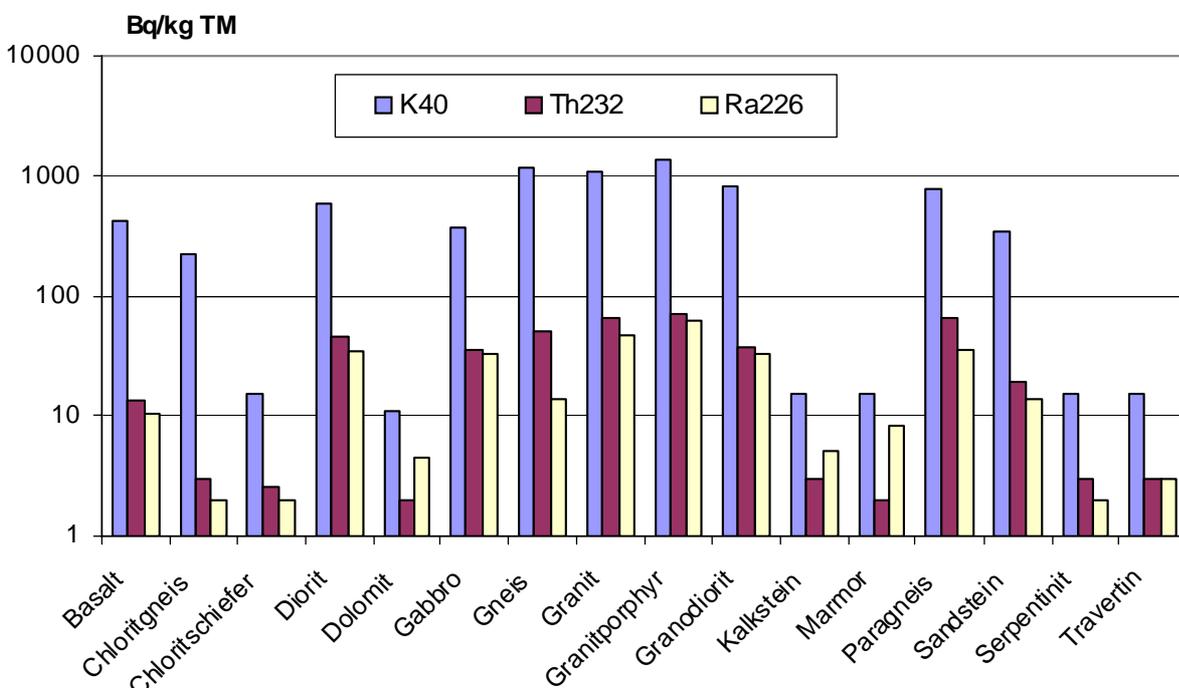


Abbildung 2.2
Medianwerte der spezifischen Aktivität natürlicher Radionuklide in Naturwerksteinen

Radioaktive Stoffe in Baumaterialien und Industrieprodukten

Zum Schutz der Bevölkerung gegen ionisierende Strahlung werden seit mehr als 25 Jahren in Deutschland Untersuchungen und Bewertungen der Strahlenexposition durch radioaktive Stoffe in Natursteinen, Baumaterialien und Rückständen industrieller Prozesse durchgeführt. Die Untersuchungsergebnisse sind in [Tabelle 2.3](#) zusammengestellt.

Die Konzentration natürlicher Radionuklide variiert innerhalb der einzelnen Materialarten in weiten Be-

reichen. Unter den Natursteinen besitzen kiesel-säurereiche Magmagessteine, insbesondere die Granite, vergleichsweise hohe spezifische Aktivitäten natürlicher Radionuklide.

Bedingt durch die zunehmende Anwendung von Naturwerkstein im häuslichen Bereich steht in jüngster Zeit die natürliche Radioaktivität dieser Materialien und die davon ausgehende Strahlenexposition im Interesse der Bevölkerung. Deshalb wurden im Jahre 2005 mit Unterstützung des Deutschen Naturwerkstein-Verbandes e.V. eine Reihe marktgängiger Flie-

sen und anderer Plattenmaterialien unterschiedlichster Herkunft untersucht. Die Ergebnisse sind in [Abbildung 2.2](#) zusammengefasst. Die radiologische Relevanz der einzelnen Materialien für die Strahlenexposition der Bevölkerung hängt neben der Radionuklidkonzentration und der Radonfreisetzung vor allem von der Art ihrer Verwendung ab.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass die untersuchten Naturwerksteine, selbst bei großflächiger Anwendung keine relevant erhöhten Strahlenexpositionen verursachen.

In Fertigbaustoffen schwankt die Konzentration natürlicher Radionuklide in Abhängigkeit von den zu ihrer Herstellung genutzten Materialien. Die Relevanz der Radionuklidkonzentrationen der Fertigbaustoffe sowie der Radonabgabe aus diesen Baustoffen für die Strahlenexposition der Bevölkerung und für eine europaweit harmonisierte Baustoffzulassung ist Gegenstand laufender Untersuchungen.

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, industrielle Rückstände zur Herstellung von Baustoffen zu verwenden.

In einigen Rückständen aus industriellen Prozessen können erhöhte Gehalte natürlicher radioaktiver Stoffe vorkommen. Um bei der Verwertung solcher Materialien erhöhte Strahlenexpositionen der Bevölkerung zu vermeiden, werden in Anlage XII der 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 sichergestellt, dass der für Einzelpersonen der Bevölkerung geltende Richtwert der effektiven Dosis von 1 mSv pro Jahr in der Regel nicht überschritten wird. Mit dieser Regelung für industrielle Rückstände wird der EU-Richtlinie über Bauprodukte (89/106/EWG [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. Explizit wird dort die Emission von gefährlicher Strahlung genannt, was neben der ionisierenden Strahlung natürlicher Radionuklide auch das Austreten von Radon beinhaltet. Somit sind diese Anforderungen bei der Erstellung harmonisierter europäischer Normen oder europäischer technischer Zulassungen zu berücksichtigen.

Tabelle 2.3

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)

Tabelle 2.3

Spezifische Aktivität natürlicher Radionuklide in Baustoffen und Industrieprodukten

Material	Mittelwert der spezifischen Aktivität in Bq/kg TM (Bereich)		
	²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K
Tuff, Bims	100 (<20 - 200)	100 (30 - 300)	1000 (500 - 2000)
Ton, Lehm	40 (<20 - 90)	60 (18 - 200)	1000 (300 - 2000)
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)

Tabelle 2.3

Spezifische Aktivität natürlicher Radionuklide in Baustoffen und Industrieprodukten

Material	Mittelwert der spezifischen Aktivität in Bq/kg TM (Bereich)		
	²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K
Aufbereitungsrückstände (Nichturan-industrie)	170 (9 - 310)	84 (3 - 250)	130 (1 - 280)
Braunkohlenfilterasche (Ostdeutsch-land)	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 Gemein-schaften: Empfehlung der Kommission zum Schutz der Bevölkerung vor Radonexposition in-nerhalb von Gebäuden. Amtsblatt der Europäi-schen Gemeinschaften Nr. L 80/26 vom 27.03.1990
- [2] World Health Organization: Air Quality Guideli-nes for Europe, 2nd Ed., WHO Reginal 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-epidemiologi-scher Modelle. Abschlussbericht an das Bundesamt für Strahlenschutz und den Bundesmini-ster 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: colla-borative analysis of individual data from 13 Eu-ropean case-control studies; *BMJ (British Medi-cal Journal)* Januar 2005
- [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 Ge-bäuden. Kurzbericht zum Forschungsvorhaben StSch 4251 „Bodenluftmessungen in Deutsch-land“, Juli 2003
- [6] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit; Bundesamt für Strahlen-schutz: Radon-Handbuch Deutschland, Bremer-haven 2001
- [7] Kemski, J., Klingel, R., Siehl, A., Stegemann, R.: Die aktuelle Karte des geogenen Radonpotenti-als in Deutschland. In: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Forschung zum Problemkreis „Radon“. Vor-tragsmanuskripte des 14. Statusgespräches, Berlin, 23./24. Oktober 2001
- [8] Conrady, J., Guhr, A., Leißring, B., Nagel, M.: Modellösung für die Vermeidung erhöhter Werte von Wohnungsradon durch bauliche Energie-einsparmaßnahmen. Deutsche Bundesstiftung Umwelt, Aktenzeichen 17349, April 2004
- [9] Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen (Strahlenschutzverord-nung - StrlSchV) vom 20. Juli 2001 (BGBl. I S. 1714)
- [10] Lutz, H., Springborn, M.: Die Bauproduktenricht-linie - Gegenüberstellung und Abweichungen, Ernst & Sohn, Verlag für technische Wissen-schaften GmbH, Berlin
- [11] Gesetz über das Inverkehrbringen von und den freien Warenverkehr mit Bauprodukten zur Um-setzung der Richtlinie 89/106 EWG des Rates vom 21. Dezember 1988 zur Angleichung der Rechts- und Verwaltungsvorschriften der Mit-gliedsstaaten 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

K. Gehrcke, K. Wichterey

Bundesamt für Strahlenschutz

Leitstelle für Fragen der Radioaktivitätsüberwachung bei erhöhter natürlicher Radioaktivität

Seit dem Mittelalter war Bergbau zur Gewinnung von Silber, Kupfer, Zinn und anderen Metallen ein bedeutender wirtschaftlicher Faktor in den Ländern Sachsen, Thüringen und Sachsen-Anhalt. Nach dem zweiten Weltkrieg kam der intensive Uranerzbergbau durch die SAG/SDAG Wismut hinzu, die drittgrößter Uranproduzent der Welt nach den USA und Kanada war.

Hinterlassenschaften der Uranproduktion in Sachsen und Thüringen

Der Uranerzbergbau und die Erzaufbereitung wurden im Jahr 1990 eingestellt. Seit dem 1. Januar 1991 führt die Wismut GmbH Stilllegungs- und Sanierungsaufgaben durch.

Mit der Einstellung des Uranerzbergbaus wurden Gruben und Schächte auf die Flutung als wirtschaftlichste Variante der Endverwahrung vorbereitet. Schadstoffe wurden entsorgt, tagesnahe Grubenhohlräume, Stollen und Tagesschächte wurden verwahrt. Das austretende Grubenwasser wird in Wasserbehandlungsanlagen chemisch oder biologisch behandelt und in die Vorflut abgegeben.

Mit der weiter fortgeschrittenen Sanierung im untertägigen Bereich war es möglich, den Hauptteil der übertägigen Betriebsanlagen und Gebäude abzubauen. Übertage konzentrierten sich die Tätigkeiten weiterhin auf die Sanierung der Halden, der kontaminierten Betriebsflächen und der industriellen Absetzanlagen aus der ehemaligen Uranerzaufbereitung. Die Verfüllung des Tagebaus Lichtenberg, in dem über 120 Mio. m³ Haldenmaterial aus der Umgebung sicher verwahrt und zu einem Landschaftsbauwerk errichtet wurden, wurde 2007 abgeschlossen. Dadurch konnte in unmittelbarer Nähe die Bundesgartenschau stattfinden.

Eine besondere Herausforderung stellte die Verwahrung der Rückstände der Uranerzaufbereitung dar, die während der Zeit des aktiven Bergbaus in industriellen Absetzanlagen an vier Standorten eingelagert wurden. Mit der angestrebten trockenen in-situ-Verwahrung und einer technischen Teilentwässerung werden alle stark kontaminierten Freiwässer entfernt, zusammen mit den Sickerwässern und Porenwässern gereinigt und in die Vorflut abgegeben.

Auf die freiliegenden Rückstände wurden mineralische Zwischenabdeckungen aufgebracht und an allen Standorten mit den Arbeiten zur Endabdeckung der Absetzanlagen begonnen. Bezogen auf den geplanten Gesamtumfang der Sanierungsarbeiten sind nunmehr (Stand 2008):

90 % der Betriebsanlagen abgebrochen,

99 % der Gruben und Hohlräume verfüllt,

93 % der Grubengebäude geflutet und gesichert,

89 % der Halden konturiert,

62 % der Haldenflächen abgedeckt und

55 % der beanspruchten Flächen saniert.

In Zusammenarbeit mit den betroffenen Gemeinden und den Trägern öffentlicher Belange war es eines der wesentlichen Ziele der Sanierungsarbeiten, die ehemals bergbaulich genutzten Flächen nach Abschluss der Sanierung einer Nachnutzung zuzuführen. Auch nach Abschluss der Sanierungsarbeiten (etwa in den Jahren 2010 bis 2015) werden langfristige Nachsorgemaßnahmen, wie die Wasserbehandlung, das Monitoring und die Qualitätssicherung, die Pflege und Bewirtschaftung sanierter Flächen erforderlich sein [1].

Aus den Hinterlassenschaften des Uranerzbergbaus können natürliche Radionuklide freigesetzt und in die Umwelt eingetragen werden. Darüber hinaus kommt es auch bei den Sanierungstätigkeiten unvermeidlich zur Ableitung und zum Eintrag von radioaktiven Stoffen in die Umweltmedien Luft und Wasser. Zur Überwachung dieser Ableitungen 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. Diese Überwachungsmaßnahmen dienen dazu, die Einhaltung der entsprechenden behördlichen Genehmigungen zu kontrollieren und die Gesamtsituation zur Vorbereitung weiterer Sanierungsentscheidungen sowie die Auswirkungen von Sanierungsarbeiten zu erfassen. Die Kontrolle der Überwachung durch die Wismut GmbH obliegt unabhängigen Messstellen, die von den zuständigen Landesbehörden beauftragt werden.

Tabelle 3.1

Ableitung radioaktiver Stoffe in die Oberflächengewässer im Zeitraum 1998 bis 2007
(behördlich festgelegte Werte in Klammern)

Zeitraum	Abwassermenge in $10^6 \text{ m}^3/\text{a}$	Gesamte Ableitung mit dem Abwasser			
		Uran in t/a		^{226}Ra in GBq/a	
1998	14,7	3,8	(12,8)	4,8	(14,8)
1999	14,7	3,8	(9,4)	2,7	(13,6)
2000	16,1	4,1	(11,3)	3,6	(15,4)
2001	14,3	2,8	(13,1)	0,7	(16,7)
2002	18,4	4,5	(8,4)	0,8	(7,0)
2003	14,6	3,1	(8,2)	0,3	(6,8)
2004	13,9	2,8	(8,2)	0,2	(6,7)
2005	14,8	2,2	(8,0)	0,3	(6,7)
2006	16,3	2,4	(9,0)	0,3	(7,9)
2007	19,2	3,1	(9,0)	0,4	(8,2)

Tabelle 3.2

Ableitung radioaktiver Stoffe mit den Abwettern/Abluft in die Atmosphäre im Zeitraum 1998 bis 2007
(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	664,7	(1201,1)	31,3	(137,1)
1999	20,8	491,3	(926,2)	30,3	(107,4)
2000	18,3	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)
2004	8,3	147,3	(268,1)	14,0	(82,9)
2005	7,9	105,3	(298,1)	14,7	(79,9)
2006	6,2	80,3	(268,0)	6,5	(78,3)
2007	5,0	65,2	(269,0)	5,4	(78,4)

In den flüssigen Ableitungen der Wismut GmbH sind Uran und Radium (^{226}Ra) von besonderer Bedeutung. In [Tabelle 3.1](#) sind die Ableitungen von ^{226}Ra und Uran in die Oberflächengewässer (Vorfluter) Zwickauer Mulde, Elbe, Pleiße und Weiße Elster für die Jahre 1998 bis 2007 zusammengestellt.

Die Ableitungen von radioaktiven Stoffen in die Vorfluter liegen seit Jahren deutlich unter den Genehmigungswerten, sind jedoch 2006 infolge des Flutungsverlaufs in den Gruben Schlema/Alberoda und Kö-

nigstein sowie der Inbetriebnahme einer neuen Wasserbehandlungsanlage in Ronneburg angestiegen. Diese Entwicklung in Verbindung mit den außergewöhnlich hohen Niederschlagsmengen im Jahr 2007 erklären die weitere Erhöhung der Abwassermenge und abgeleiteten Radioaktivität.

Wie in den Leitstellenberichten der Vorjahre erläutert, resultiert aus den Ableitungen in die betroffenen Gewässer an keiner Stelle eine nennenswerte Strahlenexposition.

Zur Überwachung des Luftpfades werden die radioaktiven Ableitungen aus Abwetterschächten und deren Auswirkungen (Radonkonzentration in der bodennahen Atmosphäre, ^{226}Ra im Niederschlag und langlebige Alphastrahler im Schwebstaub) erfasst. In [Tabelle 3.2](#) sind die aus den Sanierungsbetrieben der Wismut GmbH in den Jahren von 1998 bis 2007 insgesamt mit der Fortluft in die Atmosphäre abgeleiteten Mengen von ^{222}Rn und langlebigen Alphastrahlern zusammengestellt.

Die jährlichen Genehmigungswerte wurden im gesamten Zeitraum sowohl bei den Ableitungen von ^{222}Rn als auch von langlebigen Alphastrahlern ausnahmslos eingehalten. Im Ergebnis der fortschreitenden Verwahrung von untertägigen Grubenfeldern haben sich diese Ableitungen mit Abwetter- bzw. Abluft in den Jahren 2006 und 2007 weiter verringert und konnten an den Thüringer Standorten Ronneburg und Seelingstädt völlig eingestellt werden. Sie werden nunmehr fast ausschließlich von den Standorten Schlema/ Alberoda und Königstein verursacht.

Zur Überwachung der Luft betreibt die Wismut GmbH Messstellen zur Ermittlung der $^{222}\text{Radon}$ -Konzentration in der bodennahen Atmosphäre, die eine Kontrolle der Auswirkungen von Ableitungen über die dafür vorgesehenen technischen Einrichtungen, wie z. B. Lüfter, gewährleisten und darüber hinaus zur Erfassung der aus diffusen Freisetzungen, beispielsweise aus Haldenoberflächen resultierenden Umweltkontamination und der Auswirkungen der Sanierungsmaßnahmen dienen. Die Ergebnisse der von unabhängigen Messstellen an ausgewählten Messpunkten zusätzlich durchgeführten Kontrollmessungen stimmen unter Berücksichtigung der Messunsicherheiten mit den Ergebnissen der Wismut GmbH überein.

Auch durch das Bundesamt für Strahlenschutz wurden seit 1991 in den Bergbaugebieten umfangreiche Untersuchungen zur Ermittlung und Bewertung der $^{222}\text{Radon}$ -Konzentration in der bodennahen Freiluft durchgeführt. Insgesamt ergibt sich aus den Messungen, dass in großen Teilen der Bergbaugebiete mittlere Radonkonzentrationen gemessen wurden, die zwar über den für große Gebiete Nord- und Mitteleuropas charakteristischen Konzentrationswerten von 10 bis 15 Bq/m³ liegen, die aber auch in Gebieten ohne bergbaulichen Einfluss in ähnlicher Höhe festgestellt wurden und deshalb offensichtlich z.T. natürlichen Ursprungs sind. Messtechnisch nachweisbare, bergbaubedingt erhöhte Konzentrationen treten vor allem in der unmittelbaren Nähe von Abwetterschächten, an großen Halden oder an

Absetzanlagen aus der Erzaufbereitung auf. Die Verringerung der Radonexposition der Bevölkerung aus solchen Hinterlassenschaften ist eines der Ziele der Wismut-Sanierung.

Hinterlassenschaften des historischen Bergbaus in Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen und Leitfaden zur radiologischen Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten

Noch heute existieren in den o.a. Bundesländern eine Vielzahl ehemals bergbaulich genutzter Flächen und Hunderte von Halden, in denen die Rückstände des Bergbaus und der Erzaufbereitung deponiert wurden und die nicht mehr in Besitz der Wismut GmbH sind oder aus dem historischen Bergbau stammen. Die radiologische Situation in den betroffenen Regionen wurde als einigungsbedingte Sonderaufgabe vom BfS in den Jahren 1991 bis 1999 im Projekt "Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten - Altlastenkataster" erfasst, systematisch untersucht und bewertet [2].

In dessen Ergebnis zeigte sich, dass in den o. a. Ländern etwa 130 Mio. m³ Haldematerial, etwa 20 Mio. m³ Schlacken und etwa 30 Mio. m³ Aufbereitungsrückstände abgelagert wurden, die Ursache erhöhter Strahlenexpositionen sein können und deshalb für den Strahlenschutz relevant sind. Diese im Projekt erhobenen Daten und Informationen stehen den zuständigen Landesbehörden für die fall- und standortbezogenen zu treffende Entscheidung über Nutzungsmöglichkeiten oder Sanierungsnotwendigkeit zur Verfügung. Für diese Entscheidung existiert allerdings keine verbindliche Rechtsgrundlage.

Um dabei ein einheitliches, wissenschaftlich fundiertes und praktikables Vorgehen gewährleisten zu können, werden behördliche Vorgaben für geeignete Untersuchungsmethoden und Parameter benötigt. Das Bundesamt für Strahlenschutz hat dafür 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 wird die Modellierung der Freisetzung und Ausbreitung von Radionukliden - soweit für die Dosisermittlung gemäß Berechnungsgrundlagen Bergbau erforderlich - optimiert. Im Jahr 2007 erfolgte eine Weiterentwicklung zum aquatischen Pfad, in dem der Einfluss der Mikrobiologie auf mögliche Freisetzungen mit dem Sickerwasser berücksichtigt wird.

Der Leitfaden steht auf der Homepage des BfS (www.bfs.de, FachInfothek „Durch menschlichen Einfluss erhöhte natürliche Strahlenbelastung“) zur Verfügung.

Literatur

- [1] Wolf, F., Mättig, I.: *Die Sanierung des ehemaligen Uranerzbergbaus durch die Wismut GmbH – Voraussetzung für die Entwicklung der Regionen, Publikationsreihe „Fortschritte im Strahlenschutz“ des Fachverbandes für Strahlenschutz e.V., FS-06-141-T, Dresden, 2006*
- [2] Ettenhuber, E., Gehrcke, K.: *Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten, Abschlussbericht, BfS-Schrift 22/01, Salzgitter, März 2001 und www.bfs.de (FachInfothek „Anthropogen erhöhte natürliche Umweltradioaktivität“)*

4 ABLEITUNG RADIOAKTIVER STOFFE AUS ATOMKRAFTWERKEN

H. Wildermuth¹, T. Büniger²

Bundesamt für Strahlenschutz

¹ Leitstelle für Fortluft aus kerntechnischen Anlagen

² Leitstelle für Trinkwasser, Grundwasser, Abwasser, Klärschlamm, Abfälle und Abwasser aus kerntechnischen Anlagen

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 [1] 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 Emittenten ermittelt werden.

Für die Emissionsüberwachung ist der Genehmigungsinhaber verantwortlich. Der Betreiber einer kerntechnischen Anlage hat sämtliche Ableitungen von Radionukliden zu erfassen und zu bilanzieren. Messungen zur Kontrolle der Emissionsüberwachung des Betreibers erfolgen im Auftrag der zuständigen Behörden durch unabhängige Messstellen. Die Messprogramme gliedern sich daher in die Teile „Überwachungs- und Bilanzierungsmessungen des Betreibers“ und „Kontrolle der Bilanzierungsmessungen des Betreibers durch unabhängige Messstellen“ (Landesmessstellen, Bundesamt für Strahlenschutz). Das Kontrollprogramm umfasst im Wesentlichen Parallelmessungen an Fortluft- und Abwasserproben. Betreiber und unabhängige Messstellen haben sich zur Kontrolle ihrer Analysen- und Messverfahren an den von den Leitstellen „Emissions- und Umgebungsüberwachung kerntechnischer Anlagen“ in Zusammenarbeit mit der Physikalisch-Technischen Bundesanstalt durchgeführten Ringversuchen zu beteiligen.

Die Überwachung der Emissionen wird ergänzt durch die Überwachung der Immissionen in der Umgebung kerntechnischer Anlagen. Auch bei der Umgebungsüberwachung ist ein Messprogramm vom

Betreiber der Anlage und ein ergänzendes und kontrollierendes Programm von unabhängigen Messstellen durchzuführen. Die Immissionsüberwachung ermöglicht eine zusätzliche Kontrolle von Aktivitätsabgaben sowie der Einhaltung von Dosisgrenzwerten in der Umgebung.

Für die Beurteilung der Immissionsverhältnisse in der Umgebung von Atomkraftwerken sind die für die Ausbreitung und Ablagerung radioaktiver Stoffe bedeutsamen meteorologischen und hydrologischen Einflussgrößen standortspezifisch zu erfassen. Die zwei Jahre vor der Inbetriebnahme einer Anlage aufzunehmenden Immissionsmessungen dienen der Feststellung der von der Anlage unbeeinflussten Umweltradioaktivität und Strahlenexposition als Vergleichsmaßstab für spätere Messungen. Für die Beurteilung von Störfallauswirkungen sind auf der Grundlage vorbereiteter Störfallmessprogramme Probeentnahme-, Mess- und Auswerteverfahren bereitzuhalten und zu erproben.

Über diese Überwachungsprogramme hinaus versetzt die Einrichtung von Kernreaktor-Fernüberwachungsanlagen die Aufsichtsbehörden in die Lage, sicherheitsrelevante Betriebs-, Emissions- und Immissionsdaten laufend zu kontrollieren und sich auf diese Weise von der Einhaltung der den Strahlenschutz betreffenden rechtlichen Verpflichtungen der Betreiber zu überzeugen.

Im Berichtszeitraum waren in Deutschland 17 Atomkraftwerksblöcke mit einer elektrischen Bruttoleistung von insgesamt 21 GW in Betrieb. Sie haben zur Stromerzeugung rund ein Drittel beigetragen. Die Standorte der Atomkraftwerke und die Bruttostromerzeugung sind aus [Abbildung 4.1](#) zu ersehen.

In [Tabelle 4.1](#) und [Tabelle 4.2](#) sind die bilanzierten Werte der Ableitung radioaktiver Stoffe mit Fortluft und Abwasser aus Atomkraftwerken in den Jahren 2006 und 2007 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 .

Tabelle 4.1

Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Fortluft aus Atomkraftwerken in den Jahren 2006 und 2007

Atomkraftwerk	Jahr	Ableitung mit der Fortluft in Bq				
		Edelgase	Schwebstoffe ^{a)}	¹³¹ I	¹⁴ CO ₂	³ H
Stade	2006	n.n.	$3,2 \cdot 10^4$	n.n.	$6,5 \cdot 10^8$	$1,0 \cdot 10^{12}$
	2007	n.n.	$2,8 \cdot 10^4$	n.n.	$9,3 \cdot 10^8$	$1,9 \cdot 10^{11}$
Biblis Block A	2006	$1,7 \cdot 10^{12}$	$7,8 \cdot 10^5$	$2,7 \cdot 10^7$	$3,3 \cdot 10^{10}$	$3,7 \cdot 10^{11}$
	2007	n.n.	$2,9 \cdot 10^5$	n.n.	$3,8 \cdot 10^{10}$	$7,2 \cdot 10^{11}$
Biblis Block B	2006	$1,3 \cdot 10^{11}$	$1,7 \cdot 10^5$	$2,8 \cdot 10^5$	$5,8 \cdot 10^{10}$	$1,5 \cdot 10^{11}$
	2007	$3,2 \cdot 10^{10}$	$6,1 \cdot 10^4$	n.n.	$7,4 \cdot 10^{10}$	$4,5 \cdot 10^{11}$
Neckarwestheim 1	2006	$4,4 \cdot 10^{11}$	$2,2 \cdot 10^5$	n.n.	$2,4 \cdot 10^9$	$9,7 \cdot 10^{10}$
	2007	$4,6 \cdot 10^{11}$	$6,3 \cdot 10^4$	n.n.	$9,0 \cdot 10^9$	$2,0 \cdot 10^{11}$
Brunsbüttel	2006	$2,1 \cdot 10^{12}$	$8,2 \cdot 10^7$	$9,0 \cdot 10^6$	$2,8 \cdot 10^{11}$	$1,6 \cdot 10^{11}$
	2007	$1,2 \cdot 10^{12}$	$4,0 \cdot 10^7$	$8,8 \cdot 10^5$	$2,2 \cdot 10^{11}$	$5,7 \cdot 10^{10}$
Isar 1	2006	$4,0 \cdot 10^{12}$	n.n.	$7,3 \cdot 10^7$	$3,5 \cdot 10^{11}$	$1,5 \cdot 10^{11}$
	2007	$2,6 \cdot 10^{12}$	n.n.	$3,2 \cdot 10^7$	$3,4 \cdot 10^{11}$	$1,5 \cdot 10^{11}$
Unterweser	2006	$3,4 \cdot 10^{12}$	$1,4 \cdot 10^5$	$1,4 \cdot 10^5$	$1,8 \cdot 10^{10}$	$1,5 \cdot 10^{11}$
	2007	$3,2 \cdot 10^{12}$	$3,1 \cdot 10^5$	n.n.	$2,1 \cdot 10^{10}$	$2,7 \cdot 10^{11}$
Philippsburg 1	2006	$2,0 \cdot 10^{12}$	$1,1 \cdot 10^7$	$7,0 \cdot 10^7$	$5,0 \cdot 10^{11}$	$2,9 \cdot 10^{10}$
	2007	$1,2 \cdot 10^{12}$	$9,9 \cdot 10^6$	$6,8 \cdot 10^7$	$4,9 \cdot 10^{11}$	$3,0 \cdot 10^{10}$
Grafenrheinfeld	2006	$9,5 \cdot 10^{10}$	$3,8 \cdot 10^6$	n.n.	$6,3 \cdot 10^{10}$	$2,4 \cdot 10^{11}$
	2007	$2,0 \cdot 10^{11}$	$8,6 \cdot 10^5$	n.n.	$2,5 \cdot 10^{10}$	$2,2 \cdot 10^{11}$
Krümmel	2006	$7,4 \cdot 10^{11}$	$1,3 \cdot 10^7$	$4,5 \cdot 10^7$	$3,5 \cdot 10^{11}$	$3,9 \cdot 10^{10}$
	2007	$3,4 \cdot 10^{12}$	$1,3 \cdot 10^7$	$6,6 \cdot 10^7$	$1,9 \cdot 10^{11}$	$2,8 \cdot 10^{10}$
Gundremmingen Block B und C	2006	$8,4 \cdot 10^{11}$	n.n.	$1,2 \cdot 10^6$	$8,5 \cdot 10^{11}$	$1,0 \cdot 10^{12}$
	2007	$7,3 \cdot 10^{12}$	$4,0 \cdot 10^5$	$1,8 \cdot 10^7$	$8,6 \cdot 10^{11}$	$8,9 \cdot 10^{11}$
Grohnde	2006	$1,1 \cdot 10^{11}$	$4,6 \cdot 10^5$	n.n.	$4,4 \cdot 10^{10}$	$3,9 \cdot 10^{11}$
	2007	$1,0 \cdot 10^{12}$	n.n.	$2,5 \cdot 10^6$	$5,2 \cdot 10^{10}$	$4,3 \cdot 10^{11}$
Philippsburg 2	2006	$6,7 \cdot 10^{11}$	$2,2 \cdot 10^5$	$6,5 \cdot 10^4$	$7,0 \cdot 10^{10}$	$1,8 \cdot 10^{11}$
	2007	$5,4 \cdot 10^{11}$	$4,5 \cdot 10^5$	n.n.	$4,6 \cdot 10^{10}$	$4,2 \cdot 10^{11}$
Brokdorf	2006	$1,7 \cdot 10^{11}$	$2,1 \cdot 10^6$	n.n.	$1,2 \cdot 10^{11}$	$2,9 \cdot 10^{11}$
	2007	$2,6 \cdot 10^{11}$	n.n.	n.n.	$9,9 \cdot 10^{10}$	$8,4 \cdot 10^{10}$
Isar 2	2006	$3,8 \cdot 10^{11}$	$9,4 \cdot 10^4$	n.n.	$1,0 \cdot 10^{11}$	$4,6 \cdot 10^{11}$
	2007	$3,3 \cdot 10^{11}$	n.n.	n.n.	$1,7 \cdot 10^{11}$	$4,1 \cdot 10^{11}$
Emsland	2006	$1,8 \cdot 10^{11}$	$2,3 \cdot 10^4$	n.n.	$1,3 \cdot 10^{11}$	$1,5 \cdot 10^{12}$
	2007	$1,7 \cdot 10^{11}$	n.n.	n.n.	$1,1 \cdot 10^{11}$	$1,3 \cdot 10^{12}$
Neckarwestheim 2	2006	$3,2 \cdot 10^{11}$	$6,4 \cdot 10^4$	n.n.	$2,2 \cdot 10^{11}$	$2,6 \cdot 10^{11}$
	2007	$3,8 \cdot 10^{11}$	$4,1 \cdot 10^4$	n.n.	$1,3 \cdot 10^{11}$	$6,0 \cdot 10^{11}$

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 2006 und 2007

Atomkraftwerk	Jahr	Ableitung mit dem Abwasser in Bq		
		Spalt- und Aktivierungsprodukte (außer Tritium)	^3H	Alpha-Strahler
Stade	2006	$1,6 \cdot 10^7$	$1,9 \cdot 10^{12}$	$4,1 \cdot 10^4$
	2007	$1,2 \cdot 10^7$	$6,8 \cdot 10^{12}$	$1,6 \cdot 10^4$
Biblis Block A	2006	$2,4 \cdot 10^8$	$1,8 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2007	$6,7 \cdot 10^7$	$5,5 \cdot 10^{12}$	n.n.
Biblis Block B	2006	$4,3 \cdot 10^7$	$1,4 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2007	$6,8 \cdot 10^7$	$9,0 \cdot 10^{12}$	n.n.
Neckarwestheim 1	2006	n.n.	$1,2 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2007	$1,1 \cdot 10^5$	$9,5 \cdot 10^{12}$	n.n.
Brunsbüttel	2006	$1,9 \cdot 10^8$	$2,9 \cdot 10^{11}$	n.n.
	2007	$3,9 \cdot 10^8$	$3,8 \cdot 10^{11}$	n.n.
Isar 1	2006	$1,1 \cdot 10^8$	$5,2 \cdot 10^{11}$	n.n.
	2007	$4,8 \cdot 10^7$	$4,5 \cdot 10^{11}$	n.n.
Unterweser	2006	$3,4 \cdot 10^7$	$1,3 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2007	$1,5 \cdot 10^8$	$1,5 \cdot 10^{13}$	n.n.
Philippsburg 1	2006	$2,4 \cdot 10^8$	$3,8 \cdot 10^{11}$	n.n.
	2007	$1,2 \cdot 10^8$	$3,1 \cdot 10^{11}$	n.n.
Grafenrheinfeld	2006	$1,6 \cdot 10^7$	$1,5 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2007	$9,9 \cdot 10^7$	$1,9 \cdot 10^{13}$	n.n.
Krümmel	2006	$1,1 \cdot 10^7$	$5,6 \cdot 10^{11}$	n.n.
	2007	$6,4 \cdot 10^6$	$4,8 \cdot 10^{11}$	n.n.
Gundremmingen ^{a)} Block B und C	2006	$2,5 \cdot 10^9$	$3,9 \cdot 10^{12}$	n.n.
	2007	$9,0 \cdot 10^8$	$4,0 \cdot 10^{12}$	n.n.
Grohnde	2006	$2,0 \cdot 10^5$	$2,0 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2007	$4,6 \cdot 10^6$	$2,4 \cdot 10^{13}$	n.n.
Philippsburg 2	2006	$9,6 \cdot 10^7$	$1,4 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2007	$1,2 \cdot 10^8$	$1,4 \cdot 10^{13}$	n.n.
Brokdorf	2006	$1,8 \cdot 10^5$	$1,6 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2007	$1,1 \cdot 10^6$	$2,3 \cdot 10^{13}$	n.n.
Isar 2	2006	n.n.	$2,3 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2007	$1,0 \cdot 10^7$	$2,2 \cdot 10^{13}$	n.n.
Emsland	2006	n.n.	$1,8 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2007	n.n.	$3,1 \cdot 10^{13}$	n.n.
Neckarwestheim 2	2006	n.n.	$2,1 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2007	$6,1 \cdot 10^5$	$2,1 \cdot 10^{13}$	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 messtechnischem 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 unrealistisch 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 Schilddrüsendosis der einjährigen Referenzperson, liegen im Berichtszeitraum unter 0,01 mSv pro Jahr.

Die Daten über die Ableitungen radioaktiver Stoffe mit Fortluft und Abwasser aus Atomkraftwerken und die Werte der daraus resultierenden Strahlenexposition werden in den jährlichen Berichten der Bundesregierung an den Deutschen Bundestag über „Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung“ und ausführlicher in den gleichnamigen Jahresberichten des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit veröffentlicht.

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 Schilddrüsendosis. Die mit den ungünstigen Annahmen, die für die Referenzperson vorgegeben sind, berechneten Expositionswerte in der Umgebung der Atomkraftwerke liegen in der Regel unter 0,01 mSv pro Jahr; mit realistischen Annahmen ergeben sich deutlich 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 2 bis 3 mSv beträgt und je nach örtlichen Gegebenheiten bis zu 10 mSv erreichen kann.

Literatur

- [1] *Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen (Strahlenschutzverordnung - StrlSchV) vom 20. Juli 2001 (BGBl. I S. 1714), zuletzt geändert durch Art. 2, § 3 Abs. 31 des Gesetzes vom 01.09.2005 (BGBl. I S. 2618)*

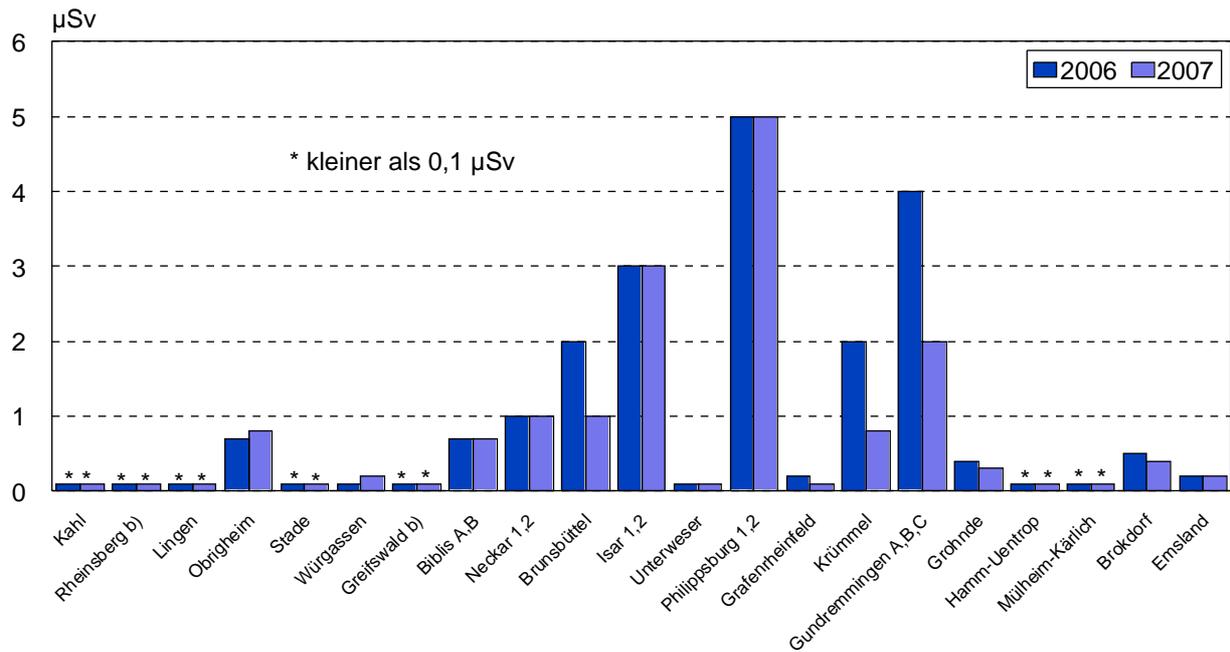


Abbildung 4.2
Effektive Dosis für eine erwachsene Referenzperson in der Umgebung von Atomkraftwerken durch die Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Fortluft

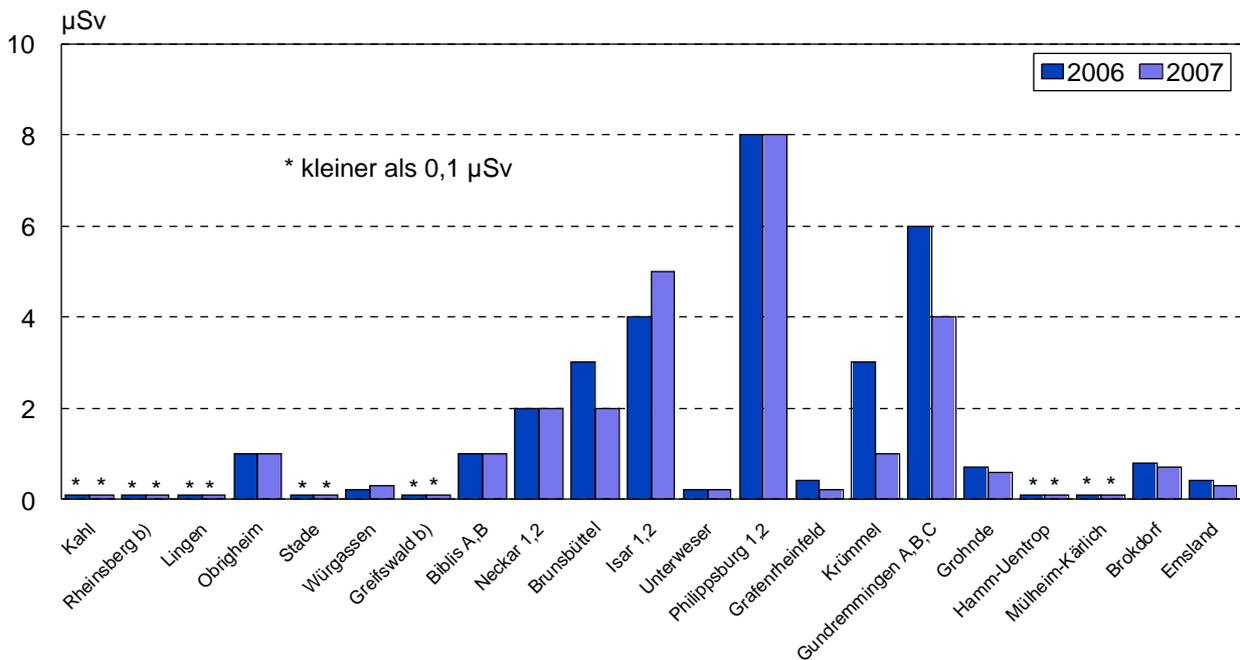


Abbildung 4.3
Effektive Dosis für eine einjährige Referenzperson in der Umgebung von Atomkraftwerken durch die Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Fortluft

b) Die Strahlenexposition konnte für Expositionspfade, bei denen Radionuklide in den Vorjahren akkumuliert wurden, nur unvollständig berechnet werden, da bei diesen Kernkraftwerken Werte für die Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Fortluft aus den Jahren vor 1990 (Greifswald) bzw. vor 1984 (Rheinsberg) nicht vorliegen.

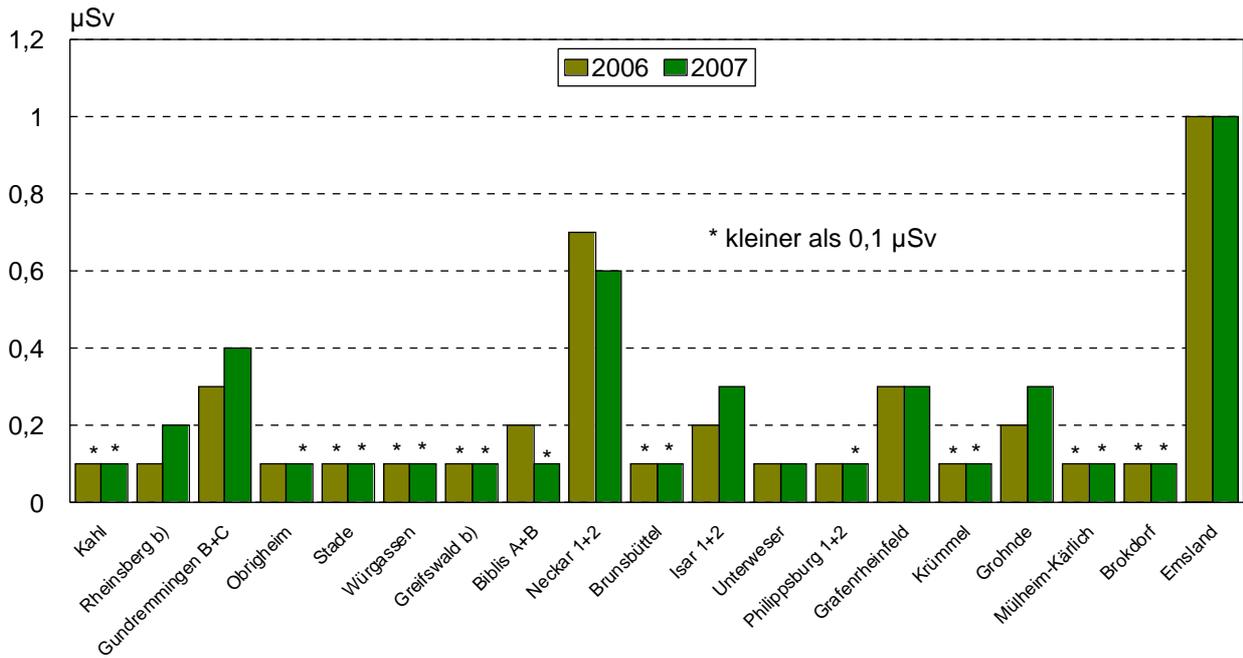


Abbildung 4.4
Effektive Dosis für eine erwachsene Referenzperson in der Umgebung von Atomkraftwerken durch die Ableitung radioaktiver Stoffe mit dem Abwasser

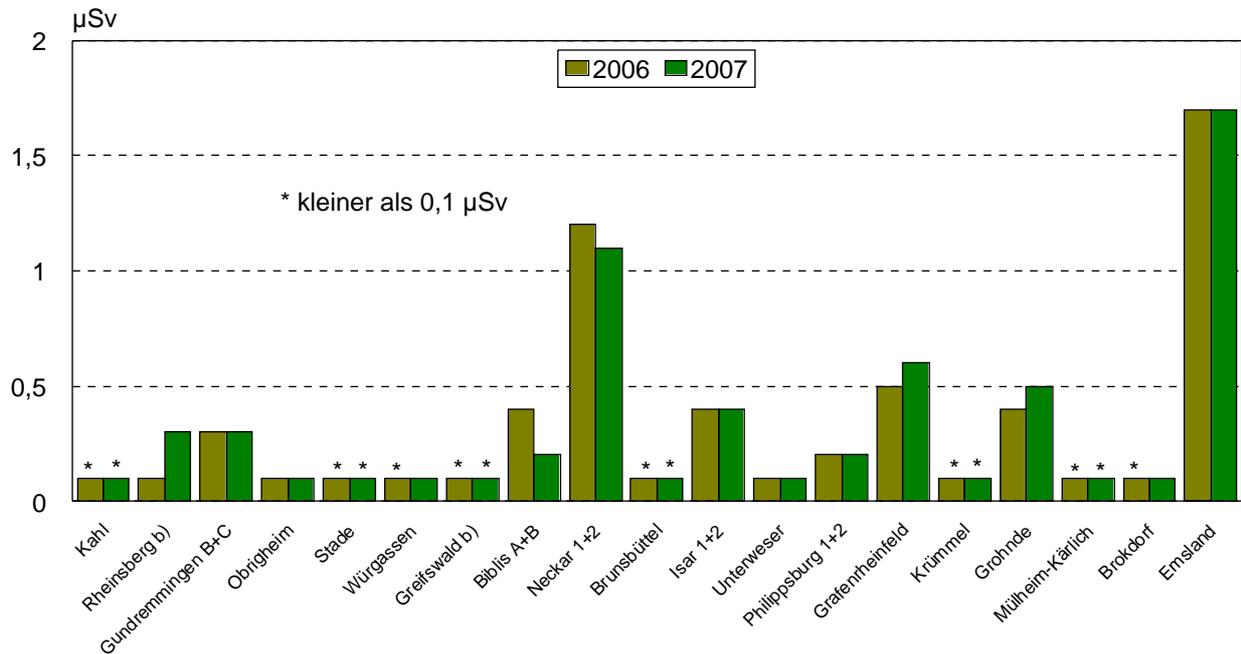


Abbildung 4.5
Effektive Dosis für eine einjährige Referenzperson in der Umgebung von Atomkraftwerken durch die Ableitung radioaktiver Stoffe mit dem Abwasser

b) Die Strahlenexposition konnte für Expositionspfade, bei denen Radionuklide in den Vorjahren akkumuliert wurden, nur unvollständig berechnet werden, da bei diesen Kernkraftwerken Werte für die Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Fortluft aus den Jahren vor 1990 (Greifswald) bzw. vor 1984 (Rheinsberg) nicht vorliegen.

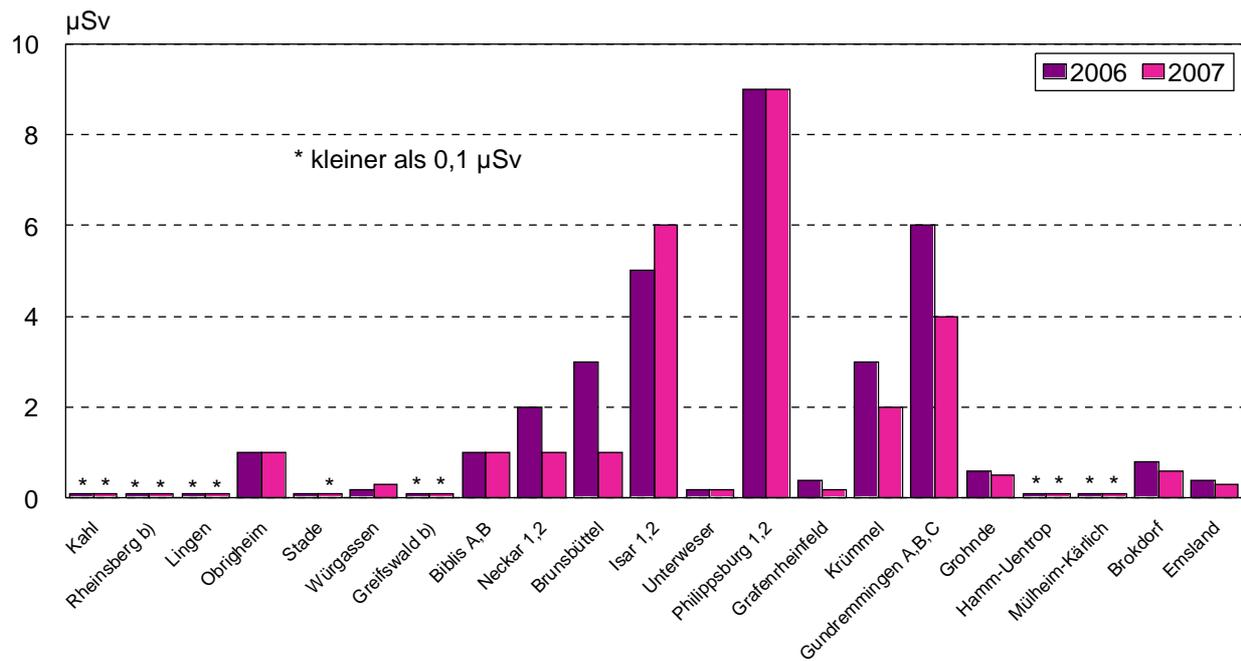


Abbildung 4.6
 Schilddrüsendosis für eine einjährige Referenzperson in der Umgebung von Atomkraftwerken durch die Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Fortluft

b) Die Strahlenexposition konnte für Expositionspfade, bei denen Radionuklide in den Vorjahren akkumuliert wurden, nur unvollständig berechnet werden, da bei diesen Kernkraftwerken Werte für die Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Fortluft aus den Jahren vor 1990 (Greifswald) bzw. vor 1984 (Rheinsberg) nicht vorliegen.

J. Bieringer¹, A. Dalheimer², W. Dyck², T. Steinkopf²

¹ Bundesamt für Strahlenschutz

Leitstelle für die Überwachung der atmosphärischen Radioaktivität

² Deutscher Wetterdienst, Zentrale Offenbach/Main

Leitstelle für Luft und Niederschlag

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 betreut. Die auf Plausibilität geprüften Ergebnisse der Messnetze des BfS und des DWD werden täglich der Zentrale des Bundes für IMIS (ZdB) bereitgestellt.

Zur kontinuierlichen Überwachung der γ -Ortsdosisleistung (ODL) betreibt das BfS ein automatisches Messnetz mit ca. 1940 Messstellen, das die Eigenschaften eines Frühwarnsystems besitzt. 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 mobilen 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 aerosolpartikelgebundenen Radionuklide und Messgeräte zur Erfassung der aerosolpartikelgebundenen künstlichen α - und der künstlichen β -Aktivität betrieben. Darüber hinaus sind Probeentnahmesysteme für gasförmiges Iod, Aerosolpartikel und Niederschlag im Einsatz. An 39 Stationen dieses Messnetzes stehen stationäre Messsysteme zur In-situ- γ -Spektrometrie zur Verfügung.

Detaillierte Angaben zu den Messnetzen finden sich im Internet unter www.bfs.de/ion/imis bzw.

www.dwd.de/de/WundK/Umweltinformationen/index.htm sowie in den Berichten der vorangegangenen Jahre.

Zusätzlich werden vom BfS, dem DWD, der PTB und dem Helmholtz-Zentrum München Untersuchungen im Rahmen der Spurenanalyse durchgeführt. Diese

Untersuchungen mit empfindlichen Methoden ermöglichen die Überwachung der Umweltradioaktivität auf dem Niveau sehr geringer Aktivitätskonzentrationen sowie die Beobachtung von Langzeittrends. Aktuelle Ergebnisse hierzu sind im Kapitel 6 dieses Berichts aufgeführt.

Die erhobenen Daten werden nicht nur für IMIS verwendet, sondern auch im Rahmen der europaweiten Überwachung der Umweltradioaktivität für den internationalen Datenaustausch und die EU-Berichterstattung bereitgestellt.

γ -Ortsdosisleistung (BfS)

Die im Rahmen der kontinuierlichen Überwachung im ODL-Messnetz des BfS gemessenen Werte der γ -Ortsdosisleistung über Deutschland sind im Vergleich zu den Vorjahren, abgesehen von den üblichen Schwankungen, 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 (vgl. auch [Abbildung 5.1](#), Karte der mittleren γ -Ortsdosisleistung 2007). 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 künstlichen Beiträge zur γ -Ortsdosisleistung (praktisch ausschließlich von ^{137}Cs aus dem Reaktorunfall von Tschernobyl) werden nuklidspezifisch mit den mobilen In-situ-Messsystemen des Bundes und der Länder ermittelt. Dazu werden regelmäßig Messungen – auch an den Sondenstandorten des ODL-Messnetzes – durchgeführt. Wegen der hohen Variabilität des natürlichen Untergrundes sind die regional unterschiedlichen Beiträge durch ^{137}Cs aus der Kartendarstellung nicht erkennbar. Mit Hilfe der durchgeführten In-situ-Messungen lassen sich für eine eventuelle, frische Kontamination des Untergrundes/Bodens die Radionuklide und deren Aktivität schnell bestimmen.

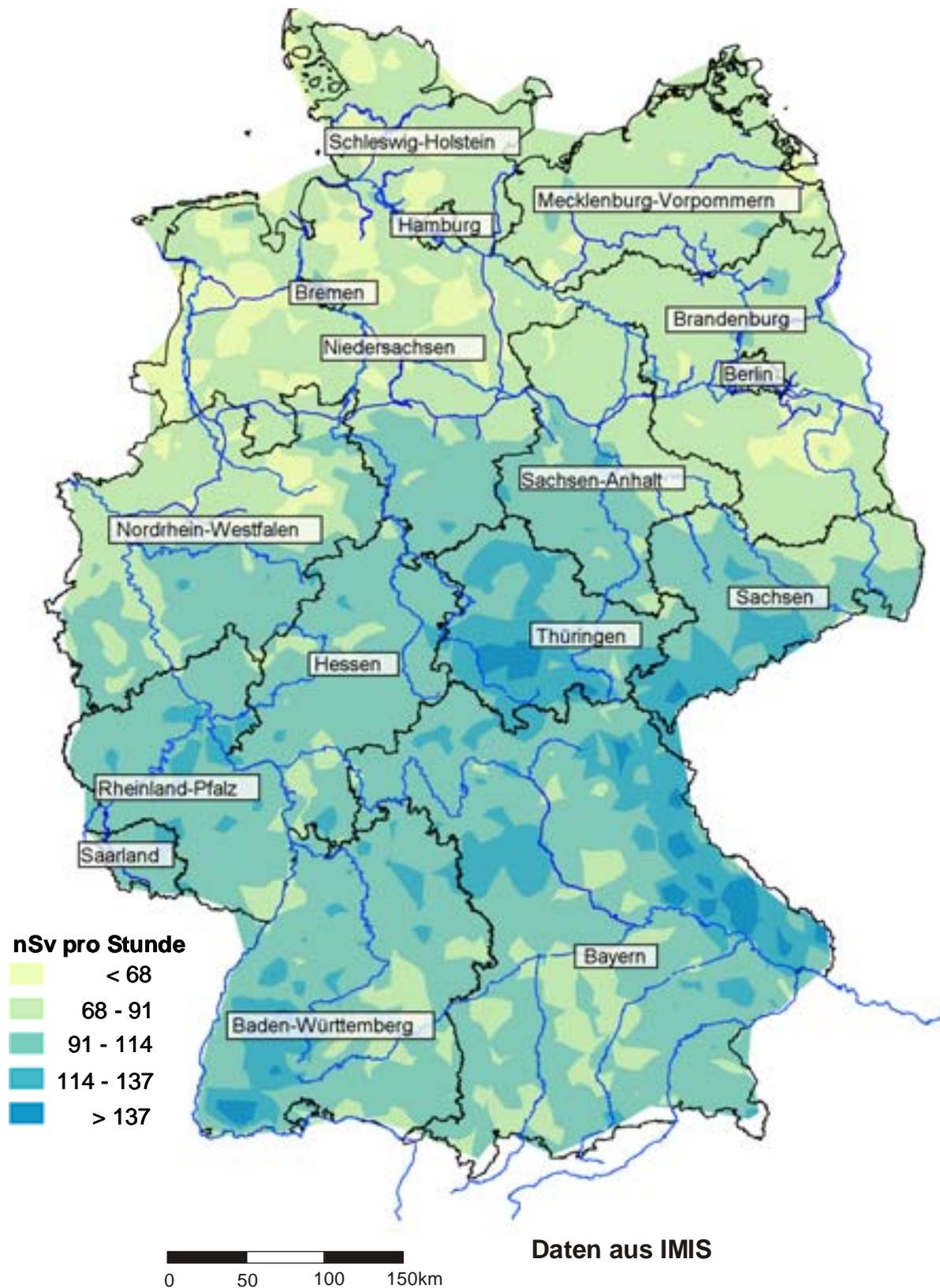


Abbildung 5.1
Mittlere γ -Ortsdosisleistung im Jahr 2007 auf dem Gebiet der Bundesrepublik

Kurzzeitige, meist lokal auftretende Erhöhungen der γ -Ortsdosisleistung, die insbesondere bei starken Niederschlägen in den Sommermonaten beobachtet werden, sind auf das Auswaschen von natürlichen Radon-Folgeprodukten aus der Luft zurückzuführen. Üblicherweise sind dabei nur wenige Messstellen betroffen und es stellen sich innerhalb weniger Stunden wieder die für diese Standorte typischen Werte ein.

Die Sonden und Messstellen im ODL-Messnetz unterliegen einem strengen Qualitätssicherungsverfahren wie z. B. wiederkehrende radiologische Sondenprüfung, elektrische Betriebsmittelprüfung und Standortdokumentation. Seit 2006 läuft eine umfangreiche, mehrjährige Modernisierung der Messdatenaufnahme, -verarbeitung und Datenfernübertragung im ODL-Messnetz. Im Zuge der Modernisierung wird auch der Datenumfang nebst zusätzlich gemessenen Qualitätsparametern in den Sonden erweitert. Hierzu bedarf es eines Umbaus der vorhandenen Sonden im ODL-Messnetz, der durch das vorhandene Fachpersonal selbst bewerkstelligt wird. Im Jahr 2007 wurden im Messnetz ca. 300 Messstellen umgerüstet. Die Integration einer kleinen Anzahl von autarken Sonden, ohne Strom- und festem Telekommunikationsanschluss, in den operationellen Betrieb des ODL-Messnetz wurde voran getrieben.

Gemäß BMU-Erlass wird seit dem zweiten Halbjahr 2007 die Messstellendichte im ODL-Messnetz reduziert. Die mit den Ländern abgestimmte Abbaumaßnahme von Messstellen ist zeitlich bis 2010 gestaffelt und sieht einen Abbau von insgesamt ca. 450 Messstellen vor. Durch die Ausdünnung des ODL-Messnetzes, wird sich die Anzahl von ODL-Messstellen auf ca. 1700 reduzieren.

Radioaktive Stoffe in der Luft und im Niederschlag (DWD)

Zur Überwachung der Radioaktivität in der Luft und im Niederschlag werden an 41 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. Dabei wird auch die natürliche Radioaktivität in der Luft als Aktivitätskonzentration der aerosolpartikelgebundenen Radonfolgeprodukte ^{214}Pb und ^{214}Bi kontinuierlich registriert. Für künstliche Radionuklide wie zum Beispiel ^{131}I und ^{137}Cs zeigen sich derzeit im Normalbetrieb die berechneten Nachweisgrenzen mit Werten von ca. 5 mBq/m^3 bis 10 mBq/m^3 . An allen Messstellen werden zudem über einen Zeitraum von einer Woche Filter mit Luft besaugt und im Anschluss gammaspektrometrisch mit einer Nachweisgrenze von $1 \text{ }\mu\text{Bq/m}^3$ bis $5 \text{ }\mu\text{Bq/m}^3$ analysiert.

Die langjährige Messreihe der Gesamt- β -Aktivität der Luft als arithmetisch über 17 Messstationen gemittelte Jahreswerte wurde fortgesetzt. Für das Jahr 2006 wurde ein Mittelwert von $0,7 \text{ mBq/m}^3$ und für 2007 ein Mittelwert von $0,5 \text{ mBq/m}^3$ ermittelt. Die Werte sind vergleichbar mit den Werten vor dem Reaktorunfall von Tschernobyl und spiegeln im wesentlichen die Aktivität des langlebigen Radionuklids ^{40}K wider.

Für den Niederschlag wurde eine auf das Jahr 1957 zurückgehende Messreihe für die Gesamt- β -Aktivität, gemittelt über alle Messstationen des DWD, fortgesetzt (Abbildung 5.2). Auch in den Jahren 2006

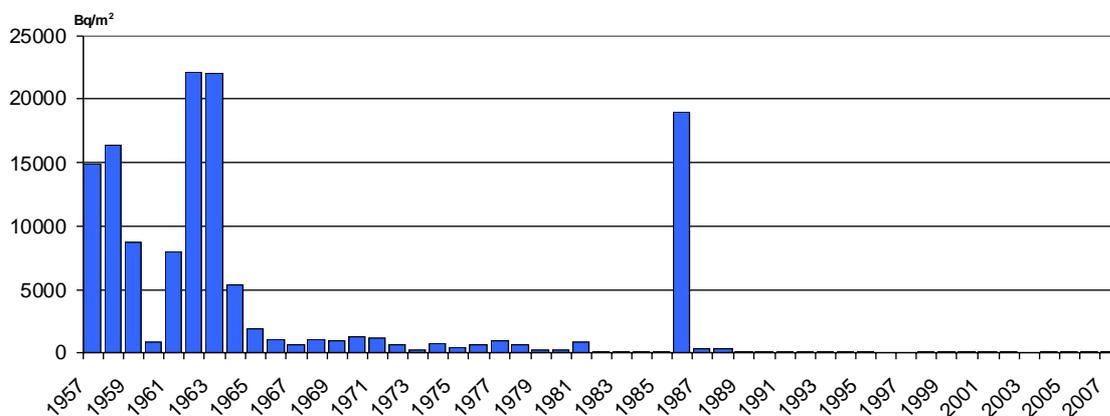


Abbildung 5.2
Langlebige Gesamtbetaaktivität im Niederschlag - Jahresmittelwert der Jahressummen an den DWD-Stationen

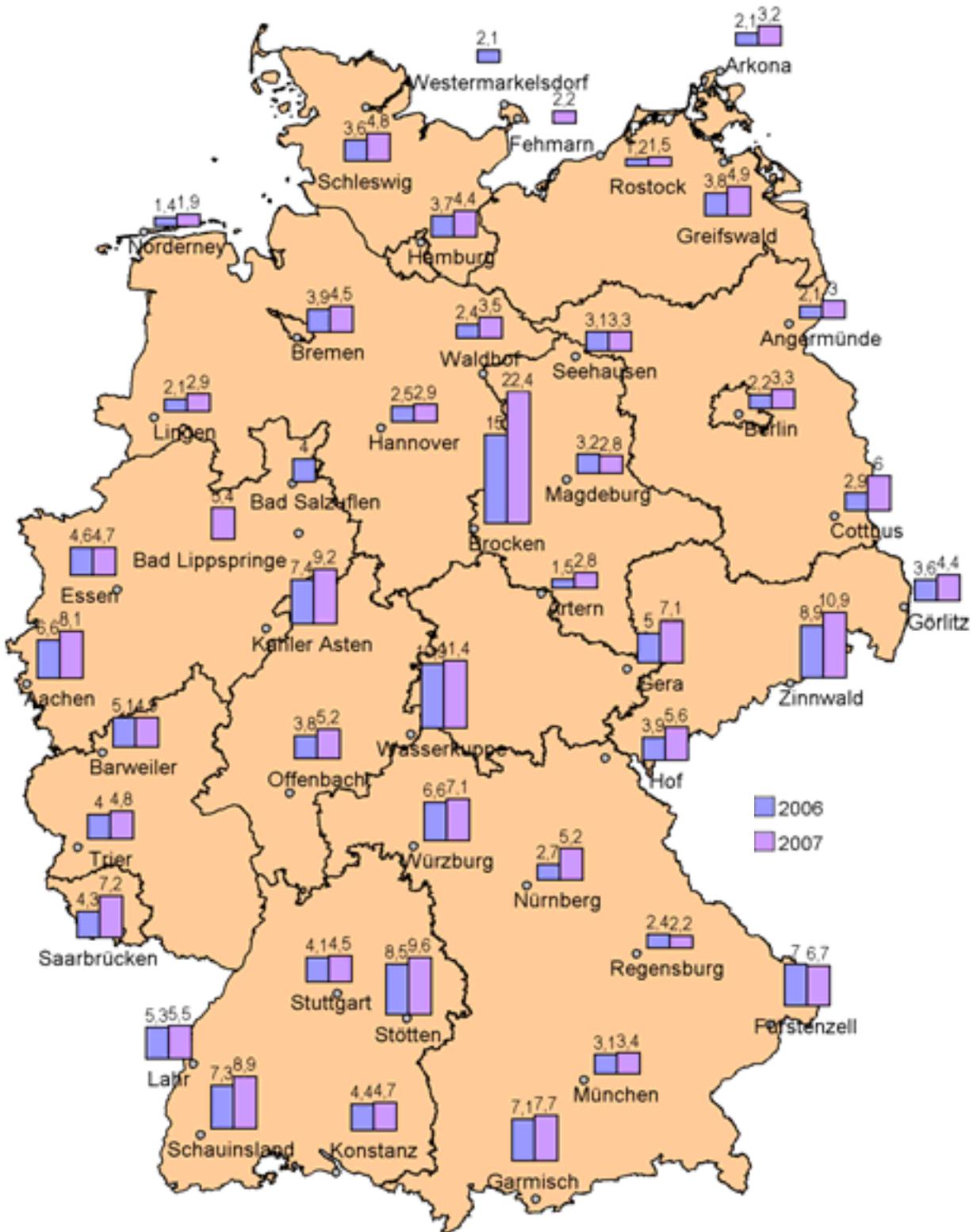


Abbildung 5.3
 Dem Erdboden im Mittel pro Monat durch Niederschläge in den Jahren 2006 und 2007 zugeführte Gesamtbetaaktivität in Bq/m²

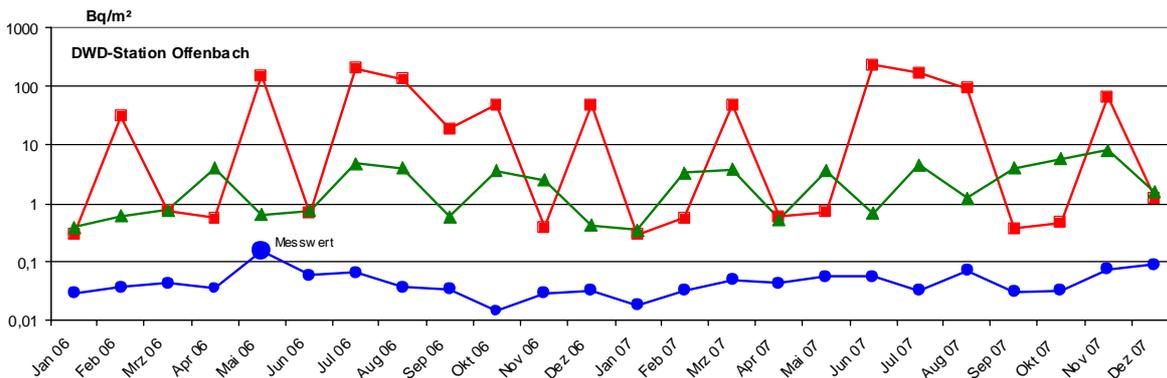
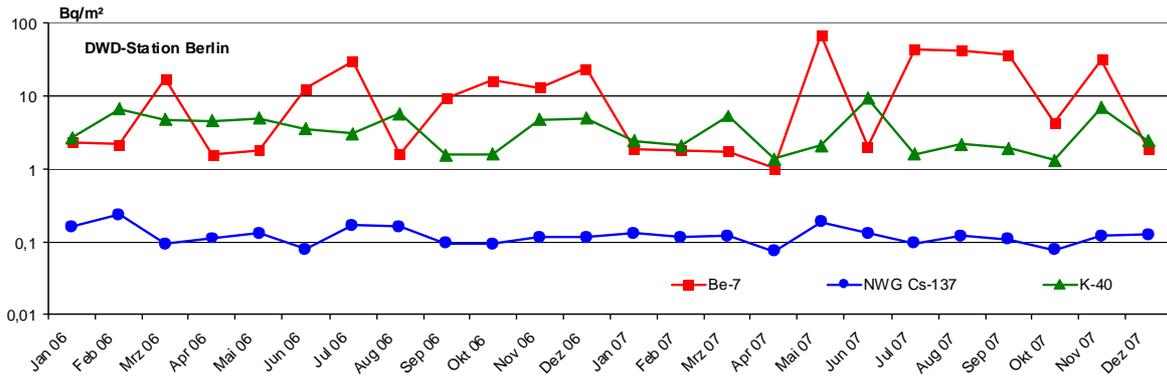


Abbildung 5.4
 Deposition einzelner Nuklide in den Jahren 2006 und 2007 (Monatswerte der pro Flächeneinheit deponierten Aktivität)

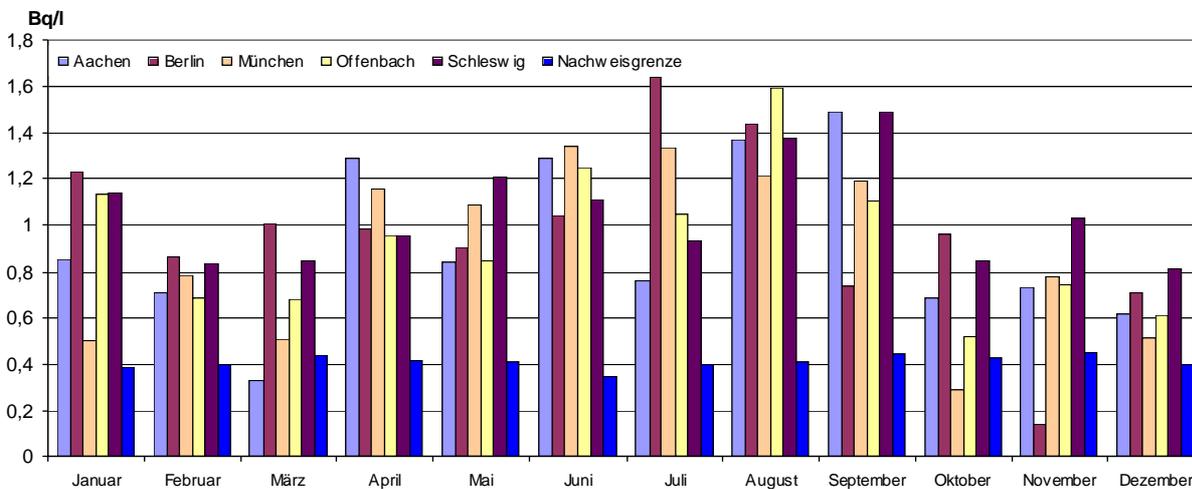


Abbildung 5.5
 Aktivitätskonzentration von Tritium im Niederschlag an DWD-Stationen im Jahr 2006

und 2007 ließen sich keine künstlichen Radionuklide nachweisen. Die Messungen für die langlebige Gesamt- β -Aktivität im Niederschlag ergaben einen über 42 Messstationen gemittelten Wert aus den stationspezifischen Jahressummen von 54 Bq/m^2 für das Jahr 2006 und 56 Bq/m^2 für das Jahr 2007. Diese Werte lassen sich durch die Anwesenheit natürlicher Radionuklide und deren langlebigen Betaaktivität er-

klären. Die stationsspezifischen mittleren Monatssummen der deponierten Gesamt- β -Aktivität zeigt [Abbildung 5.3](#).

Die Werte für die auf einzelne Radionuklide bezogene Deposition wurden anhand der vollständig eingedampften Monatsniederschlagsproben gammaspektrometrisch ermittelt. Exemplarisch zeigt [Abbildung 5.4](#) für die Jahre 2006 und 2007 anhand der Mess-

stationen Berlin und Offenbach die Messergebnisse für die Deposition von ^7Be , ^{40}K und ^{137}Cs . Für ^{137}Cs wurden mit einer Ausnahme keine Werte oberhalb der berechneten Nachweisgrenzen zwischen 15 mBq/m^2 und ca. 250 mBq/m^2 je nach Standort, Niederschlagsmenge und Detektor festgestellt. Für ^{90}Sr wurden Nachweisgrenzen zwischen 5 mBq/m^2 und 250 mBq/m^2 erreicht, für $^{(239+240)}\text{Pu}$ Nachweisgrenzen zwischen 1 mBq/m^2 und 7 mBq/m^2 , jeweils abhängig von der Niederschlagsmenge

Mittels radiochemischer Trennverfahren wurden im Labor Analysen der Aerosolproben und der Niederschlagsproben von den Stationen Berlin, München, Offenbach und Schleswig 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. Für die ^{90}Sr -Bestimmung und zur Analyse der Alpha-Strahler wird die Extraktionschromatographie bzw. ein Ionenaustauschverfahren eingesetzt.

Die Nachweisempfindlichkeit für Tritium als HTO im Niederschlag wurde durch ein elektrolytisches Anreicherungsverfahren um den Faktor 10 verbessert. Die Ergebnisse für die Stationen Berlin, München, Offenbach und Schleswig sowie ergänzend Aachen für das Jahr 2006 weisen Messwerte zwischen 1 Bq/l und 2 Bq/l ([Abbildung 5.5](#)) aus.

Sowohl in der Luft als auch im Niederschlag wurden keine Werte registriert, die oberhalb des vor dem Reaktorunfall von Tschernobyl gemessenen Pegels lagen. Die aufwändigen Messverfahren im Spurenbereich lassen bereits frühzeitig auch nur langsam stattfindende Veränderungen weit unterhalb des aus heutiger Sicht radiologischen Gefährdungspotentials erkennen.

Daher liegt auch weiterhin ein besonderes Augenmerk auf der fortgesetzten Verbesserung von Probenentnahme- und Messsystemen, die eine schnelle Datenauswertung erlauben.

6

SPURENMESSUNG IN DER BODENNAHEN LUFT

J. Bieringer¹, T. Steinkopf², H. Wershofen³

¹ Bundesamt für Strahlenschutz
Leitstelle für die Überwachung der atmosphärischen Radioaktivität

² Deutscher Wetterdienst, Zentral Offenbach/Main
Leitstelle für Luft und Niederschlag

³ Physikalisch-Technische Bundesanstalt, Braunschweig
Leitstelle für Aktivitätsnormale und Radionuklidaten

Spurenmessstelle Freiburg/Schauinsland (BfS)

Edelgase

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

Krypton-85

In der Woche vom 08. bis 15.05.2006 wurden erhöhte ⁸⁵Kr-Aktivitätskonzentrationen in den Edelgasproben aus Freiburg (3,89 Bq/m³), Schauinsland (3,46 Bq/m³) und Offenbach (2,95 Bq/m³) beobachtet. In Freiburg handelt es sich dabei um den zweithöchsten Kryptonmesswert in einer Wochenprobe seit Beginn der Probennahme im Jahre 1974, abgesehen von den Messwerten während der Wiederaufarbeitungskampagnen in der WAK Karlsruhe in den Jahren 1985-1987. Die Auswertung der in Freiburg parallel genommenen Tagesproben ergab für die Probe vom 9. - 10.05.2006 den höchsten Wert mit 7,5 Bq/m³. Anhand von Ausbreitungsrechnungen wurde die Wiederaufarbeitungsanlage in La Hague als mögliche Quelle identifiziert.

In den Sammelzeiträumen vom 21. bis 28.08.2006 und vom 20. bis 27.08.2007 wurden für alle deutschen Probenentnahmestationen erhöhte Aktivitätskonzentrationen von ⁸⁵Kr bestimmt. Diese Erhöhungen zeigen alljährlich das Ende der Ferienpause in der Wiederaufarbeitungsanlage in La Hague an.

Nachdem der Grundpegel von ⁸⁵Kr über lange Zeit mit ca. 30 mBq/m³ Luft pro Jahr leicht angestiegen ist, ist nun ein Abflachen der Kurve zu beobachten (siehe [Abbildung 6.1](#)). Der jährliche Anstieg wurde dadurch hervorgerufen, dass die Freisetzungsrate

von ⁸⁵Kr größer war als seine, durch die Halbwertszeit von 10,76 Jahren bestimmte Zerfallsrate. In den letzten Jahren war jedoch der Entlass von ⁸⁵Kr durch Wiederaufbereitungsanlagen nicht mehr ansteigend, wie in den Jahren zuvor, sondern weitgehend konstant. Der Medianwert für den Probenentnahmeort Freiburg - repräsentativ für die 10 mitteleuropäischen Stationen - betrug, gemittelt über die letzten Jahre, 1,5 Bq/m³ Luft. Kurzzeitige Schwankungen, die ein Vielfaches des jährlichen Anstiegs des Grundpegels ausmachen können, sind auf Emissionen aus den europäischen Wiederaufbereitungsanlagen für Kernbrennstoffe (La Hague/Frankreich und Sellafield/England) zurückzuführen. In den kommenden Jahren ist jedoch wieder mit dem Anstieg des Grundpegels zu rechnen, da in Rokkasho (Japan) eine Wiederaufbereitungsanlage in Betrieb genommen wird. Die Kapazität dieser Anlage wird mit der von La Hague/Frankreich vergleichbar oder noch größer sein, so dass entsprechende Emissionen zu erwarten sind.

Radioxenon

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 können die Beiträge von ¹³³Xe, ^{131m}Xe (HWZ: 11,9 Tage) bzw. von ¹³⁵Xe (HWZ: 9,1 Stunden) an der Gesamtaktivität ermittelt werden. Die effektive Zerfallskurve des Isotopengemisches wird aus einer Reihe von aufeinander folgenden Einzelmessungen über einen längeren Zeitraum hinweg bestimmt. Gegenwärtig wird in der Atmosphäre hauptsächlich ¹³³Xe nachgewiesen.

Die beim BfS in Freiburg durchgeführten Messungen des radioaktiven Xenons ergaben im Berichtszeitraum in der Regel keine auffälligen Ergebnisse. Die Messwerte der Aktivitätskonzentrationen von ¹³³Xe

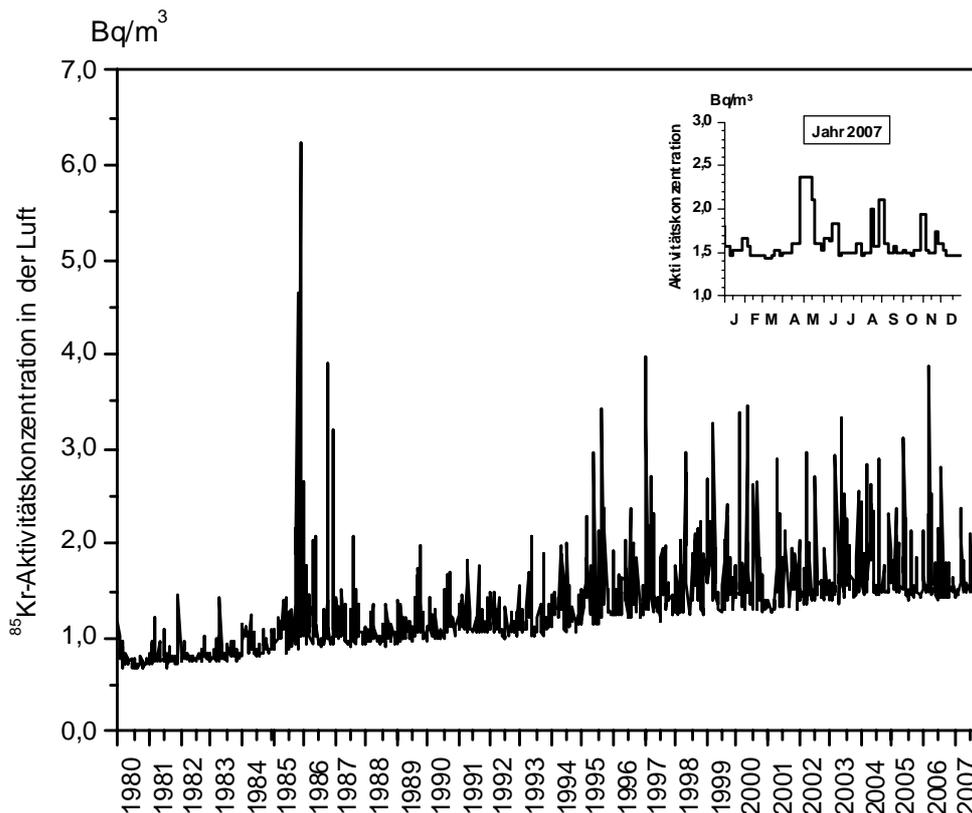


Abbildung 6.1
 Wochenmittelwerte der Aktivitätskonzentration von ^{85}Kr in der bodennahen Luft am Probenentahmeort Freiburg

an den 7 deutschen Probenentnahmestationen la-
 gen - mit Ausnahme einiger Werte - wie schon in den
 vergangenen Jahren zwischen 1 und 100 mBq/m^3
 Luft. Als Beispiel ist in [Abbildung 6.2](#) die Zeitreihe der
 Aktivitätskonzentration der radioaktiven Xenonisoto-
 pe in Freiburg dargestellt. Die in der Zeitreihe sicht-
 baren hohen Messwerte von 100 mBq/m^3 Luft und
 mehr können in der Regel durch Wartungsarbeiten
 (wie z.B. Revisionen) in Kernkraftwerken erklärt wer-
 den.

Davon unabhängig wird im Rahmen der Überwa-
 chung der Einhaltung des Kernwaffenteststoppab-
 kommens (Comprehensive Test-Ban Treaty, CTBT)
 an der Station Schauinsland des BfS eine Radionuk-
 lidmessstation (RN 33) betrieben. Sie beinhaltet au-
 tomatische arbeitende Systeme für den nuklidspezi-
 fischen Nachweis aerosolpartikelgebundener Radio-
 aktivität sowie für den Nachweis der radioaktiven Xe-
 non-Isotope ^{135}Xe , $^{133\text{m}}\text{Xe}$, ^{133}Xe und $^{131\text{m}}\text{Xe}$. Das
 für die Edelgasmessungen verwendete System er-
 möglicht die nuklidspezifische Analyse des in der Luft
 enthaltenen Radioxenons mit einer Nachweisgrenze
 von zurzeit ca. 0,3 mBq/m^3 Luft, bezogen auf ^{133}Xe
 im Tagesmittel. Mit diesem System wurden in dem
 Zeitraum vom 02. bis 07.08.2007 erhöhte ^{133}Xe -Ak-
 tivitätskonzentrationen gemessen, mit einer maxima-

len Aktivitätskonzentration von 48 mBq/m^3 Luft im
 Probenentnahmezeitraum vom 04. bis 05.08.2007.
 Neben ^{133}Xe waren in einigen Proben auch die Ra-
 dionuklide ^{135}Xe , $^{133\text{m}}\text{Xe}$ und $^{131\text{m}}\text{Xe}$ mit Aktivitäts-
 konzentrationen im Bereich von einigen mBq/m^3
 nachweisbar. Ausbreitungsrechnungen deuten auf
 die Isotopenproduktionsanlage in Fleurus als mög-
 liche Quelle hin, eine eindeutige Zuordnung kann aber
 aufgrund der vielen Kernkraftwerke in dem Einzugs-
 gebiet nicht getroffen werden.

Die Summe der Beiträge von ^{85}Kr und ^{133}Xe zur
 Ortsdosisleistung liegt unter 30 nSv/a und ist gegen-
 über den durchschnittlichen Werten der Ortsdosis-
 leistung in Deutschland sehr gering.

Aerosolpartikelgebundene Radionuklide

Für spurenanalytische Messungen der aerosolge-
 bundenen Radioaktivität werden wöchentlich beauf-
 schlagte Staubfilter verwendet, die zunächst γ -
 spektrometrisch ausgewertet werden.

In [Abbildung 6.3](#) sind für den Zeitraum 2000 - 2007
 die Aktivitätskonzentrationen in der bodennahen Luft
 an der Spurenmessstelle des BfS auf dem Schauins-
 land (47,9 °N, 7,9 °E, 1205 m ü. NN) für ^{137}Cs den
 entsprechenden Werten des natürlichen kosmoge-

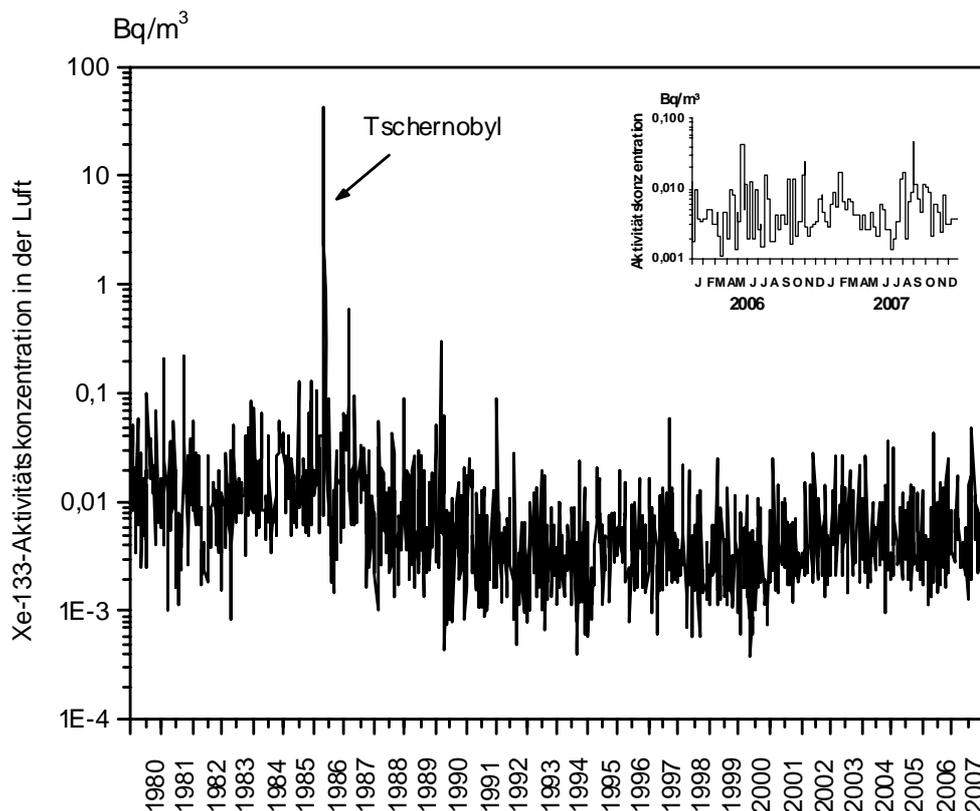


Abbildung 6.2

Wochenmittelwerte der Aktivitätskonzentration von Radioxenon in der bodennahen Luft am Probenentnahmeort Freiburg

nen Radionuklids ^7Be gegenüber gestellt. 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 1990er Jahre zu beobachten. In den darauffolgenden Jahren blieb der Wert weitgehend konstant. Die Aktivitätskonzentrationen von ^{137}Cs lag im Berichtszeitraum an der Station Schauinsland im Mittel bei $0,4 \text{ Bq/m}^3$ Luft, was im Rahmen der üblichen Schwankungen in etwa den Vorjahreswerten entspricht.

Kurzzeitige Erhöhungen der Aktivitätskonzentration von ^{137}Cs in der Luft, die meist nur mit den empfindlichen Methoden der Spurenanalytik zu erfassen sind, treten vereinzelt, insbesondere bei Ostwind-Wetterlagen auf. Sie sind durch verstärkte Resuspension (z. B. bei langer Trockenheit) des Cäsiums aus höher belasteten Regionen um Tschernobyl erklärbar. Darüber hinaus können auch lokale Quellen (z. B. Bodenbearbeitung, Holzfeuer) zu derartigen Erhöhungen der ^{137}Cs Aktivitätskonzentration in der bodennahen Luft führen.

Die Aktivitätskonzentrationen für das kosmogene ^7Be lag im Berichtszeitraum im üblichen Schwankungsbereich. Im Jahresrhythmus lässt sich eine Erhöhung der ^7Be -Aktivitätskonzentration im 2. und 3. Quartal feststellen (vgl. [Abbildung 6.3](#)), die auf einen erhöhten Austausch von Luftmassen zwischen Stratosphäre und Troposphäre im Frühjahr (Tropopausebruch) zurückzuführen sind.

Im Herbst 2006 wurde auf dem Dach der BfS-Dienststelle in Freiburg ein Hochvolumensammler (Luftdurchsatz: ca. $750 \text{ m}^3/\text{h}$, bezogen auf Standardbedingungen) installiert und im Laufe des Jahres 2007 in den Routinebetrieb überführt. Die ermittelten Daten ermöglichen einen direkten Vergleich der Aktivitätskonzentrationen auf dem Schauinsland mit denen im ca. 1000 m tiefer gelegenen Freiburg. So sind am Probenentnahmeort Freiburg lokale Einflüsse stärker ausgeprägt. Vereinzelt (z. B. in Wochenproben im Zeitraum vom 13.11. bis 18.12.2006) wurden hier Spuren von ^{131}I im Luftstaub gemessen, die in den parallel auf dem Schauinsland genommenen Proben nicht nachgewiesen werden konnten. Als mögliche Quellen kommen Kliniken und Müllverbrennungsanlagen im südlichen Oberrheintal in Betracht.

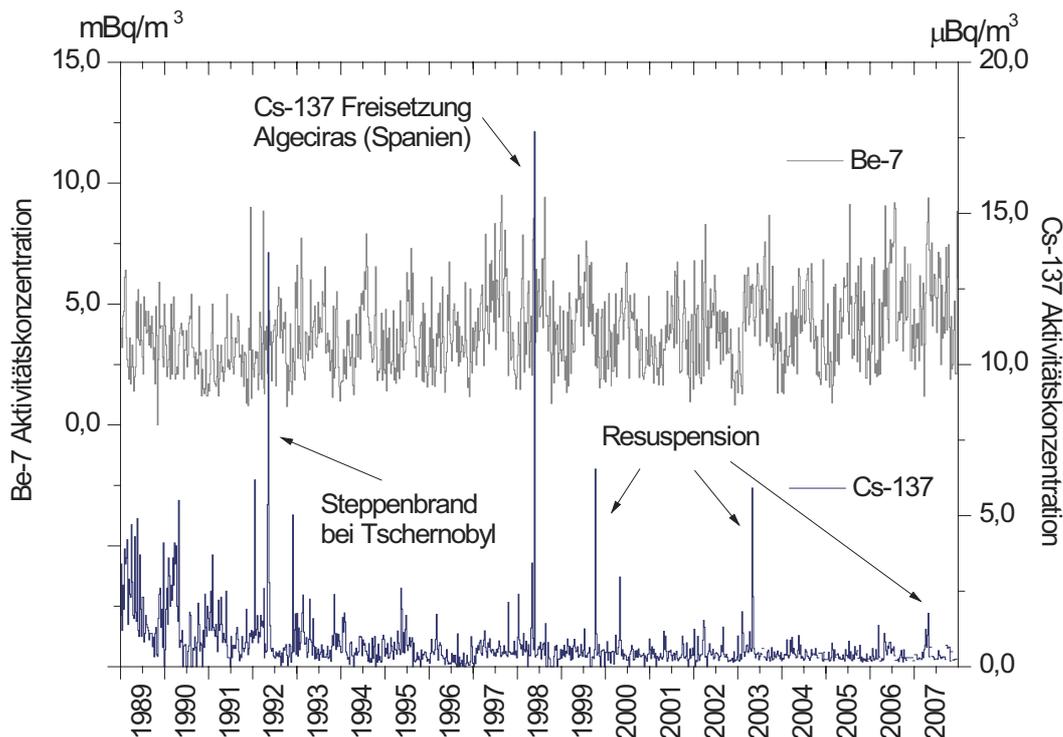


Abbildung 6.3
 Wochenmittelwerte der Aktivitätskonzentration von ${}^7\text{Be}$ und ${}^{137}\text{Cs}$ in der bodennahen Luft an der Spurenmessstelle Schauinsland

Spurenmessstellen Berlin und Offenbach (DWD)

Gammastrahlende künstliche Radionuklide mit Aktivitätskonzentrationen von nur wenigen Mikrobecquerel pro m^3 Luft ließen sich nur anhand von Schwefstofffiltern messen, die mit Luftdurchsätzen von mehreren $100 \text{ m}^3/\text{h}$ über eine Woche beaufschlagt wurden. An den Spurenmessstellen Berlin und Offenbach im Rahmen der EU-Berichterstattung sind Aerosolsammler mit einem Luftdurchsatz von ca. $1000 \text{ m}^3/\text{h}$ im Einsatz. Hier reduziert sich die Nachweisgrenze für die gammaspektrometrischen Messungen um den Faktor 10 auf ca. $0,5 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ bezogen auf ${}^{137}\text{Cs}$. Die Nachweisgrenze für ${}^{90}\text{Sr}$ lag bei $0,01 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ und für $({}^{239+240})\text{Pu}$ bei $0,005 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$.

Tatsächliche Messwerte für ${}^{137}\text{Cs}$, ${}^{234}\text{U}$ und ${}^{238}\text{U}$ sind in der Regel auf resuspendierten Feinstaub zurückzuführen, der abhängig von meteorologischen Bedingungen atmosphärisch verfrachtet wird. Für die Spurenmessstellen Berlin und Offenbach werden exemplarisch für die Jahre 2006 und 2007 die Ergebnisse der Messungen von ${}^7\text{Be}$, ${}^{40}\text{K}$, ${}^{137}\text{Cs}$, ${}^{234}\text{U}$, ${}^{235}\text{U}$ und ${}^{238}\text{U}$ graphisch dargestellt (Abbildung 6.4).

Die normalerweise auftretende typische Erhöhung der ${}^7\text{Be}$ -Aktivitätskonzentration im Frühjahr und

Sommer tritt auch in den Jahren 2006 und 2007 schwach ausgeprägt auf.

Spurenmessstelle Braunschweig (PTB)

Im Berichtszeitraum gab es keine radiologisch relevanten Besonderheiten bei der Spurenmessung von Radionukliden in der bodennahen Luft. Der ${}^{137}\text{Cs}$ -Gehalt der Luft zeigte die üblichen jährlichen Schwankungen und die für trockene Ostwind-Wetterlagen typischen Erhöhungen des Aktivitätsverhältnisses $A({}^{137}\text{Cs})/A({}^{40}\text{K})$. Als Maxima im Berichtszeitraum wurden im Jahr 2006 $0,26$ in Woche 1 und $0,24$ in Woche 18 gemessen. [Abbildung 6.5](#) und [Abbildung 6.6](#) zeigen die Jahrgänge in den beiden Berichtsjahren und Erläuterungen zu den markanteren Erhöhungen des Aktivitätsverhältnisses.

Im Verlauf des Jahrganges der Aktivitätskonzentration des ${}^{40}\text{K}$ fällt im Sommer 2007 (Woche 31) der höchste Messwert auf. Damals wurde ein Autobahn-teilstück in ca. 1 km Entfernung zur PTB saniert, wobei in jener Woche extrem viel Staub von der Baustelle in den Sammler gelangte, so dass sehr viel Kalium in der Probe enthalten war.

Die Erläuterungen in [Abbildung 6.6](#) enthalten Hinweise auf sehr geringe Spuren von ${}^{54}\text{Mn}$, ${}^{60}\text{Co}$ und

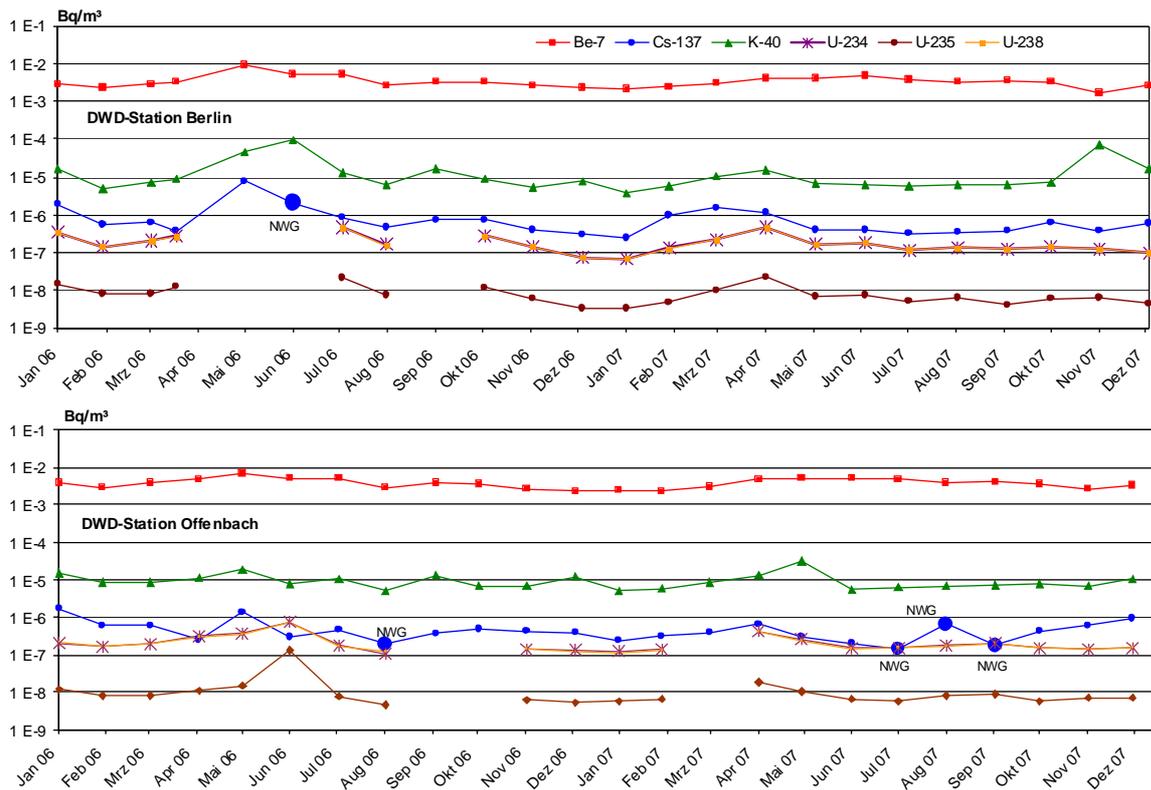


Abbildung 6.4
Nuklidspezifische Messungen in der bodennahen Luft in den Jahren 2006 und 2007
Monatswerte der Aktivitätskonzentrationen für die Stationen Berlin und Offenbach

^{65}Zn . Sie waren mit Werten der Nähe der Nachweisgrenze ohne radiologische Bedeutung. Die Messwerte wurden bereits im Bericht "Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung - Jahresbericht 2007" [1] genannt. Wie in den meisten solcher Fälle ist die Quelle dieser künstlichen Radionuklide nicht genau zu ermitteln, da Trajektorien keine eindeutige Zuordnung zu einem Emittenten erlauben. Das ist mit Hilfe meteorologischer Ausbreitungsrechnungen genauer möglich, die der Deutsche Wetterdienst bei besonders auffälligen Messwerten (wie z. B. in der 35. Woche 2002 [2]) auf Anforderung durchführt.

Literatur

- [1] Bericht "Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung - Jahresbericht 2007", Hrsg: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Bonn, 2008 (im Druck)
- [2] Umweltradioaktivität in der Bundesrepublik Deutschland, Bericht der Leitstellen des Bundes und des Bundesamtes für Strahlenschutz - Daten und Bewertung für 2002 und 2003. Hrsg: Trugenberger-Schnabel A, Peter J, Kanzliwius R, Bernhard C, Bergler I, BfS-Schrift 34/05, Bundesamt für Strahlenschutz, ISBN 3-86509-312-2, Salzgitter, 2005

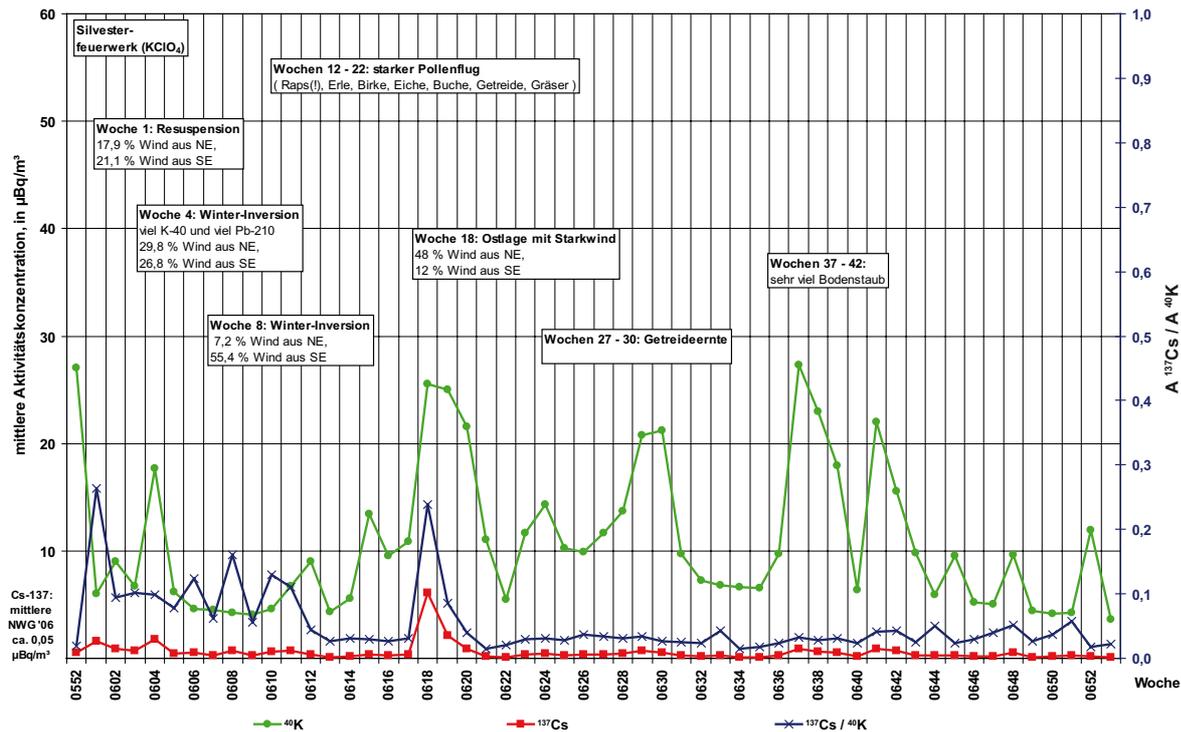


Abbildung 6.5
 Jahressgang 2006 der mittleren wöchentlichen Aktivitätskonzentration von ^{40}K und ^{137}Cs

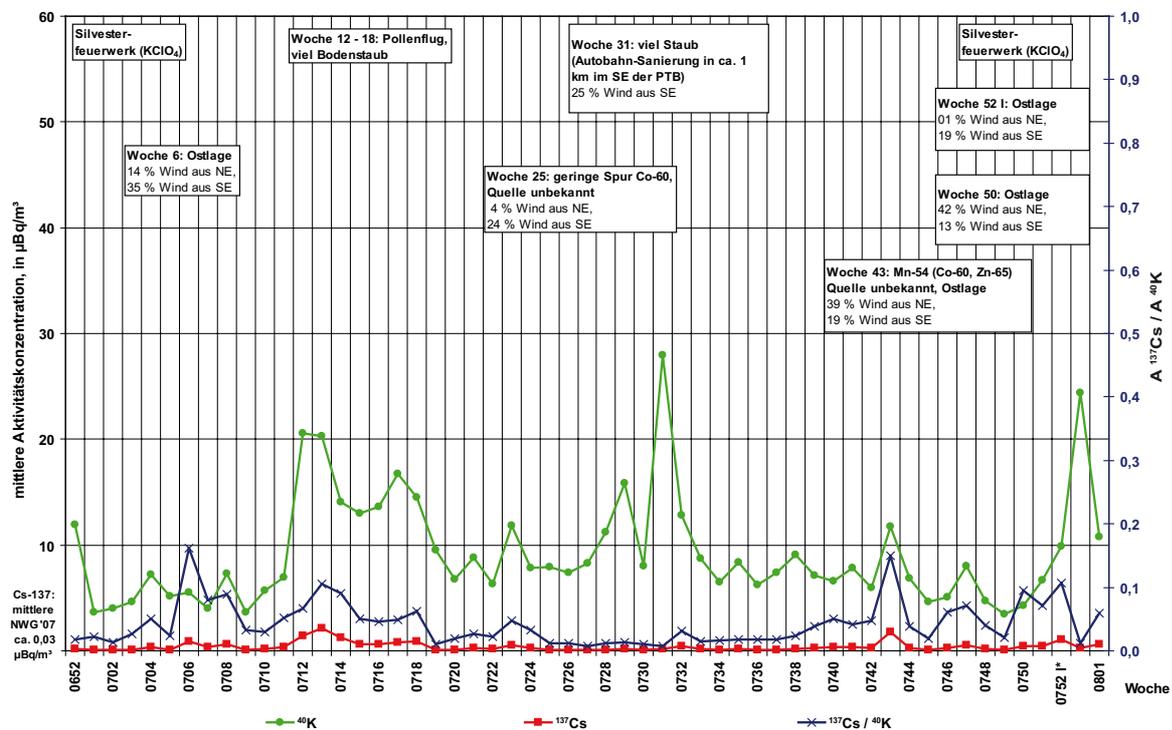


Abbildung 6.6
 Jahressgang 2007 der mittleren wöchentlichen Aktivitätskonzentration von ^{40}K und ^{137}Cs
 (Der Zusatz "I" hinter der Wochennummer 0752 bedeutet, dass in dieser Woche ein zusätzlicher Filterwechsel erforderlich war, und diese Probe im ersten Teil dieser Woche entnommen wurde)

H. Wershofen, D. Arnold, K. Kossert, A. Röttger

Physikalisch-Technische Bundesanstalt, Braunschweig
Leitstelle für Aktivitätsnormale und Radionuklidaten

Zentrale Aufgabe des Fachbereiches "Radioaktivität" der PTB ist die Darstellung der gesetzlichen Einheit "Becquerel" (Bq) sowie deren Weitergabe an Forschungsinstitute, Kliniken, Industriebetriebe sowie an Messstellen zur Überwachung radioaktiver Stoffe in der Umwelt. Auf Grund der stark unterschiedlichen Zerfallseigenschaften erfordert jedes Radionuklid seine eigenen Messverfahren zur Aktivitätsbestimmung, 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. Die Aktivitätsnormale müssen, insbesondere bei kurzer Halbwertszeit des Radionuklids, immer wieder neu hergestellt werden.

Das Mutual Recognition Arrangement (MRA) unter der Schirmherrschaft des Comité International des Poids et Mesures (CIPM) ist eine weltweite Vereinbarung zur länderübergreifenden gegenseitigen Anerkennung von Kalibrierzertifikaten nationaler metrologischer Institute für alle kommerziell oder gesellschaftlich relevanten Messgrößen. Das Abkommen dient dem Abbau von Handelshemmnissen und fordert von den Teilnehmern neben dem Nachweis eines Qualitätsmanagement-Systems auch die Teilnahme an Vergleichsmessungen. Um den Anforderungen des MRA nachzukommen, 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.

Eine weitere wichtige Aufgabe des Fachbereiches "Radioaktivität" ist die Bereitstellung von Radionuklidaten, insbesondere von Photonen-Emissionswahrscheinlichkeiten und Halbwertszeiten. 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 sol-

chen 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].

Auch die Bestimmung von langen Halbwertszeiten stellt seit Jahren ein wichtiges Arbeitsgebiet des Fachbereichs dar. Erst kürzlich wurden im Rahmen eines Projekts zur Bestimmung der Halbwertszeit des langlebigen ^{41}Ca präzise Aktivitätsmessungen durchgeführt. Das Projekt, das in Zusammenarbeit mit der TU in München erfolgt, ist noch nicht abgeschlossen. ^{41}Ca , das eine Halbwertszeit von etwa 10^5 Jahren hat, ermöglicht Altersbestimmungen, die eine wichtige Ergänzung zu den Datierungen mit ^{14}C und ^{36}Cl darstellen. ^{41}Ca ist u. a. auch als Aktivierungsprodukt im Beton des Bioschildes kerntechnischer Anlagen zu finden und wegen seiner Halbwertszeit für Fragen der Endlagerung bedeutsam. Da die Energien der emittierten Röntgenstrahlen und Auger-Elektronen unter 3,6 keV liegen, stellt bei vielen Messverfahren die Selbstabsorption innerhalb der ^{41}Ca -Quellen jedoch ein großes Problem dar. In der PTB konnte dieses Problem durch den Einsatz der Flüssigszintillationszählung umgangen werden. Die Methoden zur Bestimmung der Nachweiswahrscheinlichkeit von Elektroneneinfangstrahlern mit kleiner Ordnungszahl in einem Flüssigszintillationsdetektor wurden im Berichtszeitraum deutlich verbessert und getestet [3].

Darüber hinaus wird zur Zeit die sogenannte Tripleto-Double-Coincidence-Ratio-Methode (TDCR) [4] in der PTB etabliert. Diese besondere Flüssigszintillationsmesstechnik ermöglicht weitere Reduzierungen der Unsicherheiten, insbesondere bei der Aktivitätsbestimmung von Elektroneneinfangnukliden (z. B. ^{55}Fe). Darüber hinaus ermöglicht die Methode Absolutbestimmungen der Aktivität von Tritium (HTO).

Radon / Thoron

Die Weitergabe der Einheit der Aktivitätskonzentration von ^{222}Rn und ^{222}Rn -Folgeprodukten in Luft im Bereich von 10^2 Bq/m^3 bis 10^5 Bq/m^3 erfolgt in der PTB durch die Kalibrierung der ^{222}Rn - und ^{222}Rn -Folgeproduktmessgeräte anderer staatlicher Laboratorien, eines DKD-Laboratoriums, einiger Forschungsinstitute und Industrielaboratorien. Die Über-

wachung erhöhter Radonbelastungen an Arbeitsplätzen wird in einer Richtlinie zur Strahlenschutzverordnung geregelt. Die Richtlinie fordert den Einsatz kalibrierter Messgeräte. Daher werden zusätzliche Kalibrierungen durch die PTB und das DKD-Laboratorium notwendig.

Zur Sicherung der Vergleichbarkeit von Radonmessungen in Europa hat die PTB einen EUROMET-Vergleich organisiert, an dem 12 Institute aus 9 Ländern teilgenommen haben. Jeder Teilnehmer musste das selbe Messgerät zur Bestimmung der Radonaktivitätskonzentration in Luft mit den jeweils eigenen Kalibriereinrichtungen bei Aktivitätskonzentrationen von 1 kBq/m^3 , 3 kBq/m^3 und 10 kBq/m^3 kalibrieren. Verglichen wurden die von den 12 Teilnehmern bestimmten Kalibrierkonstanten [5]. Die Ergebnisse aller Ringversuchsteilnehmer stimmten im Rahmen der Messunsicherheiten überein.

Seit 2003 können in der PTB auch Kalibrierungen für die Aktivitätskonzentration von Thoron (^{220}Rn) durchgeführt werden. Dieses Angebot wird seit 2007 durch allgemeine Referenzatmosphären für Gemische von Radon, Thoron und den zugehörigen Folgeprodukten ergänzt. Der Aktivitätsbereich liegt zwischen 1 kBq/m^3 und 10 kBq/m^3 Luft.

Referenzmaterialien

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 diverse Umweltmaterialien (z. B. Wasser, Boden, Sediment, Pflanzen, Nahrungsmittel) oder Industrieprodukte (z. B. Haldenmaterial, Baustoffe, Metalle, Rohstoffe), die zumeist ein Gemisch aus natürlichen und künstlichen Radionukliden aufweisen. Darüber hinaus sind die Proben chemisch sehr unterschiedlich zusammengesetzt und besitzen Dichten zwischen $0,3 \text{ g/cm}^3$ und 11 g/cm^3 .

Durch die Aktivitätsbestimmung an Ringversuchsmaterialien unterstützt die PTB die Leitstellen bei der Durchführung von IMIS-Ringvergleichen im Rahmen des Messprogrammes 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 Messanleitungen geforderten Verfahren analysiert. Schließlich werden die Ergebnisse der PTB-Analysen mit denen des Ringversuchs verglichen. Dabei auftretende Abweichungen oder Probleme werden in enger Zusam-

menarbeit mit der Leitstelle diskutiert und geklärt. Diese Verfahrensweise hat sich nach übereinstimmender Meinung der beteiligten Institutionen bewährt. Im Berichtszeitraum hat die PTB 11 IMIS-Ringversuchsmaterialien untersucht. Die Ergebnisse zeigen, dass bei gammaspektrometrischen Messungen an Umweltproben eine Reihe von Laboratorien Probleme mit der Berücksichtigung von Selbstabsorptions- und Koinzidenzsumptions-Korrekturen (typische Werte: 10% bis 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. Dieser Aufgabe ist die PTB durch die Entwicklung eines PC-Programms [6, 7] nachgekommen. Mit dem Programm können Selbstabsorptions- und Koinzidenzsumptions-Korrekturen in einfacher Weise berechnet werden. Zudem ermöglicht das Programm die Berechnung von Geometriekorrekturen für die Nachweiswahrscheinlichkeit, wie sie zum Beispiel bei Füllhöhenvariationen berücksichtigt werden müssen.

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, ISSN 0341-6747, ISBN 3-89701-279-0*
- [3] Kossert, K., Grau Carles, A.: *The LSC efficiency for low-Z electron-capture nuclides. Applied Radiation and Isotopes 64 (2006) 1446-1453*
- [4] Broda, R., Cassette, P., Kossert, K.: *Radionuclide metrology using liquid scintillation counting. Metrologia 44 (2007) S36-S52*
- [5] Röttger, A. et al.: *Radon activity concentration - a Euromet and BIPM supplementary comparison. Applied Radiation and Isotopes 64, S. 1102-1107, 2006*
- [6] 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*
- [7] Arnold, D., Sima, O.: *Calculation of coincidence summing corrections for X-ray peaks and for sum peaks with X-ray contributions. Applied Radiation and Isotopes 64, S. 1297-1302., 2006*

8 DIE INTERKALIBRATIONSMESSSTELLE AUF DER MESSSTATION SCHAUINSLAND

M. Bleher, A. Bock, H. Doll, U. Stöhlker

Bundesamt für Strahlenschutz
Leitstelle für die Überwachung der atmosphärischen Radioaktivität

Auf der Messstation Schauinsland, die seit 50 Jahren für vielfältige Messungen der atmosphärischen Radioaktivität genutzt wird (siehe auch Beitrag Messstation Schauinsland), wird seit 1982 eine bundeseigene Messstelle zur kontinuierlichen Messung Ortsdosisleistung (ODL) betrieben, die Bestandteil des flächendeckenden Messnetzes des Bundes zur großräumigen Überwachung der Ortsdosisleistung in Deutschland ist. Die Ortsdosisleistung ist dabei als Umgebungs-Äquivalentdosisleistung definiert und wird in der Einheit Sievert pro Stunde (Sv/h) angegeben. Die Messstelle wird seit Jahren auch von Institutionen aus anderen Ländern (z.B. Frankreich, Schweiz oder Österreich) sowie vom Kernkraftwerkfernüberwachungssystem (KfÜ) des Landes Baden-Württemberg für Vergleichsmessungen genutzt.

Sämtliche europäische Staaten verfügen heute über eigene ODL-Messnetze zur Überwachung der Umweltradioaktivität. Es kommen unterschiedliche Messgeräte zum Einsatz und die Anforderungen an

die Messeinrichtung sind bislang nicht einheitlich und weichen zum Teil erheblich voneinander ab. Zugelassene und geprüfte ODL-Messgeräte unterschiedlicher Bauart können voneinander abweichende Daten liefern, ohne falsch zu messen. Bei einem Geiger-Müller Zählrohr (Gammasonde GS05) kann z.B. die gemessene kosmische Komponente des Umgebungsstrahlungsfeldes um ca. 60% überschätzt werden im Vergleich zum wahren Wert. Ein NaI-Szintillator kann hierbei eine Unterschätzung um ca. 70% anzeigen. Die Messergebnisse müssen daher richtig verstanden und interpretiert werden!

Um die Unterschiede der verschiedenen Geräteanzeigen der ODL-Messgeräte festzustellen (Abbildung 8.1), soll auf der Messstelle Schauinsland ein Großteil der in der EU national eingesetzten Messgeräte parallel betrieben und analysiert werden und dabei auch eine Harmonisierung bei der Messung der natürlichen Umgebungsstrahlung innerhalb der EU erreicht werden. Die Interkalibrationsmessstelle

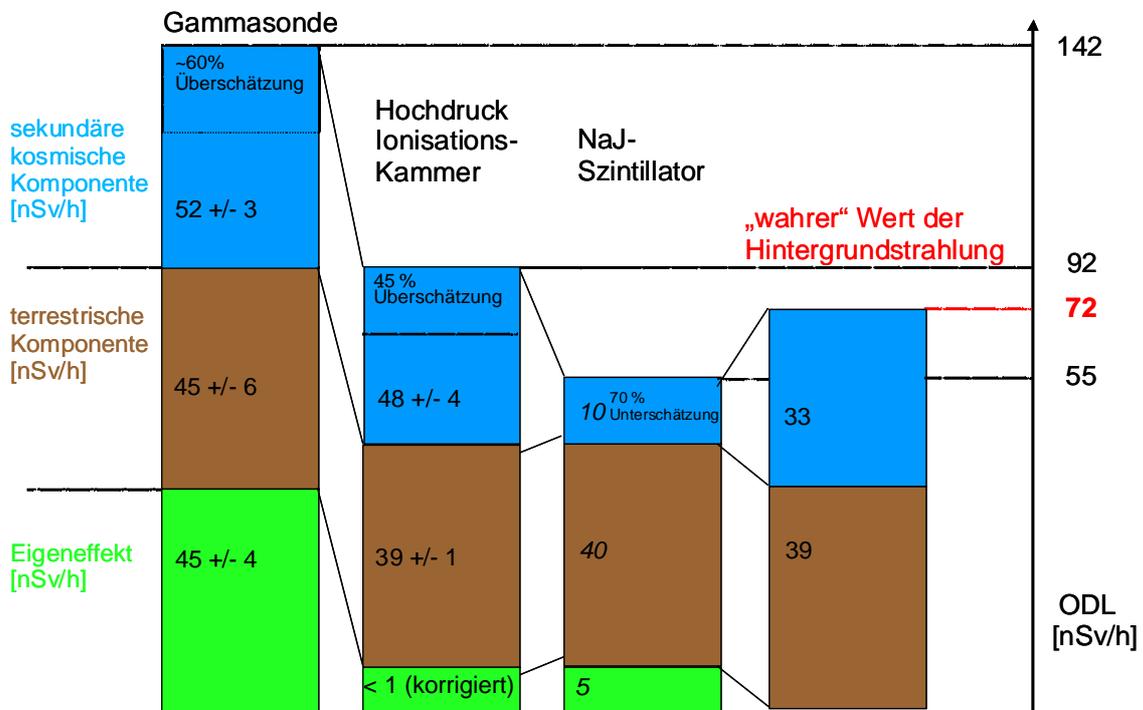


Abbildung 8.1
Unterschiedliche Messergebnisse bei Verwendung mehrerer geprüfter Sonden am Beispiel der PTB-Referenzfläche in Braunschweig

Schauinsland dient einerseits der Sicherung von Stand von Wissenschaft und Technik bei der Messung der Ortsdosisleistung. Andererseits ist die Einrichtung als Ergänzung zum EU-Vorhaben AIRDOS¹ und zu den EURADOS-Vergleichsmessungen zu sehen und dient der Harmonisierung von ODL-Messdaten, die im Rahmen der Datenaustausch-Plattform EURDEP EU-weit kommuniziert werden.

Im Zuge der nationalen sowie der angestrebten, EU-weiten, einheitlichen Qualitätssicherung der ODL-Messungen bei der Umweltüberwachung wurde dazu die Messstation Schauinsland im Sommer 2007 zu einer internationalen Interkalibrationsmessstelle der Umgebungsstrahlung ausgebaut, mit dem Ziel, Bestandteil des EURADOS-Qualitätssicherungsprogramms zu werden. EURADOS ist die Europäische Strahlenschutzdosimetrie-Gruppe (European Radiation Dosimetry Group) der EU. Dazu wurde die Interkalibrationsmessstelle zur Durchführung von dauerhaften Vergleichsmessungen konzipiert. Sie ergänzt somit den im 2-Jahres-Turnus durchgeführten EURADOS-Messvergleich in den temporär genutzten Referenzeinrichtungen der PTB in Braunschweig.



Abbildung 8.2
Die Interkalibrationsmessstelle Mitte Oktober

Als zentrale Fläche wurde ein ebenerdiges Referenzmessfeld mit einer Rasenfläche von einem Durchmesser von 12 Metern für den Aufbau der Messsonden eingerichtet (Abbildung 8.2). Sämtliche Messeinrichtungen sind auf dem Messfeld in einer ringförmigen Anordnung im Radius von 5 Metern auf

¹ EU-Projekt: „Evaluation of existing standards of measurement of ambient dose-rate; and of sampling, sample preparation and measurement for estimating radioactivity levels in air“

einzelnen Standrohren in einer Höhe von 1,5 Meter über dem Boden installiert. Es stehen 20 Messpunkte zur Verfügung. Jeder Messpunkt verfügt über eine eigene Daten- und Steuerungsleitung in den in der Station gelegenen Messraum sowie über einen optionalen 220V- oder LAN-Anschluss.

Die Messeinrichtung verfügt neben dem Messfeld über eine gesonderte Infrastruktur in der Messhütte. Die Messleitungen sind blitzsichereschützt installiert und verbinden die Sonden mit den Datenaufnahme- und Steuergeräten, die in einem klimatisierten Raum untergebracht sind. Dieser Raum verfügt auch über entsprechende Arbeitsplätze für Installations- und Servicearbeiten. Als gesonderte Dienstleistung wird zur Zeit ein Web-basierender Datenzugriff eingerichtet. Damit besteht die Möglichkeit, dass Interessierte jederzeit weltweit auf die zentrale ODL-Datenbank aller Messsonden der Interkalibrationsmessstelle zugreifen können, in der eine große Zahl zusätzlicher radiologischer Parameter und alle relevanten meteorologische Daten zur Verfügung stehen.

Die neu gestaltete Messstelle eröffnet allen Messnetzbetreibern und allen EU-Staaten die Möglichkeit, eigene ODL-Messgeräte auf dem Schauinsland für Langzeitmessungen zu installieren und die Ergebnisse direkt untereinander zu vergleichen (Abbildung 8.3). Dabei sind die Ergebnisse der vorhandenen Messeinrichtungen für die natürliche Umgebungsstrahlung rückführbar auf die Primärnormale der PTB.

Folgende Verfahren können bei der Langzeituntersuchung zur Anwendung kommen:

- Bestimmung des Ansprechvermögens für Höhenstrahlung (ergänzt um Messungen auf dem Schluchsee)
- Bestimmung des Ansprechvermögens für terrestrische Strahlung
- Bestimmung des Ansprechvermögens für luftgetragene Radioaktivität
- Kalibrierung/ radiologische Sondenprüfung
- Simulation einer atmosphärischen Kontamination
- Bestimmung des Eigeneffekts (durch Messungen im UDO-Labor der PTB in derASSE)

Der Betrieb der Messstelle ist langfristig ausgelegt. Die Ergebnisse der Langzeitmessungen werden dauerhaft analysiert und bewertet und die Ergebnisse in wiederkehrenden Tagungen unter Teilnahme von Experten aus den Staaten diskutiert, die auf der Messstelle eine eigene Messeinrichtung betreiben bzw. an den Ergebnissen der Untersuchung interessiert sind.

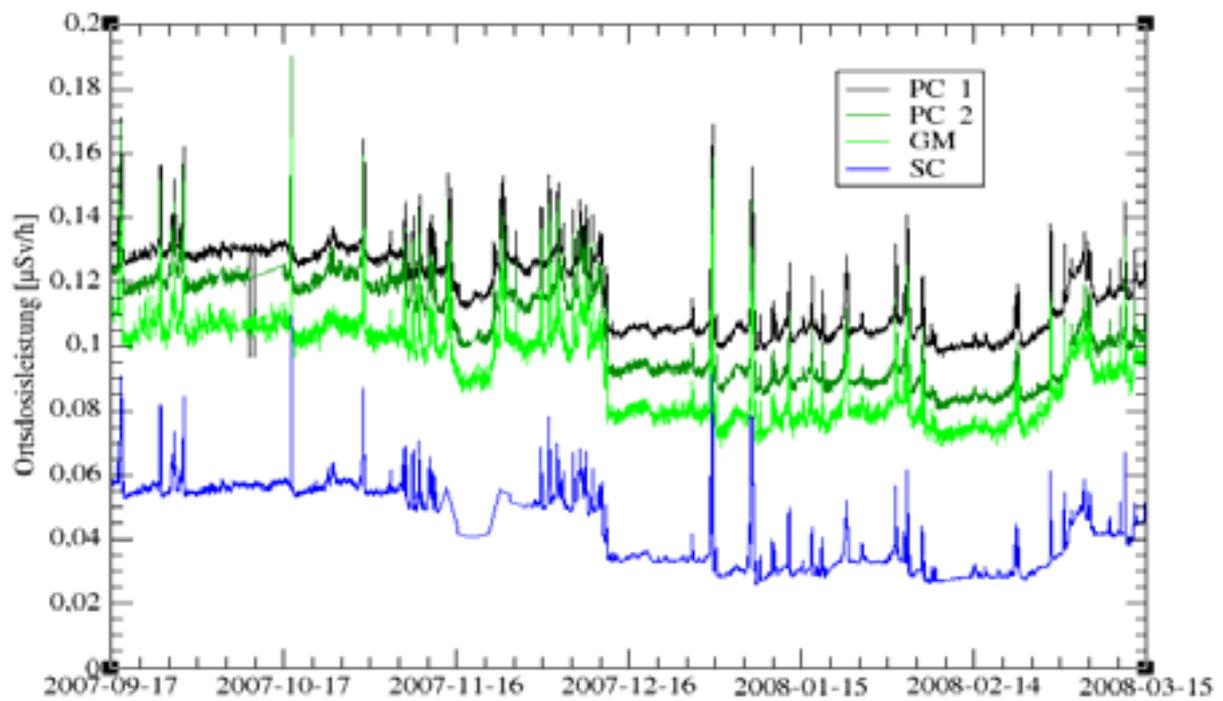


Abbildung 8.3
 Vergleich der Zeitverläufe der ODL (Stundenmittelwerte) von vier auf dem Schauinsland aufgebauten Sonden (PC: Proportional-Zählrohr, GM: Geiger-Müller-Zählrohr; SC: Szintillator-Sonde)

G. Dersch

Bearbeitet von der Bundesanstalt für Gewässerkunde
Leitstelle für Oberflächenwasser, Schwebstoff und Sediment in Binnengewässern

Zur Radioaktivität in Binnengewässern tragen natürliche wie künstliche Radionuklide bei. Die fortlaufende Überwachung der Gewässer auf radioaktive Stoffe gilt insbesondere den künstlichen Radionukliden. Es sind ihre Veränderungen innerhalb der Gewässer zu erfassen sowie möglichen Auswirkungen auf Mensch und Umwelt abzuschätzen. 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 mit der Richtlinie zur Emissions- und Immissionsüberwachung kerntechnischer Anlagen (REI) erfolgt durch die amtlichen Messstellen der Länder und durch die Betreiber der Anlagen.

In Binnengewässern wird die Radioaktivität in den Kompartimenten Oberflächenwasser, Schwebstoff und Sediment ermittelt. Mit den dynamischen Kompartimenten 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 dann über Schwebstoffmessungen verfolgt werden ([Abbildung 9.1](#)).

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 Kernwafferversuche der fünfziger und sechziger 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 Kernwafferversuche und als Folge des Reaktorunfalls von Tschernobyl 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 2006 und 2007 ermittelten 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 höchstens 30 Bq/l erhalten ([Abbildung 9.2](#)). Die mittleren Aktivitätskonzentrationen von ^{90}Sr und ^{137}Cs lagen meist unter 0,01 Bq/l und damit ebenfalls unter den geforderten Nachweisgrenzen ([Abbildungen 9.3 und 9.4](#)). Die von kerntechnischen Anlagen eingeleiteten anlagenspezifischen Spalt- und Aktivierungsprodukte – außer ^3H - waren im Fernbereich der Emittenten im Allgemeinen nicht mehr nachweisbar. ^{60}Co konnte lediglich im Küstenbereich der Ems bis 0,01 Bq/l gemessen werden. ^{131}I trat sporadisch auf mit Einzelwerten bis 0,05 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: z. B. für ^{238}U schwankten die Werte regional von 0,0002 bis etwa 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 spezifischen Aktivitäten betragen hier bis 100, überwiegend aber weniger als 50 Bq/kg TM ([Abbildung 9.6](#) und [Abbildung 9.8](#)). Höhere ^{137}Cs -Gehalte mit teilweise über 300 Bq/kg TM

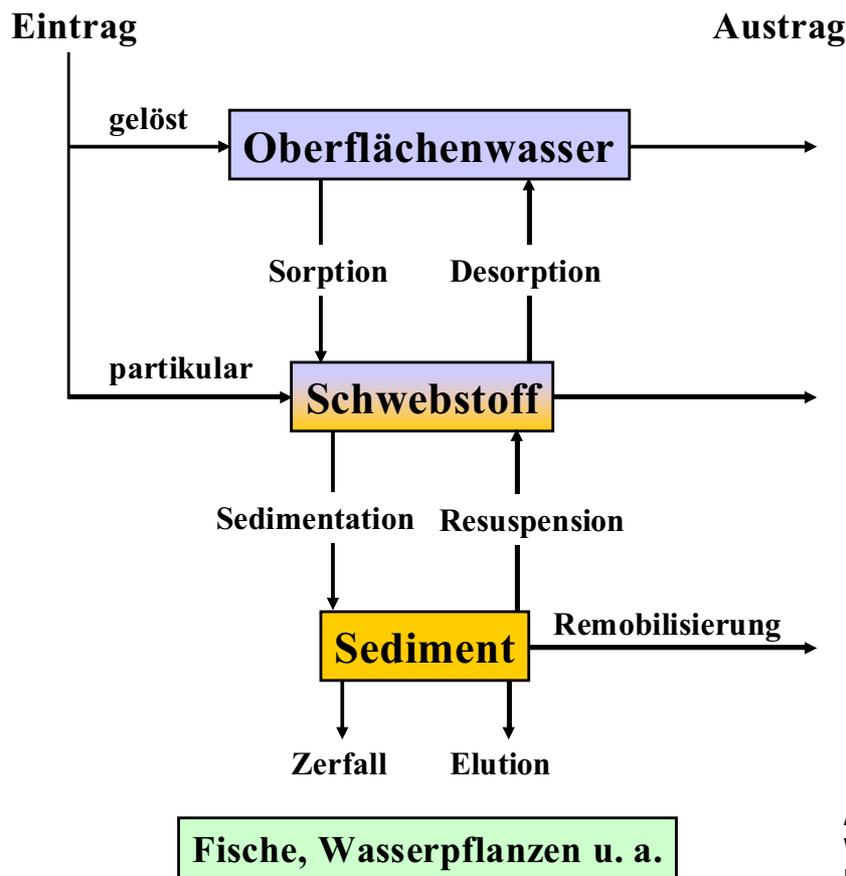


Abbildung 9.1
Verhalten von Radionukliden in
Fließgewässern

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 bzw. ^{60}Co waren in Schwebstoffen und Sedimenten aus Rhein, Mosel, Ems, Jadebusen, Weser und Elbe in geringen mittleren spezifischen Aktivitäten von meist unter 5 Bq/kg TM nachweisbar (Abbildung 9.5 und Abbildung 9.7); sie lagen damit unter den geforderte Nachweisgrenzen des Routinemessprogramms zum StrVG von 5 Bq/kg TM. Nur von wenigen, direkt an Ausläufen kerntechnischer Anlagen entnommenen Proben, wurden etwas höhere Einzelwerte für ^{60}Co bis 42 Bq/kg TM berichtet. Wiederum sporadisch konnte ^{131}I insbesondere in Schwebstoffen verschiedener Vorfluter gemessen werden mit Einzelwerten bis 42 Bq/kg TM.

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 Spülfeldern (Sediment)" – effektive Strahlendosen abgeschätzt werden.

Legt man für zur Trinkwassergewinnung genutzte Flussabschnitte ^3H -Gehalte von 10 Bq/l sowie ^{90}Sr - und ^{137}Cs -Gehalte von je 0,01 Bq/l zu Grunde, so kann der auf dem Expositionspfad "Trinkwasser" hypothetisch zu erwartende Beitrag zur effektiven Dosis 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 $\mu\text{Sv/a}$.

Nimmt man für Sediment eine spezifische Aktivität an ^{137}Cs von 100 Bq/kg TM an, so kann für den Fall, dass aus verkehrswasserwirtschaftlichen Gründen Sohlenmaterial gebaggert und an Land gelagert werden muss, die auf dem Expositionspfad "Aufenthalt auf Spülfeldern" zu erwartende effektive Dosis für Erwachsene (> 17 a; Aufenthaltsdauer 1000 h/a) auf

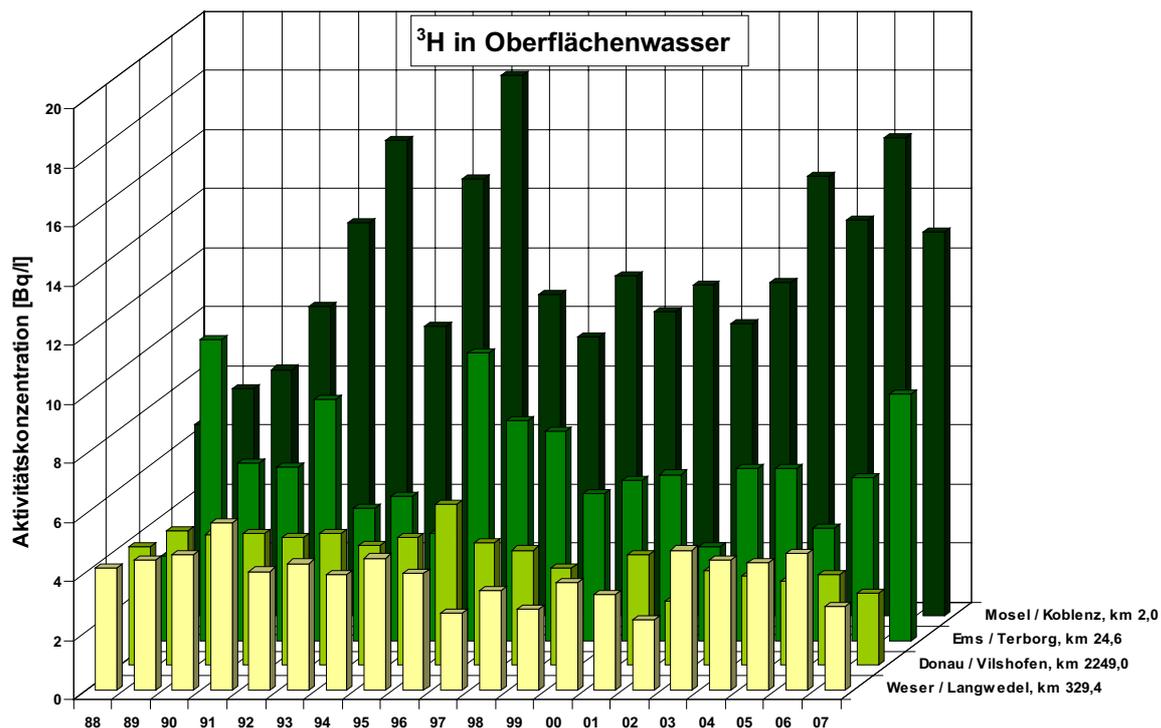


Abbildung 9.2
 Aktivitätskonzentration von Tritium in Oberflächenwasser ausgewählter Binnengewässer (Jahresmittelwerte)

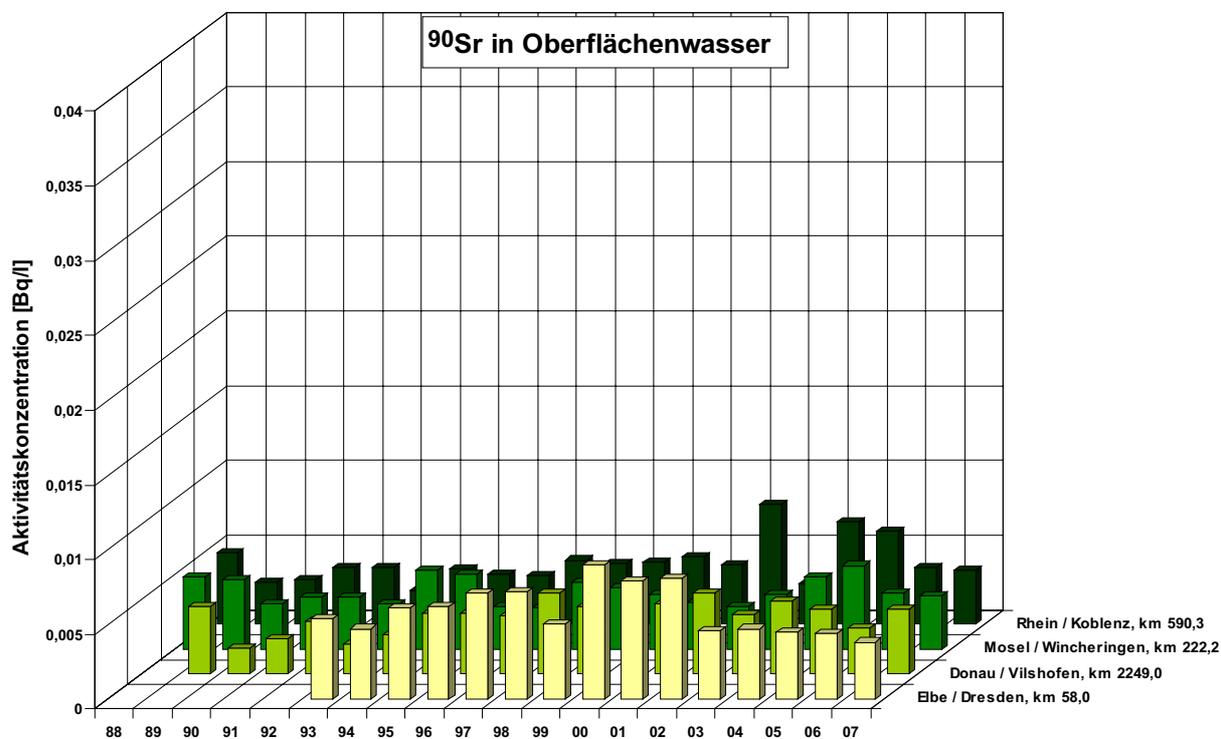


Abbildung 9.3
 Aktivitätskonzentration von ⁹⁰Sr in Oberflächenwasser ausgewählter Binnengewässer (Jahresmittelwerte)

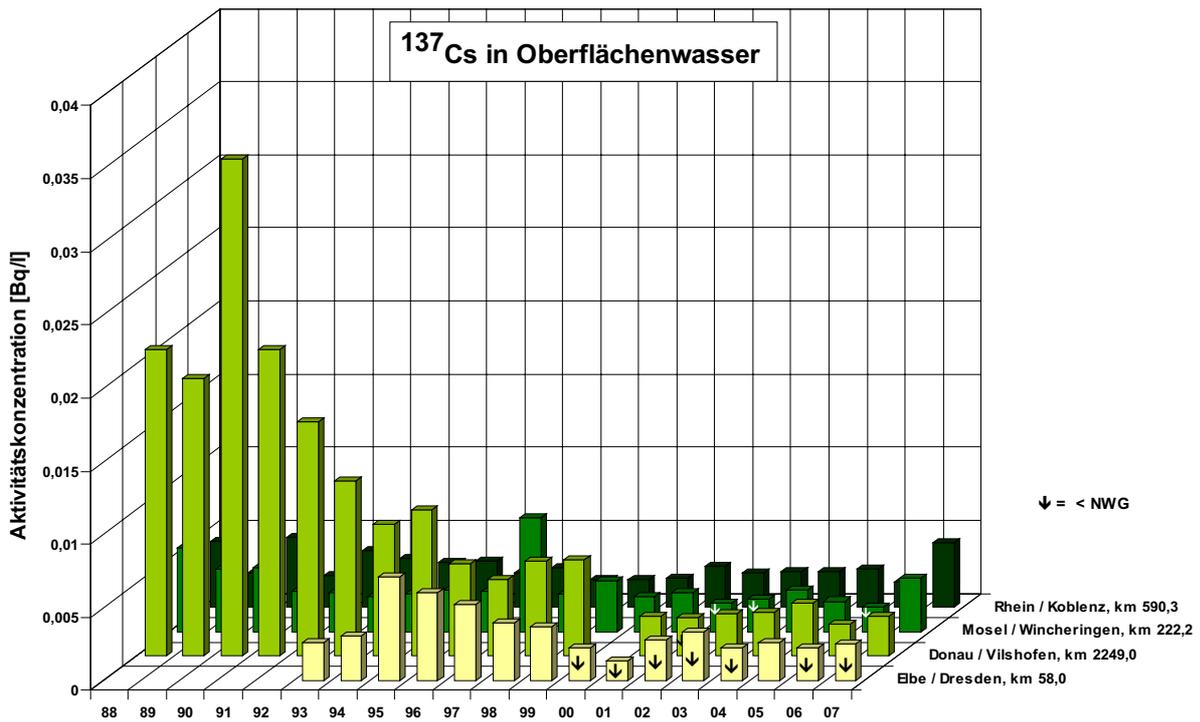


Abbildung 9.4
 Aktivitätskonzentration von ^{137}Cs in Oberflächenwasser ausgewählter Binnengewässer (Jahresmittelwerte)

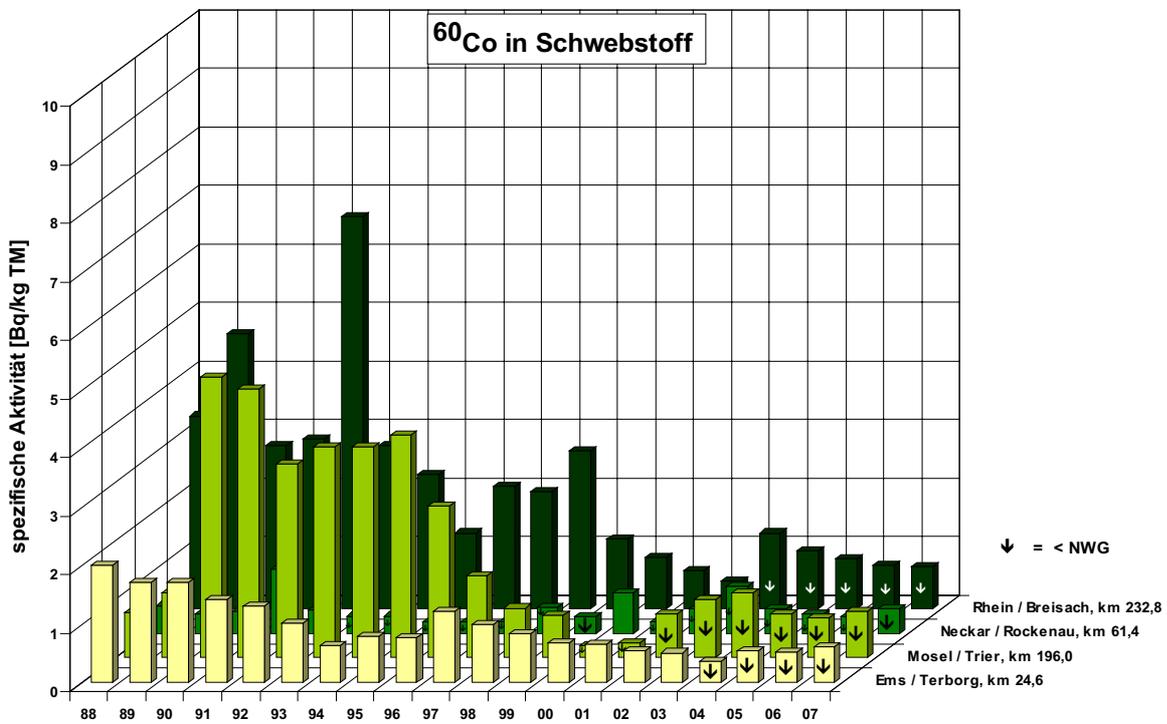


Abbildung 9.5
 Spezifische Aktivität von ^{60}Co in Schwebstoffproben ausgewählter Binnengewässer (Jahresmittelwerte)

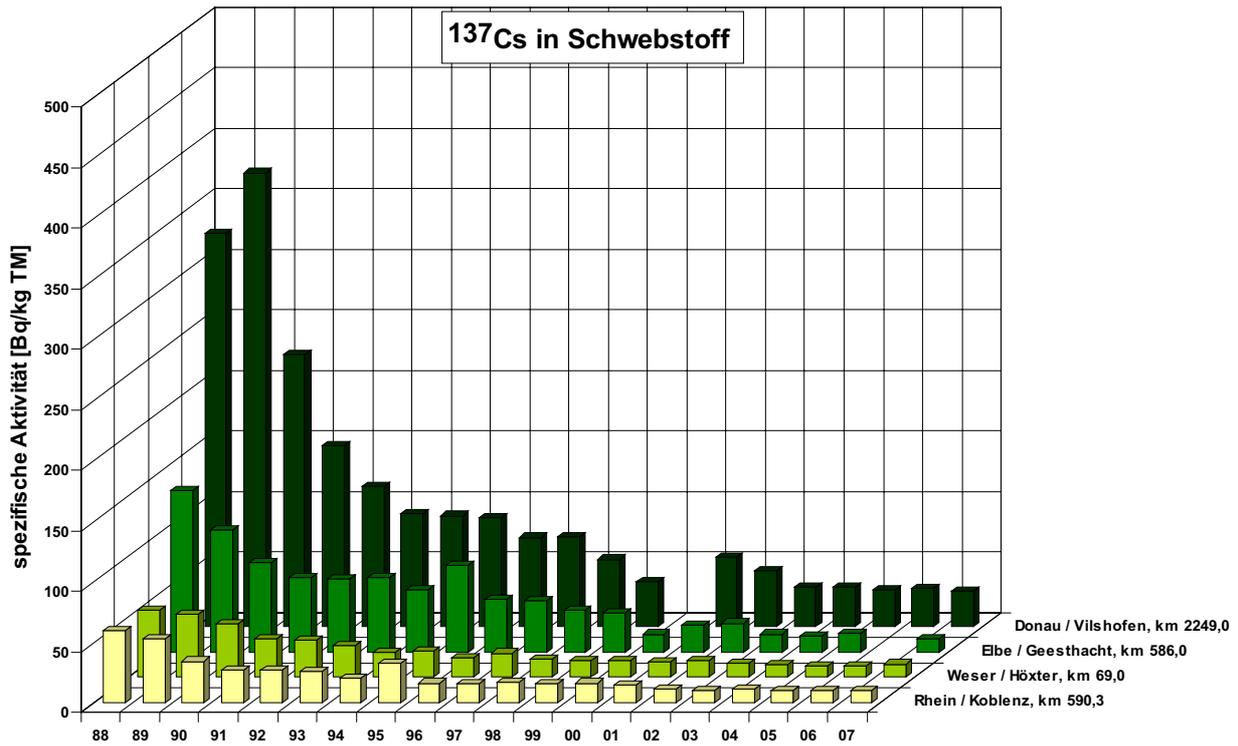


Abbildung 9.6

Spezifische Aktivität von ^{137}Cs in Schwebstoffproben ausgewählter Binnengewässer (Jahresmittelwerte)

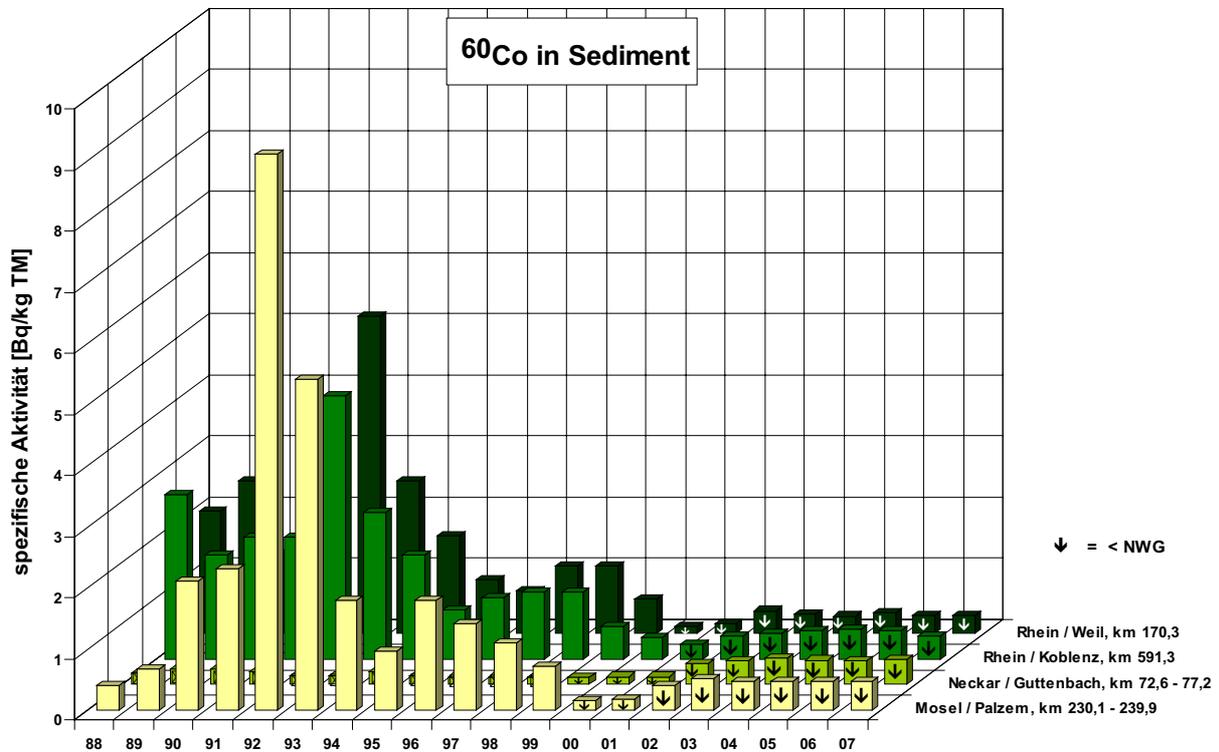


Abbildung 9.7

Spezifische Aktivität von ^{60}Co in Sedimentproben ausgewählter Binnengewässer (Jahresmittelwerte)

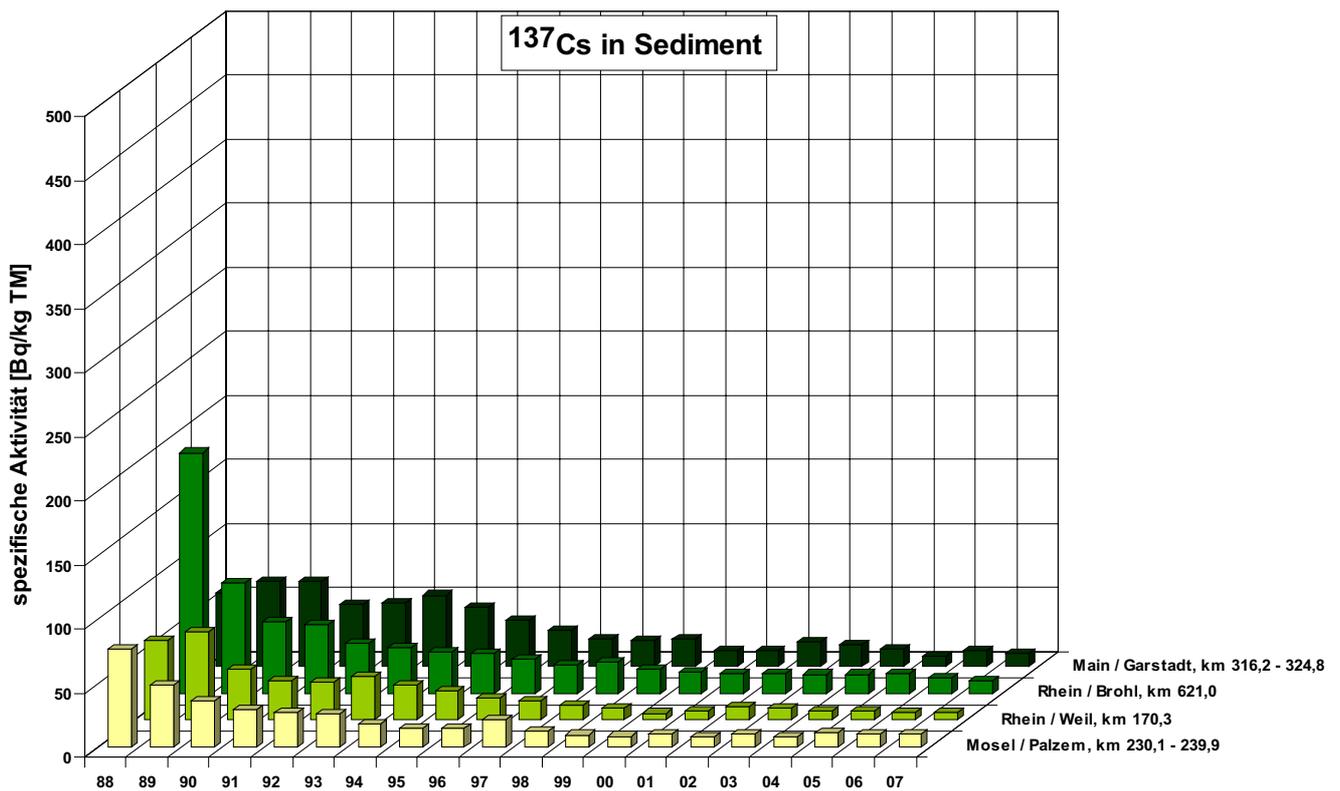


Abbildung 9.8

Spezifische Aktivität von ^{137}Cs in Sedimentproben ausgewählter Binnengewässer (Jahresmittelwerte)

ca. $11 \mu\text{Sv/a}$ abgeschätzt werden. Allein die auf die natürlichen Radionuklide ^{40}K , Th_{nat} und U_{nat} zurückgehende Dosis liegt für typische spezifische Aktivitäten von 500, 40 und 40 Bq/kg TM mit ca. $28 \mu\text{Sv/a}$ deutlich höher. In direkt am Auslauf einer kerntechnischen Anlage entnommenen Sedimenten wurde in 2007 ^{60}Co mit bis 24 Bq/kg TM im Mittel bestimmt. In diesem Fall würde die effektive Dosis mit den gleichen Annahmen anteilig ca. $7,5 \mu\text{Sv/a}$ betragen und der Dosisgrenzwert nach § 47 StrlSchV ebenfalls deutlich unterschritten.

Der radiologische Gütezustand der Binnengewässer unterlag im Zeitraum von 2006 bis 2007 keinen signifikanten Veränderungen im Vergleich zu den letzten Jahren. Die Schwankungen können – vom radioaktiven Zerfall abgesehen – mit den in Gewässern ablaufenden Dispersions-, Sedimentations- und Resuspensionsprozessen erklärt werden, die zu inhomogenen Verteilungen der radioaktiven Stoffe in den Kompartimenten der Gewässer führen können. Diese Prozesse sind letztlich auch dafür ursächlich, dass die Aktivitätskonzentrationen bzw. spezifischen Akti-

vitäten nach einem Eintrag (hier ^{137}Cs durch Tschernobyl) an einzelnen Entnahmestellen stärker abnehmen als dies der physikalischen Halbwertszeit entsprechen würde (Abbildung 9.4., Abbildung 9.6 und Abbildung 9.8). 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 derzeit die natürlichen Radionuklide im Vergleich zu den künstlichen Radionukliden den wesentlichen Anteil zur Dosis beitragen. Der Dosisanteil der künstlichen Radionuklide geht heute in erster Linie auf die Radionuklide ^{90}Sr und ^{137}Cs zurück, die mit dem Fallout der Kernwaffenversuche und dem Fallout des Reaktorunfalls von Tschernobyl in die Gewässer gelangten. Demgegenüber sind die Auswirkungen von Radionukliden infolge von Ableitungen aus kerntechnischen Anlagen vernachlässigbar.

10 RADIOAKTIVE STOFFE IN TRINK- UND GRUNDWASSER

H. Viertel, Th. Büniger

Bundesamt für Strahlenschutz
Leitstelle für Trink- und Grundwasser

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 natürliche radioaktive Stoffe führen, wird auf [1] verwiesen.

Die im Trinkwasser in den Jahren 2006 und 2007 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 (z. B. Oberflächenwasser, Uferfiltrat oder oberflächennahes Grundwasser) und nur in sehr geringer Konzentration auf.

In [Tabelle 10.1](#) und [Tabelle 10.2](#) ist 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 2006 und 2007 zusammengefasst. Zum Vergleich sind auch die Messwerte des natürlichen Radionuklids ^{40}K in den Tabellen aufgeführt.

Tabelle 10.1
Überwachung von Trinkwasser in der Bundesrepublik Deutschland in den Jahren 2006 und 2007
(Auswertung am 30.09.2008)

Nuklid	Anzahl		Aktivitätskonzentration in mBq/l		
	gesamt	< NWG	Minimalwert	Maximalwert	Median
2006					
^{40}K	481	278	12	20000	< 150
^{137}Cs	500	494	0,24	42	< 7,2
^3H	196	177	1100	62000	< 5500
^{90}Sr	156	86	0,037	20	< 4,0
G-Alpha	21	2	16	43	28
2007					
^{40}K	467	285	14	1300	150
^{137}Cs	495	489	2,4	8,0	< 8,0
^3H	288	246	470	59000	< 4700
^{90}Sr	165	74	0,055	100	3,5
G-Alpha	6	0	14	47	27

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 2006 im Bereich von 0,24 bis 42,0 mBq/l und im Jahr 2007 zwischen 2,4 und 8,0 mBq/l. Bei den Maximalwerten handelt es sich um Trinkwässer, die aus Oberflächengewässern (z. B. aus Talsperren) gewonnen wurden. ⁹⁰Sr, hauptsächlich aus dem Fallout der Kernwaffenversuche, konnte in etwa 50% der Trinkwasserproben mit

Konzentrationen oberhalb der Nachweisgrenzen nachgewiesen werden. Der Maximalwert lag 2006 bei 100 mBq/l und 2007 bei 20 mBq/l.

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

Tabelle 10.2
Überwachung von Grundwasser in der Bundesrepublik Deutschland in den Jahren 2006 und 2007
(Auswertung am 30.09.2008)

Nuklid	Anzahl		Aktivitätskonzentration in mBq/l		
	gesamt	< NWG	Minimalwerte	Maximalwerte	Mediane
2006					
⁴⁰ K	225	127	9,8	2300	280
⁶⁰ Co	501	490	8,0	66	< 26
¹³⁷ Cs	332	328	4,0	15	< 15
³ H	444	363	920	170000	< 7000
⁹⁰ Sr	61	32	0,33	24	3,3
R-Beta	35	30	43	88	< 100
G-Alpha	37	31	24	48	70
2007					
⁴⁰ K	244	141	15	55000	< 310
⁶⁰ Co	476	469	29	96	< 23
¹³⁷ Cs	311	305	7,0	34	< 14
³ H	455	382	1100	280000	< 7000
⁹⁰ Sr	66	32	0,21	70	2,8
R-Beta	24	24			< 130
G-Alpha	43	35	10	73	< 70

Die Maximalwerte der Tritium-Konzentration (2006: 62 Bq/l, 2007: 59 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 (Dosisabschätzung siehe Seite 53). 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 ¹³⁷Cs unterhalb der bei den Messungen erreichten Nachweisgrenzen. Die tatsächlich gemessenen Werte reichen 2006 von 4,0 bis 15 mBq/l und 2007 von 7,0 bis 34 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 2006 bei 0,92 bis 170 Bq/l (Median: < 7,0 Bq/l) und 2007 bei 1,1 bis 280 Bq/l (Median: < 7,0 Bq/l). Die höchsten Werte wurden an Probenentnahmestellen für oberflächennahes Grundwasser auf dem Gelände des

Freilagers für radioaktive Abfälle (Kontrollbereich) des VKTA-Rosendorf festgestellt. Bei diesen Stichproben wurde 2006 darüber hinaus ^{60}Co in Konzentrationen bis zu 24 mBq/l, und 2007 bis 70 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 aufgrund 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 des Jahres 2007 für ^{137}Cs und ^{90}Sr zu Grunde, ergeben sich bei einem angenommenen jährlichen Trinkwasserverzehr von 700 Liter für den Erwachsenen Ingestionsdosen von 0,000073 bzw. 0,00196 Millisievert pro Jahr.

Trinkwasserprogramm des BfS

Natürliche Wässer wie Grund-, Quell- und Oberflächenwässer enthalten neben anderen 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 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 überprüfbaren 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 2004 und 10. Juli 2005 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 Messprogrammes liegt in Fortsetzung früherer Arbeiten zu dieser Thematik bei der Leitstelle für die Überwachung der Radioaktivität in Trinkwasser, Grundwasser, Abwasser, Klärschlamm, Abfälle und Abwasser aus kerntechnischen Anlagen des BfS. In der Zeit vom September 2003 wurden bis zum Abschluss des Messprogramms im September 2007 in 564 Wasserversorgungsanlagen aller Bundesländer 582 Trinkwässer und 565 Rohwässer entnommen und auf die oben genannten natürlichen Radionuklide untersucht. Beprobt 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.

Literatur

- [1] Viertel H, Bünger Th, Obrikat D: *Radioaktive Stoffe in Trink- und Grundwasser*. In: Trugenberg-Schnabel a, Peter J, Kanzliwius R, Bernhard C, Bergler I (Hrsg.): *Umweltradioaktivität in der Bundesrepublik Deutschland 1998 bis 2001, Daten und Bewertung, BfS-Schrift 27/2003, Salzgitter 2003*

11 RADIOAKTIVE STOFFE IN NORD- UND OSTSEE

(H. Nies, J. Herrmann)

Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie
Leitstelle für Meerwasser, Meeresschwebstoff und -sediment

In diesem Kapitel wird der aktuelle Zustand von Nord- und Ostsee hinsichtlich der Kontamination durch künstliche Radionuklide beschrieben. Grundlage der Bewertung sind jährlich mehrere Überwachungsfahrten mit eigenem oder gecharterten Forschungsschiffen durch das Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie sowie zahlreiche Wasserproben, die regelmäßig auch von anderen Schiffen des Bundes an festgelegten Positionen entnommen werden. Damit ist sowohl eine Beschreibung der räumlichen Verteilung als auch des zeitlichen Trends der Kontamination möglich.

In Nord- und Ostsee können künstliche Radionuklide aus folgenden Quellen nachgewiesen werden:

- Globaler Fallout aus den atmosphärischen Kernwaffentests der 50er und 60er Jahre,
- Ableitungen aus den Wiederaufbereitungsanlagen in Sellafield (UK) und La Hague (F),
- Fallout aus dem Reaktorunfall von Tschernobyl 1986 und
- Ableitungen aus kerntechnischen Einrichtungen wie Atomkraftwerken und Forschungsreaktoren.

Seit Beginn der siebziger Jahre bestimmten die kontrollierten und genehmigten Einleitungen radioaktiver Abwässer aus den europäischen Wiederaufarbeitungsanlagen für Kernbrennstoffe La Hague (Frankreich) in den Englischen Kanal und Sellafield (Großbritannien) in die Irische See die Aktivitätskonzentration künstlicher Radionuklide in der Nordsee. Diese Kontaminationen werden von Meeresströmungen in andere Meeresgebiete verfrachtet und konnten dort auch über Entfernungen von mehreren tausend Kilometern nachgewiesen werden. Entsprechend der langen Transportzeiten sind nur langlebige Radionuklide mit Halbwertszeiten größer als ein Jahr von Interesse. Die künstliche Radioaktivität in der Ostsee wurde bis zum Unfall im Atomkraftwerk Tschernobyl im Wesentlichen durch den Fallout der atmosphärischen Kernwaffentests der sechziger Jahre sowie den Einstrom kontaminierten Nordseewassers aus dem Skagerrak und Kattegat durch die Beltsee bestimmt.

Einleitungen aus Atomkraftwerken oder anderen kerntechnischen Einrichtungen spielen für das Aktivitätsinventar des Meeres kaum eine Rolle. Sie sind nur in unmittelbarer Umgebung dieser Anlagen nach-

zuweisen. Dies gilt auch für die bis 1982 durchgeführte Versenkung schwach-radioaktiver Abfälle in mehr als 4000 m Tiefe im Nordostatlantik. Auch die früheren Versenkungen radioaktiver Abfälle durch die ehemalige UdSSR in der Barents- und Karasee, sowie das 1989 gesunkene russische Atom-U-Boot „Komsomolets“ in etwa 1700 m Tiefe in der Norwegensee führen zu keiner erhöhten Belastung dieser Meeresgebiete oder gar der Nordsee.

Die Einleitungen aus den Wiederaufbereitungsanlagen La Hague und Sellafield lagen in den 70er Jahren um mehrere Größenordnungen höher als in den letzten Jahren. Erhebliche Anstrengungen der Betreiber auf internationalen Druck hin führten dazu, dass die Einleitungen beider Wiederaufbereitungsanlagen für fast alle Radionuklide extrem stark reduziert wurden. Dies führt auch im Wasser der Nordsee zu deutlich geringeren Konzentrationen der meisten künstlichen Radionuklide. So nahm bis Ende der neunziger Jahre die Aktivitätskonzentration an ^{137}Cs in der mittleren Nordsee mit einer durch den Transport bedingten Zeitverzögerung von zwei bis drei Jahren kontinuierlich ab und hat heutzutage nahezu die Hintergrundkonzentration des globalen Fallouts im Wasser des Nordatlantiks erreicht.

Durch den im langjährigen Mittel sehr geringen Wasseraustausch der Ostsee mit der Nordsee durch die dänischen Meerengen ist die durch den Tschernobyl-Unfall eingetragene Aktivität im Wasser der Ostsee über einen längeren Zeitraum dort verblieben. Die Menge des Zuflusses an salzreichem und aktivitätsarmem Nordseewasser durch die Bodenschicht des Kattegat ist dabei von Jahr zu Jahr hochvariabel, abhängig von meteorologischen Ereignissen und den Ein- und Ausstromereignissen durch die Beltsee. Der zeitliche Verlauf schwankt weniger stark im Bereich der Arkonasee, wo der Ein- und Ausstrom weniger deutlich zum Ausdruck kommt. Kompensiert wird der Zufluss an Nordseewasser durch einen stetigen Ausfluss an Oberflächenwasser aus der Ostsee in den Skagerrak. Die Ostsee stellt dadurch seit einigen Jahren die stärkste Quelle für ^{137}Cs im Nordatlantik dar. Die Zeit für einen vollständigen Wasseraustausch der Ostsee wird mit 20 bis 30 Jahren angenommen. Inzwischen nimmt jedoch auch hier die ^{137}Cs -Aktivitätskonzentration deutlich ab.

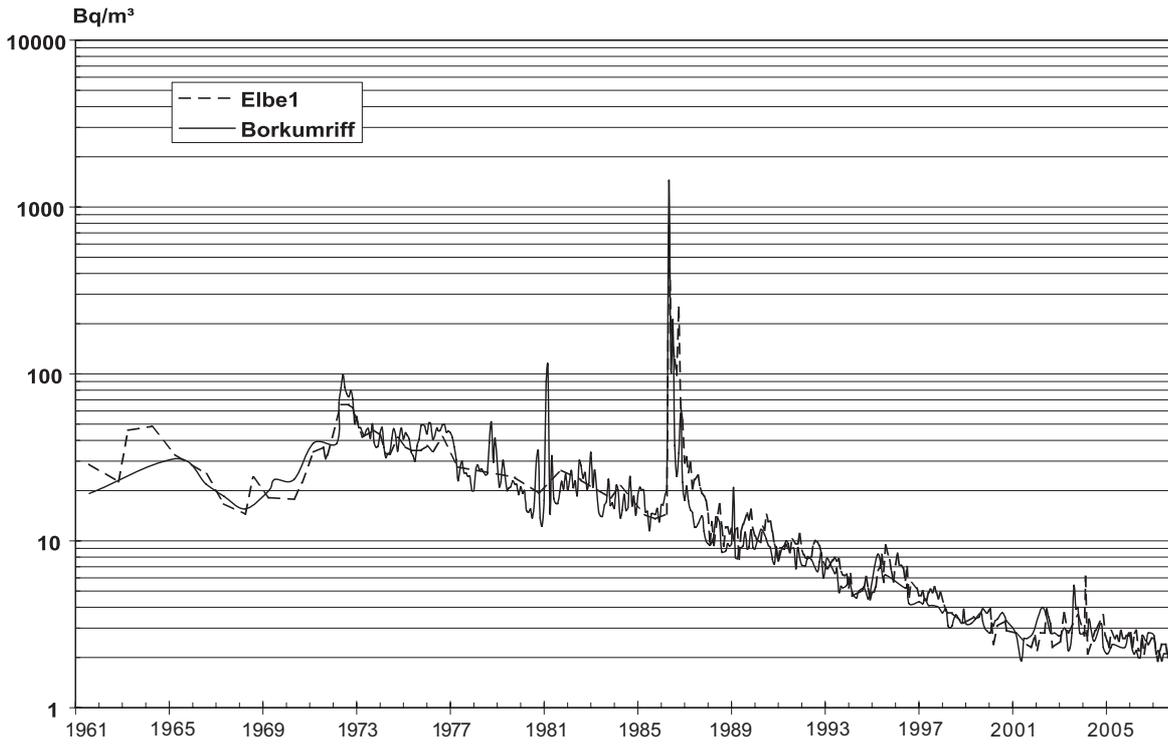


Abbildung 11.1
 Zeitlicher Verlauf der ^{137}Cs -Aktivitätskonzentration (Bq/m^3) an den Positionen der ehemaligen Feuerschiffe „Borkumriff“ und „Elbe 1“ in der Deutschen Bucht

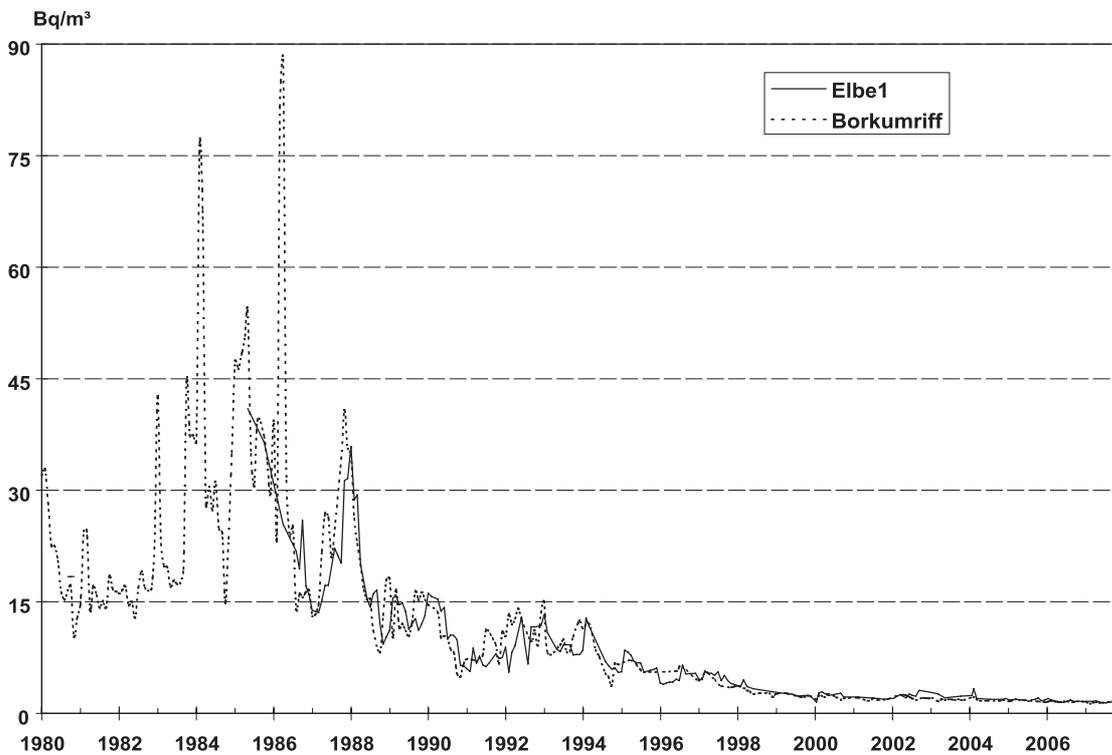


Abbildung 11.2
 Zeitlicher Verlauf der ^{90}Sr -Aktivitätskonzentration (Bq/m^3) an den Positionen der ehemaligen Feuerschiffe „Borkumriff“ und „Elbe 1“ in der Deutschen Bucht

Meerwasser in der Nordsee

Die Probenahme zur Überwachung der Deutschen Bucht bzw. Nordsee erfolgte 2006 auf Fahrten im März, August und Oktober und 2007 auf Fahrten im März und Oktober. Zusätzlich werden an den Positionen der früheren Feuerschiffe *Borkumriff* und *Elbe 1* in der Deutschen Bucht Proben möglichst monatlich entnommen.

Die Zeitreihen der Aktivitätskonzentration von ^{137}Cs und ^{90}Sr an den beiden Stationen seit 1961 bzw. 1980 ([Abbildung 11.1](#) und [Abbildung 11.2](#)) lassen seit einigen Jahren nur noch sehr niedrige Werte erkennen. Der Grund dafür ist, dass aus den Wiederaufbereitungsanlagen Sellafield und La Hague nur noch sehr niedrige Ableitungen dieser beiden Radionuklide zu verzeichnen sind. Zeitverzögert infolge des Reststroms innerhalb der europäischen Schelfmeere liegen die Konzentrationen nur noch wenig über den Kontaminationswerten des Oberflächenwassers des Atlantik. Dieses ist im Wesentlichen durch die Reste des Fallouts der oberirdischen Kernwaffentests der sechziger Jahre gekennzeichnet. Ein Eintrag von ^{137}Cs aus der Elbe ist nicht zu erkennen. Der Fallout von Tschernobyl mit seinem charakteristischen Verhältnis der Radionuklide ^{134}Cs zu ^{137}Cs war in der deutschen Bucht zwei bis drei Jahre nach dem Unfall nicht mehr zu messen. ^{134}Cs ist im Wasser der Nordsee ebenfalls nicht mehr nachweisbar (NWG ca. $0,2 \text{ Bq/m}^3$).

Die Aktivitätskonzentration von ^{137}Cs in der Deutschen Bucht liegt zwischen $1,3 \text{ Bq/m}^3$ an der Elbemündung bis $4,4 \text{ Bq/m}^3$ in der äußeren Deutschen Bucht. Im Vergleich mit früheren Jahren sind die Konzentrationen von ^{137}Cs sehr niedrig. Eine eindeutige Zuordnung zu einer Quelle ist bei diesen geringen Werten kaum noch möglich. Wie die Vergleichsproben aus der Elbe bei Stade ($0,9 \text{ Bq/m}^3$) zeigen, ist der Beitrag aus dem Elbwasserabfluss vernachlässigbar. Die geringe Höhe der Einträge aus der Elbe ist darauf zurückzuführen, dass ^{137}Cs im Vergleich zu ^{90}Sr an den Tonmineralen der Böden stärker adsorbiert wird und deshalb über die Flüsse weniger eingetragen wird als das aus dem Kernwaffenfallout stammende ^{90}Sr .

Die Aktivitätskonzentration von ^{90}Sr an der Wasseroberfläche der Deutschen beträgt in den Jahren 2006 und 2007 zwischen $1,5$ und $2,1 \text{ Bq/m}^3$ und unterscheidet sich nur geringfügig vom Hintergrund aus dem Oberflächenwasser des Atlantik (ca. $1,2 \text{ Bq/m}^3$).

Für $^{(239+240)}\text{Pu}$ ergeben sich Aktivitätskonzentrationen im Meerwasser der Deutschen Bucht von 5 bis

40 mBq/m^3 . Die gefundenen $^{238}\text{Pu}/^{(239+240)}\text{Pu}$ -Aktivitätsverhältnisse schließen eine Herkunft aus dem Kernwaffenfallout eindeutig aus. Die aktuellen Einleitungen der Wiederaufbereitungsanlagen von Plutonium sind so gering, dass das hier gefundene $^{(239+240)}\text{Pu}$ aus resuspendiertem Sediment stammen muss.

Meerwasser in der Ostsee

Die Ostsee erfuhr aus dem Unfall von Tschernobyl einen hohen Eintrag von Fallout. Der Schwerpunkt des Eintrages lag in der südlichen Bottensee, dem Finnischen Meerbusen und – in geringerem Maße – in der Lübecker Bucht. Auf Grund des nur geringen Wasseraustausches mit dem Weltozean dauert es Jahrzehnte, bis Schadstoffe aus der Ostsee entfernt werden. Dies ist seit über 20 Jahren auch mit dem ^{137}Cs aus Tschernobyl zu beobachten. Die Ostsee ist das größte Brackwassermeer der Welt. Insgesamt besteht ein Süßwasserüberschuss, der mit dem salzarmen Oberflächenwasser über die Beltsee in die Nordsee ausgetragen wird. In der salzarmen und dichteren Tiefenschicht findet der Einstrom salzreichen Ozeanwassers statt. Dieses Wechselspiel spiegelt sich auch in den Konzentrationen des Radionuklids ^{137}Cs wider. Im Oberflächenwasser befinden sich die höheren Konzentrationen aus dem Tschernobylfallout, im Tiefenwasser finden wir meist etwas niedrigere Konzentrationen bei höherem Salzgehalt. Besonders deutlich ist dies im Bereich des großen Belt zu sehen.

[Abbildung 11.3](#) stellt den zeitlichen Verlauf der Aktivitätskonzentrationen von ^{137}Cs und ^{90}Sr im Oberflächenwasser an der Position Schleimündung in der Ostsee dar. Deutlich zu erkennen sind die höheren Konzentrationen beider Nuklide in den sechziger Jahren und des ^{137}Cs seit dem Tschernobyl-Unfall. Die jahreszeitlichen Schwankungen der ^{137}Cs -Konzentrationen sind durch den jahreszeitlich schwankenden Ein- und Ausstrom des Ostseewassers bestimmt.

Die Aktivitätskonzentration von ^{137}Cs an der Wasseroberfläche in der westlichen Ostsee lag in den Jahren 2006 und 2007 etwa zwischen 27 Bq/m^3 im westlichen und 43 Bq/m^3 im östlichen Teil des überwachten Gebietes ([Abbildung 11.4](#)). Die Konzentrationen nehmen nach Osten nach wie vor leicht zu – in Richtung des Schwerpunktes des Tschernobyl-Fallout. Obwohl die Kontamination der westlichen Ostsee sich gegenüber den Vorjahren verringert hat, liegt sie immer noch um den Faktor 10 über derjenigen der Deutschen Bucht. Während die Wassersäule der Ostsee im überwiegenden Teil bis hinunter

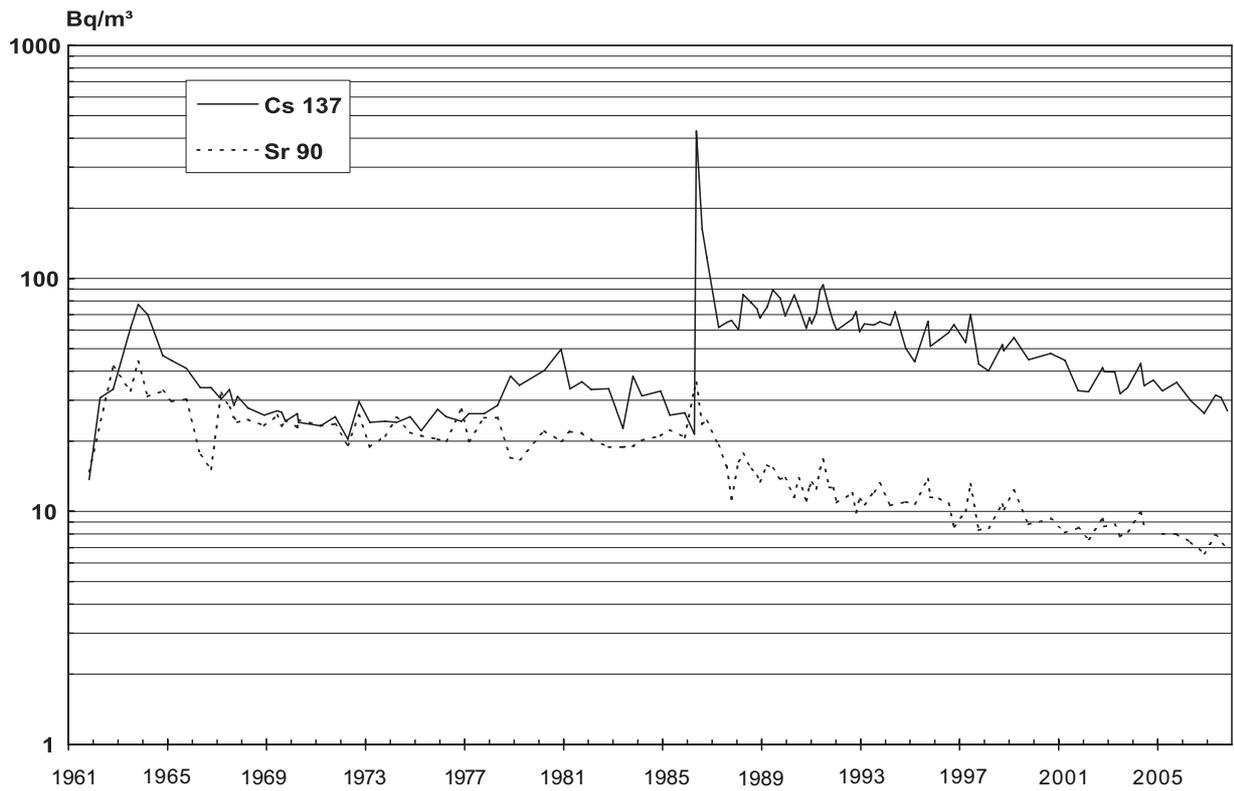


Abbildung 11.3
Verlauf der Aktivitätskonzentration von ^{137}Cs und ^{90}Sr an der Position Schleimündung in der Ostsee seit 1961

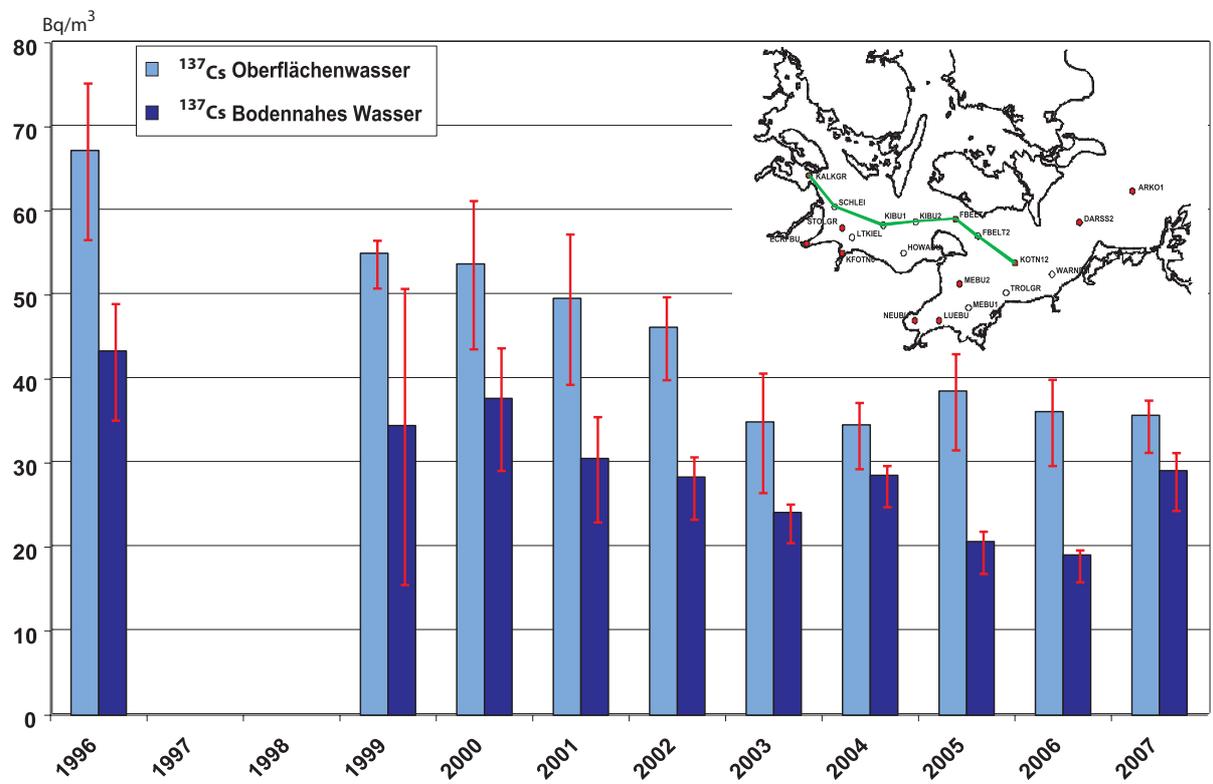


Abbildung 11.4
Mittelwerte der ^{137}Cs -Aktivitätskonzentration an sieben Indikatorstellen in der westlichen Ostsee

zum Meeresboden eine große Homogenität der Kontamination zeigt, lässt sich im Bodenwasser der Beltsee der Einstrom des Nordseewassers durch den deutlich geringeren Gehalt von ^{137}Cs und ^{90}Sr nachweisen. Dabei weisen die Proben im Bereich des Fehmarnbelt den größten Unterschied in der ^{137}Cs -Konzentration zwischen Oberflächen- und Bodenwasser auf. Dies war auch in den Vorjahren zu beobachten. **Abbildung 11.4** zeigt die Mittelwerte von ^{137}Cs an sieben ausgewählten Stationen in der westlichen Ostsee von 1996 bis 2007. Neben dem grundsätzlich abnehmenden Trend der Aktivitätskonzentration läßt sich die hohe Variabilität der Kontamination in diesem Übergangsgebiet zwischen Nord- und Ostsee erkennen.

Die Konzentrationen von ^{90}Sr liegen in der westlichen Ostsee im Berichtszeitraum zwischen 7 und 11 Bq/m^3 und damit bis um den Faktor 6 höher als in der Deutschen Bucht. Die Quelle des ^{90}Sr ist nahezu ausschließlich der globale Fallout aus den sechziger Jahren. Die Kombination aus hoher Mobilität des ^{90}Sr mit dem sehr umfangreichen Einzugsgebiet der Ostsee und dem damit verbundenen hohen Süßwasserzufluss führen schon lange zu einem vergleichsweise höheren Gehalt an Radiostrontium.

Sedimente in der Nordsee

Die Sedimente der Nordsee sind zum überwiegenden Teil stark sandig, nur lokal finden sich Schlickablagerungen, die nennenswerte Konzentrationen von

Radionukliden beeinhaltet. Als Beispiel sind in **Abbildung 11.5** die Profile von ^{137}Cs und $^{(239+240)}\text{Pu}$ in einem Sedimentkern von einer Station südöstlich Helgoland wiedergegeben. Der unregelmäßige Verlauf deutet auf starke Umlagerungen des Sedimentes durch Sturmereignisse hin. Die abgelagerten Radionuklide entstammen vor allem dem globalen Fallout als auch den Einleitungen der Wiederaufarbeitungsanlagen.

Sedimente in der Ostsee

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. Das Inventar an ^{137}Cs betrug in den Jahren 2006/2007 zwischen 1 und 6 kBq/m^2 , wobei die höchsten Werte in den wasseraustauscharmen Buchten zu finden sind. Die Inventare hängen stark von der Körnigkeit der Sedimente ab. Dabei sind die in diesem Teil der Ostsee gefundenen Inventare wesentlich geringer als z. B. im Finnischen oder Bottnischen Meerbusen. **Abbildung 11.6** zeigt die Profile von ^{137}Cs und $^{(239+240)}\text{Pu}$ in einem Sedimentkern von einer Station aus der Kieler Bucht. Hierbei kann man das Maximum des $^{(239+240)}\text{Pu}$ dem Kernwaffen-Fallout, das Maximum des ^{137}Cs dem Tschernobylunfall zuordnen.

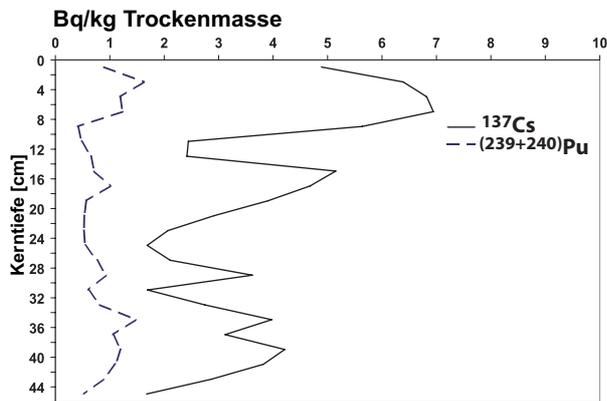


Abbildung 11.5
Profile von ^{137}Cs und $^{(239+240)}\text{Pu}$ in einem Sedimentkern von einer Station südöstlich Helgoland

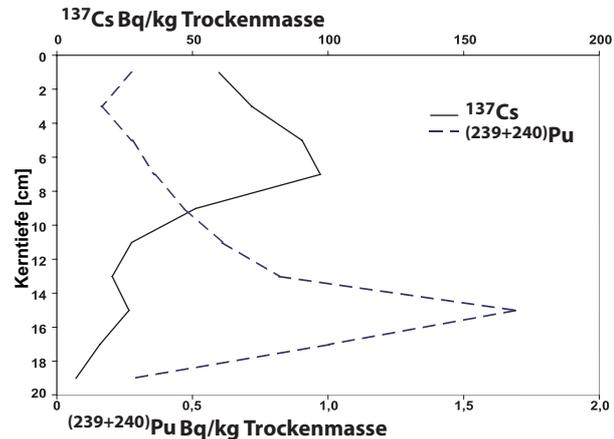


Abbildung 11.6
Profile von ^{137}Cs und $^{(239+240)}\text{Pu}$ in einem Sedimentkern von einer Station aus der Kieler Bucht

12 RADIOAKTIVE STOFFE IN FISCHEN

U. Rieth

Johann Heinrich von Thünen-Institut, Institut für Fischereiökologie
Leitstelle für Fisch und Fischereierzeugnisse, Krustentiere, Schalentiere, Meereswasserpflanzen

Als Folge des Reaktorunfalls von Tschernobyl traten in Fischen unabhängig davon, ob sie aus dem Meer oder aus Binnengewässern stammten, praktisch nur ^{137}Cs und ^{134}Cs auf¹. Die Aktivitäten dieser Nuklide nahm bereits seit Mitte des Jahres 1987 wieder kontinuierlich ab, wobei ^{134}Cs schon seit einigen Jahren nur noch sehr selten nachgewiesen werden kann. In den folgenden Abbildungen werden einige charakteristische Zeitreihen der ^{137}Cs -Aktivitätskonzentrationen bis 2007 präsentiert. Die zugrunde liegenden Daten (jeweils Jahresmittelwerte) stammen von den Messstellen der Bundesländer und der Leitstelle).

Binnenseen

Den höchsten ^{137}Cs -Anstieg nach Tschernobyl wiesen Fische aus Binnenseen auf. [Abbildung 12.1](#) zeigt den Vergleich der Aktivitätswerte zwischen Süddeutschland (Baden-Württemberg und Bayern) und Norddeutschland (Schleswig-Holstein, Hamburg, Niedersachsen, Bremen, ab 1991 auch Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern). Es ist er-

¹ ^{134}Cs wurde in wenigen Proben in Ostseefisch nachgewiesen. Es wird nicht mehr in die jährliche statistische Auswertung einbezogen.

kennbar, dass der Rückgang von ^{137}Cs in Binnenseefischen beider Regionen ab 1988 nahezu parallel erfolgte. Bis 2007 fielen die ^{137}Cs -Jahresmittelwerte auf 0,86 Bq/kg Feuchtmasse (FM) in Süddeutschland und 1,9 Bq/kg FM in Norddeutschland.

Fließgewässer

Auf Grund des Abtransports der Cäsiumnuklide durch die natürliche Fließgeschwindigkeit dieser Gewässer, vollzog sich die Abnahme der Aktivität, beginnend Anfang 1987, deutlich schneller als in Binnenseen. Die [Abbildung 12.2](#) zeigt den zeitlichen Verlauf der ^{137}Cs -Jahresmittelwerte. Der parallele Verlauf der Abnahme in Nord- und Süddeutschland ab dem Jahr 1988 ist auch hier wiederum ersichtlich. Bis 2007 gingen die mittleren ^{137}Cs -Aktivitätswert auf 0,14 Bq/kg FM (Süddeutschland), 0,18 Bq/kg FM (Mitteldeutschland) bzw. 0,25 Bq/kg FM (Norddeutschland) zurück. Die absoluten ^{137}Cs -Aktivitätswerte in Fischen aus Fließgewässern liegen damit im Schnitt um etwa eine Größenordnung niedriger als diejenigen in Binnenseen. Der Unterschied zwischen den Fließgewässern der drei Regionen ist im Rahmen der statistischen Schwankungen vernachlässigbar. Aktivitätswerte in Fischen aus Fließgewässern

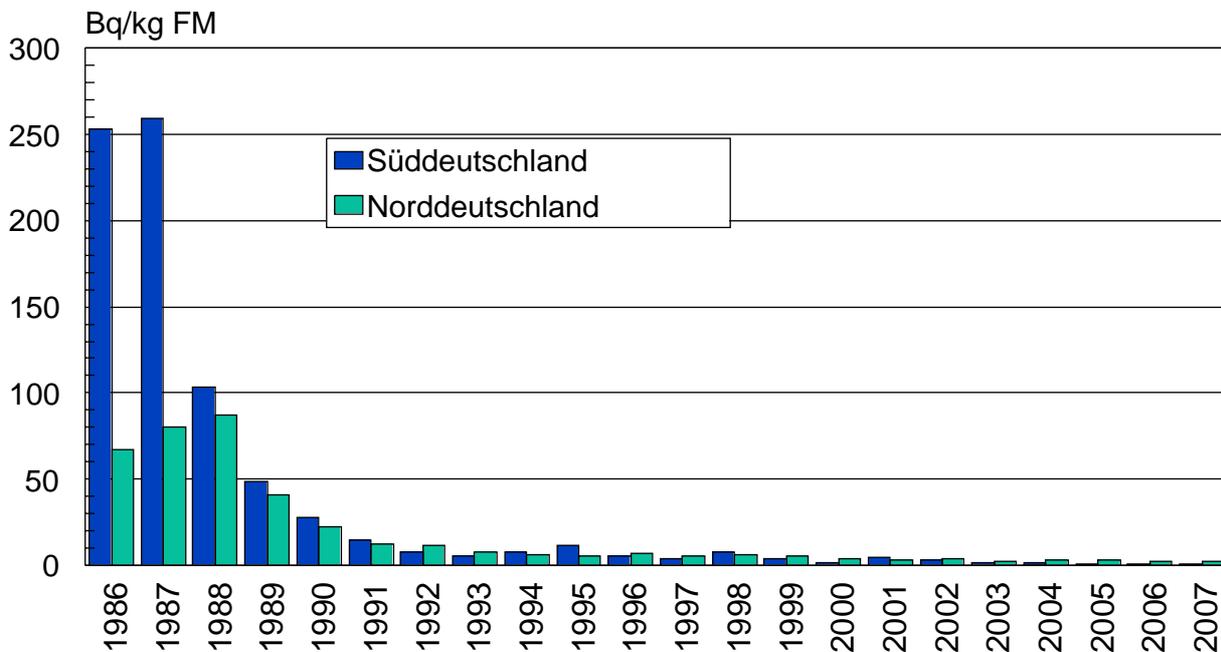


Abbildung 12.1
Jahresmittelwerte der ^{137}Cs -Aktivität in Fischen aus Binnenseen

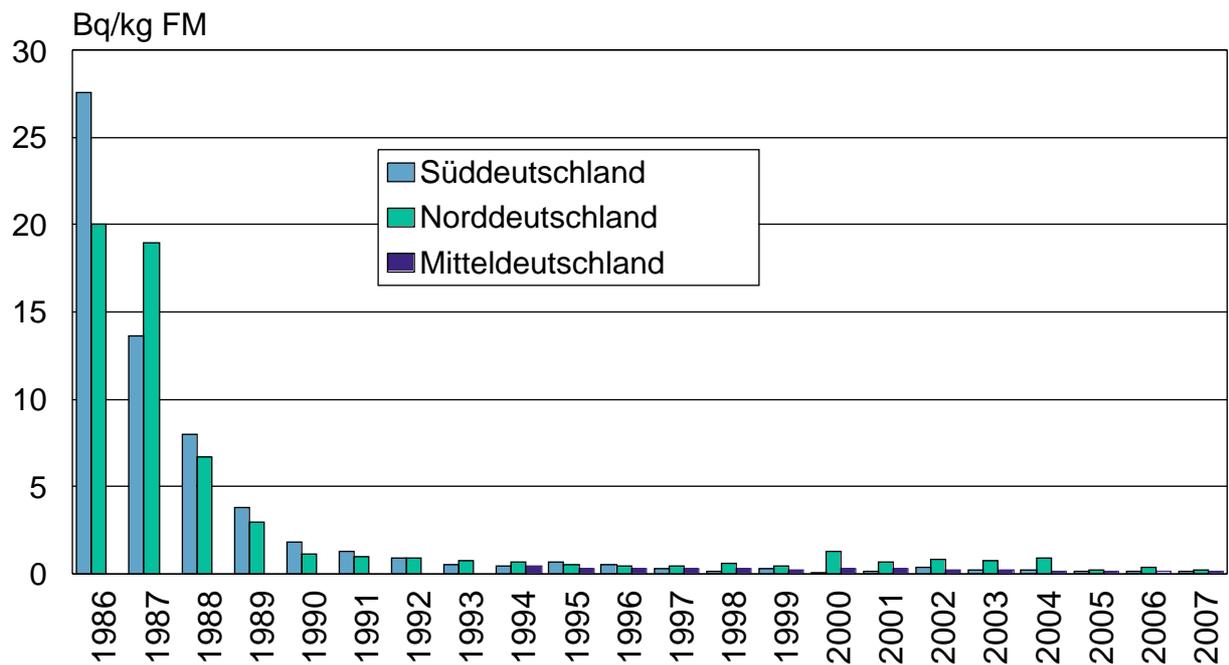


Abbildung 12.2
Jahresmittelwerte der ^{137}Cs -Aktivität in Fischen aus Fließgewässern

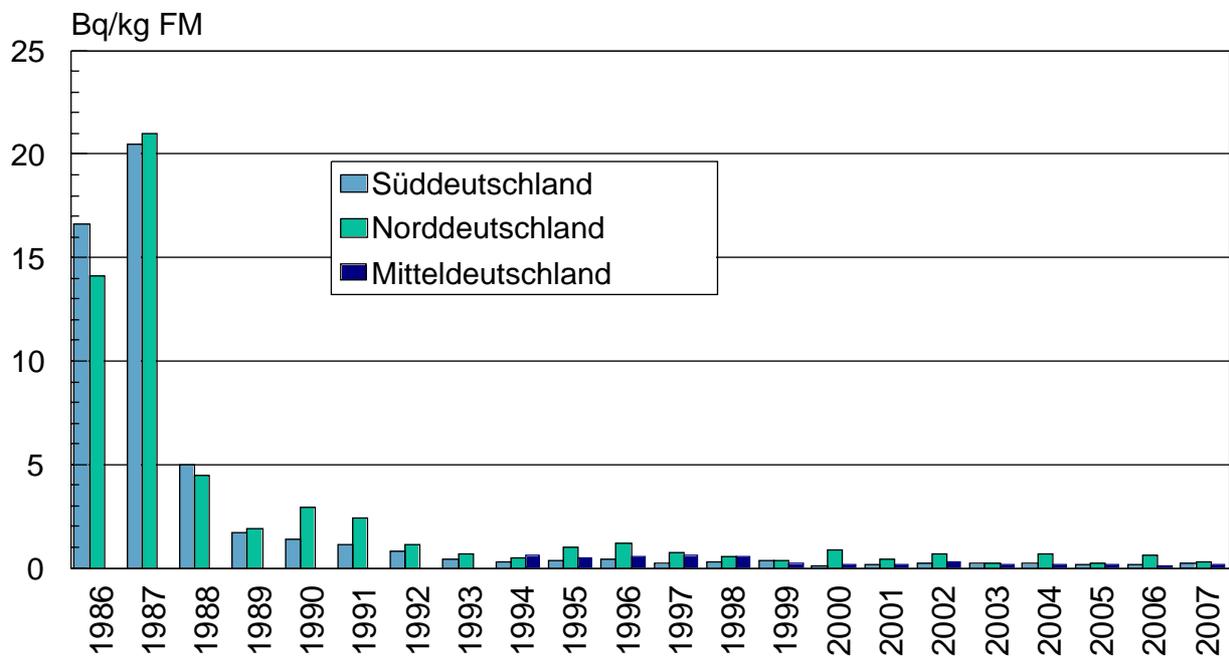


Abbildung 12.3
Jahresmittelwerte der ^{137}Cs -Aktivität in Fischen aus Fischteichen

liegen damit im Schnitt um etwa eine Größenordnung niedriger als diejenigen in Binnenseen. Der Unterschied zwischen den Fließgewässern der drei Regionen ist im Rahmen der statistischen Schwankungen vernachlässigbar.

Fischteiche

Die zeitliche Entwicklung für ^{137}Cs in Fischen aus Fischteichen (Fischwirtschaften, Angelteiche, Baggerseen) verhält sich qualitativ ähnlich der Entwicklung in Fließgewässern (siehe [Abbildung 12.3](#)). Bis 1989 waren die in Fischteichen gefundenen Mittelwerte etwa um die Hälfte niedriger als in Fließgewässern. Ab 1990 ist praktisch kein Unterschied mehr zu verzeichnen.

Karpfen und Forellen

Eine Einzelbetrachtung der beiden wirtschaftlich bedeutendsten Binnengewässer Fischarten Karpfen und Forelle ist in [Abbildung 12.4](#) dargestellt. Die mittleren ^{137}Cs -Werte nehmen seit ihrem Maximum von nicht mehr als 10 Bq/kg im Jahr 1987 kontinuierlich ab. Die im Jahr 2007 ermittelten Werte sind 0,18 Bq/kg (Forellen) bzw. 0,19 Bq/kg (Karpfen). Da für die Auswertung jeweils Forellen und Karpfen aus allen Binnengewässerarten zusammengefasst wurden, lassen sich die teilweise etwas höheren ^{137}Cs -Werte bei Karpfen auf den Einfluss höher kontaminierter Binnenseekarpfen zurückzuführen.

Nord- und Ostsee

Aufgrund von Ableitungen aus den europäischen Wiederaufarbeitungsanlagen waren Nordseefische bereits vor dem Reaktorunfall von Tschernobyl leicht mit ^{137}Cs kontaminiert. Nach dem Unfall zeigten die ^{137}Cs -Jahresmittelwerte mit bis zu 3 Bq/kg zunächst keinen deutlichen Trend (siehe [Abbildung 12.5](#)). Der Tschernobyl-Einfluss kann wegen eines raschen Abtransports des Fallouts im Nordseewasser als sehr gering bezeichnet werden. Ab 1988 ist bis Mitte der neunziger Jahre eine leichte Aktivitätsabnahme zu verzeichnen. Danach stagnierten die ^{137}Cs -Werte bzw. eine weitere Abnahme trat nur noch sehr langsam auf. Der Jahresmittelwert für 2007 betrug 0,19 Bq/kg FM. Die Abnahme über den gesamten Zeitraum ist im Wesentlichen auf die seit Mitte der siebziger bis Mitte der achtziger Jahre erfolgte, kontinuierliche Reduzierung der ^{137}Cs -Ableitungen aus der englischen Wiederaufarbeitungsanlage Sellafield zurückführbar. Ab der zweiten Hälfte der 90iger Jahre verzögert das aus dem Sediment der Irischen See remobilisierte und in die Nordsee transportierte ^{137}Cs eine weitere Abnahme der Aktivität.

Im Gegensatz zur Nordsee war für ^{137}Cs in Ostseefischen ein deutlicher Anstieg nach Tschernobyl zu verzeichnen (siehe [Abbildung 12.5](#)). In den Folgejahren nach dem Reaktorunfall lag der mittlere ^{137}Cs -Wert in Fischen der Ostsee bei etwa 7 Bq/kg. Seit Anfang der neunziger Jahre ist dann nur eine geringe

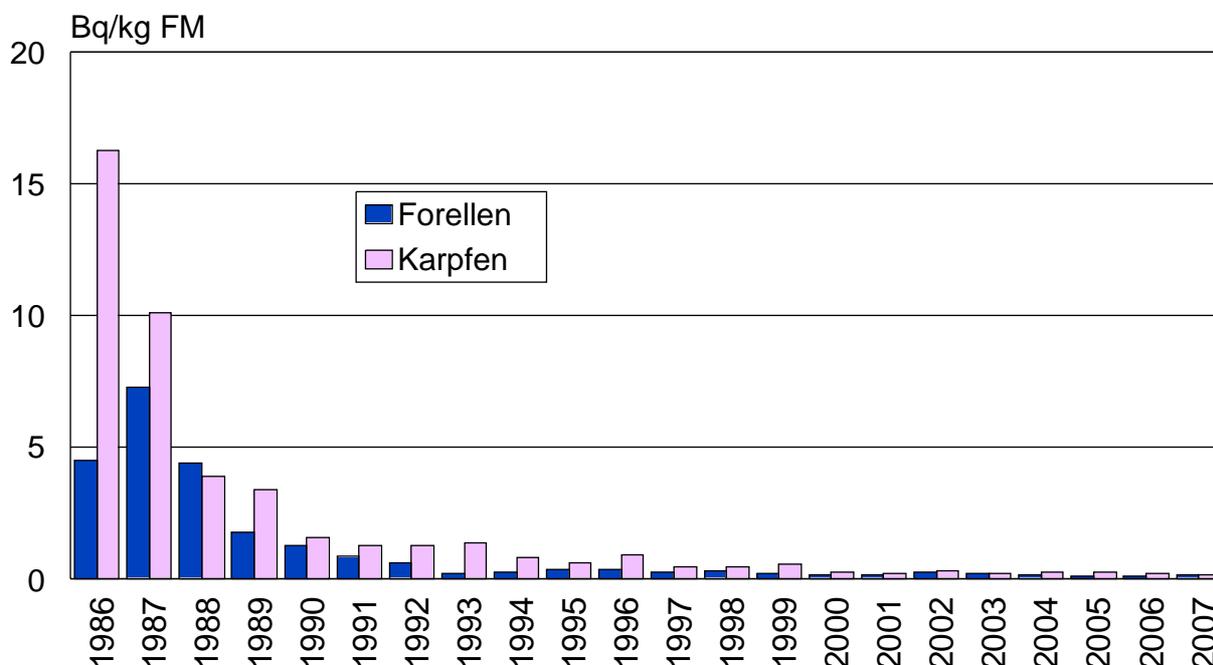


Abbildung 12.4
Jahresmittelwerte der ^{137}Cs -Aktivität in Karpfen und Forellen

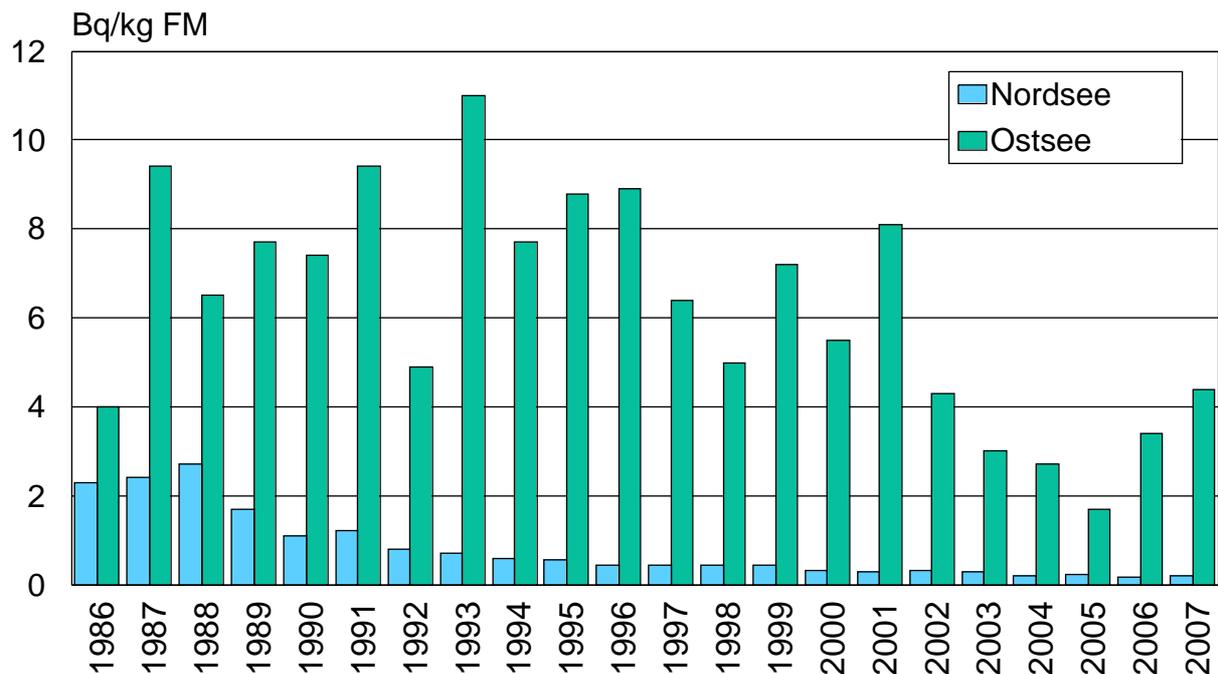


Abbildung 12.5
Jahresmittelwerte der ^{137}Cs -Aktivität in Fischen aus Nord- und Ostsee

Abnahme erkennbar. Eine Ursache hierfür ist der langsame Transport von höher kontaminierten Wassermassen aus der Bottnischen See in die südlicheren Teile der Ostsee. Zusätzlich ist der Wasseraustausch mit der Nordsee erheblich geringer als derjenige der Nordsee mit dem Nordostatlantik, was einen Abtransport von ^{137}Cs aus der Ostsee stark verzögert. In den östlichen Untersuchungsgebieten wurden von der Leitstelle über die Jahre ^{137}Cs -Messwerte bis über 20 Bq/kg FM (etwa 14 Bq/kg FM in 2007) im Fisch gefunden, in den westlicheren Gebieten (Kieler Bucht) dagegen etwas niedrigere Werte bis etwa 9 Bq/kg FM (etwa 1 Bq/kg FM in 2007). 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 höheren ^{137}Cs -Werten aus der östlichen Ostsee von Jahr zu Jahr schwankt. Den West-Ost-Trend der zunehmenden ^{137}Cs -Werte gibt die [Abbildung 12.6](#) sehr anschaulich wieder. Zusätzlich ist dort nochmals die zeitliche Entwicklung der Cs-Aktivität in Ostseedorsfleisch dargestellt. Die Lage der sechs verschiedenen Gebiete, aus denen die Fischproben stammen, ist der [Abbildung 12.7](#) zu entnehmen.

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 ^{137}Cs 1986 bis 1991 im jährlichen Mittel zwischen etwa 2 und 3 Bq/kg FM. Danach setzte eine langsame Abnahme ein, wobei 2006 und 2007 Mittelwerte von 0,18 und 0,15 Bq/kg FM erreicht wurden.

Ergebnisse

Zusammenfassend ist festzustellen, dass der Tschernobyl-Fallout in den Fischen der untersuchten Gewässer die dominierende Quelle ist. Einzige Ausnahme davon ist die Nordsee, in der dieser Fallout schon seit vielen Jahren nicht mehr nachzuweisen ist. Die mittleren ^{137}Cs -Werte in Fischen aus der Ostsee sind 2007 noch immer etwas höher als diejenigen bei Fischen aus Binnenseen. Die zunächst größte Bedeutung des Fallouts lag bei Fischen aus den Binnengewässern und dort vor allem bei denen aus Binnenseen. Bis 2007 war hier jedoch ein deutlicher Rückgang der mittleren ^{137}Cs -Aktivität auf unter 2 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-Aktivitätswerte bei Fischen aus Fließgewässern und Teichen nahmen von den neunziger Jahren bis 2007 nur noch langsam ab, lagen aber insgesamt auf niedrigem Niveau.

2005 ergab sich für die Strahlenexposition der Bevölkerung durch Verzehr von jährlich 5,6 kg Meeres-

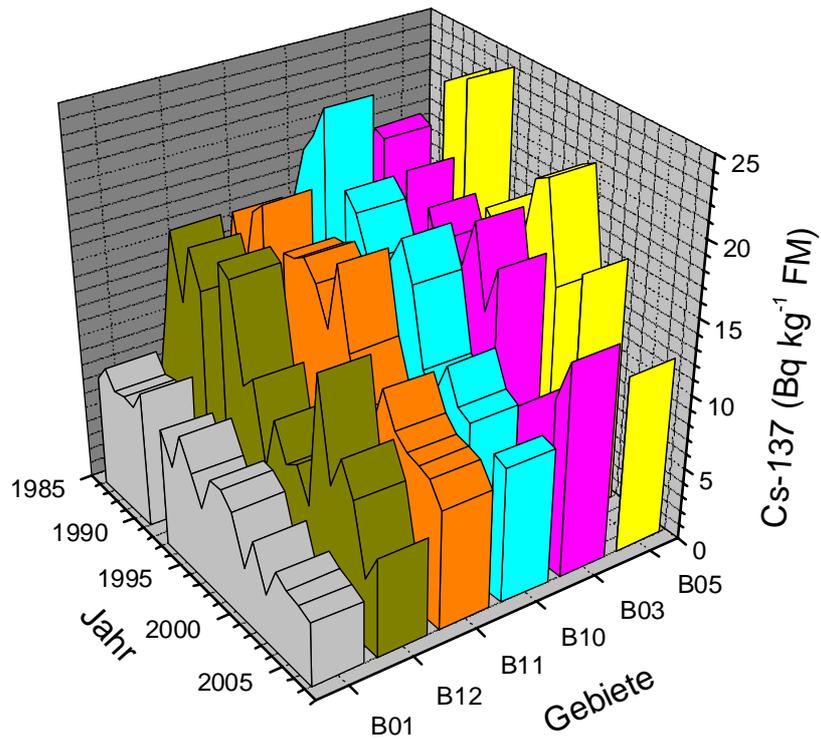


Abbildung 12.6
 Regionaler Verlauf der ¹³⁷Cs-Aktivität in Ostseefischen von westlichen (B01) zu östlichen Gebieten (B05, Probenahmegebiet siehe Karte Abbildung 12.7)

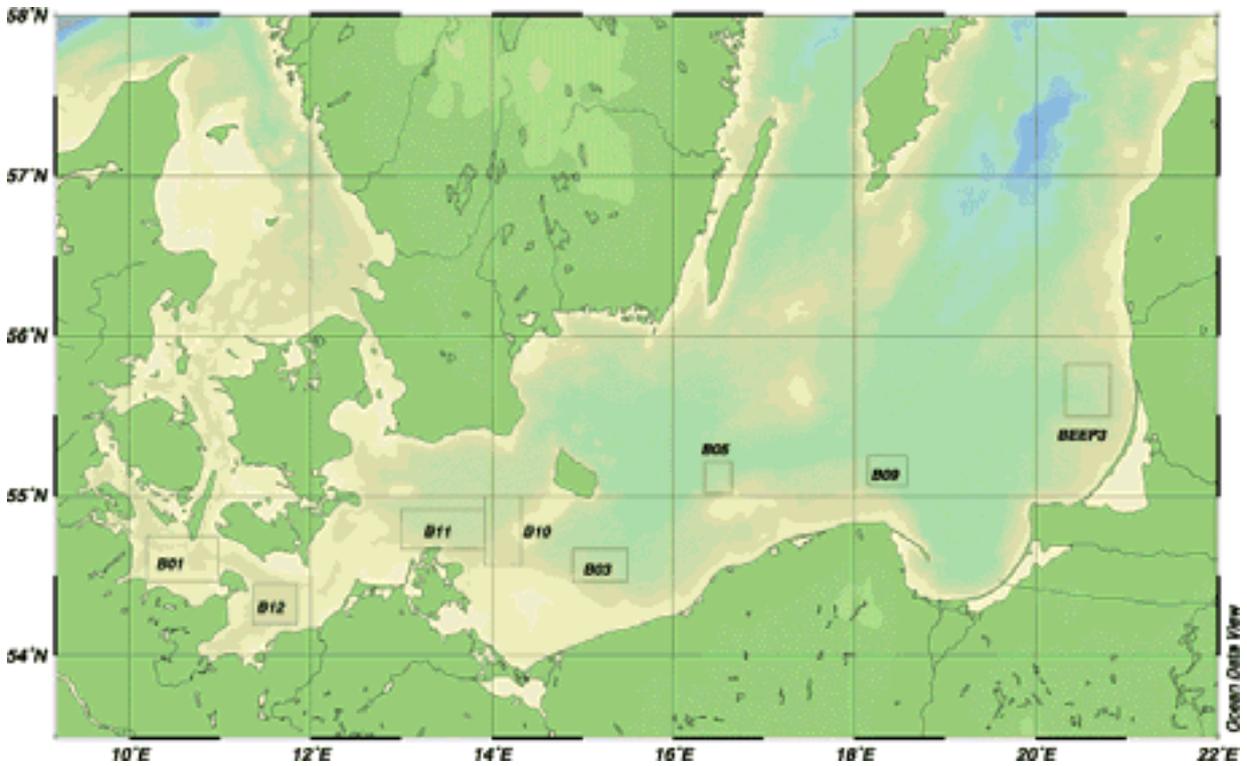


Abbildung 12.7
 Probenahme-Gebiete in der Ostsee

fisch aus der Ostsee (im Mittel etwa 2 Bq/kg FM für ^{137}Cs) ein recht niedriger Wert von etwa 0,15 μSv im Jahr, was weniger als 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 2004 mit Hilfe eines Kompartimentmodells [1] 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. Die Zahlen für den aktuellen Berichtszeitraum 2006-2007 liegen in vergleichbaren Größen, können aber mangels Verfügbarkeit von aktuellen, detaillierten Verzehrzahlen, nicht exakt quantifiziert werden. Nimmt man den ca. 5%igen Anstieg des Fischkonsums von 2005 auf 2006 als Grundlage, so liegt der dadurch verursachte, zusätzliche Anteil an Strahlenexposition für die Bevölkerung innerhalb der statistischen Genauigkeit der zugrunde gelegten Aktivitätsmittelwerte.

Literatur

- [1] Kanisch, G., Nagel, G., Krüger, A., Kellermann, H.J.: *Radiological implications from the temporal development of radioactivity in marine food from the North Sea. Kerntechnik* 65. pp. 183-189, 2000.

13 BODEN, PFLANZEN, UND FUTTERMITTEL

G. Haase

Max-Rubner-Institut, Institut für Sicherheit und Qualität bei Milch und Fisch
Leitstelle für Boden, Bewuchs, Futtermittel und Nahrungsmittel pflanzlicher und tierischer Herkunft

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 Jahren 2006/2007 durch die Deposition nach dem Tschernobylunfall geprägt, während das ^{90}Sr zum überwiegenden Teil noch aus der Zeit der oberirdischen Kernwaffenversuche stammt.

In [Abbildung 13.1](#) und [Abbildung 13.2](#) sind die Landesmittelwerte für Ackerböden und die entsprechenden Werte für Böden, die als Weiden und Wiesen genutzt werden, dargestellt.

In der Vegetationsperiode 2006/2007 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 13.3](#) dargestellt. In einigen Bundesländern wurden Futtermittelrohstoffe überwacht ([Tabelle 13.1](#)). Die Kontamination pflanzlichen Materials ist gegenüber dem Vorjahr wieder etwas zurückgegangen, was vor allem auf Verdünnungs- und Bindungseffekte im Boden zurückzuführen ist.

Tabelle 13.1

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 u. Maissilagen	2006	256	< 0,5	6,8	1	0,04	
	2007	246	< 0,5	6,9	-		
Futterrüben	2006	37	< 1,1	25,7	-		
	2007	29	< 0,5	1,8	-		
Futtergetreide	2006	141	< 0,2	1,1	-		
	2007	148	< 0,2	2,0	-		
Grünfütterpflanzen (ohne Mais)	2007	6	<13,2 ²⁾	76,2 ³⁾	-		
Futterkartoffeln	2006	76	< 0,4	1,6	-		
	2007	83	< 0,6	5,6	-		
Erbsen	2006	3	< 0,3	0,7	-		
	2007	5	< 0,1	<0,2	-		
Raps	2006	22	< 0,2	0,7	-		
	2007	46	< 0,2	0,5	-		
Ölkuchen/Ölschrote	2006	5	< 0,3	0,4	-		
	2007	1	< 0,1		-		

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

- Angabe nicht erforderlich

²⁾ Der Wert ist im IMIS "nicht repräsentativ" gesetzt.

³⁾ Der Mittelwert ohne diesen Wert <0,7Bq/kg TM; höchster Wert 2,0 Bq/kg TM

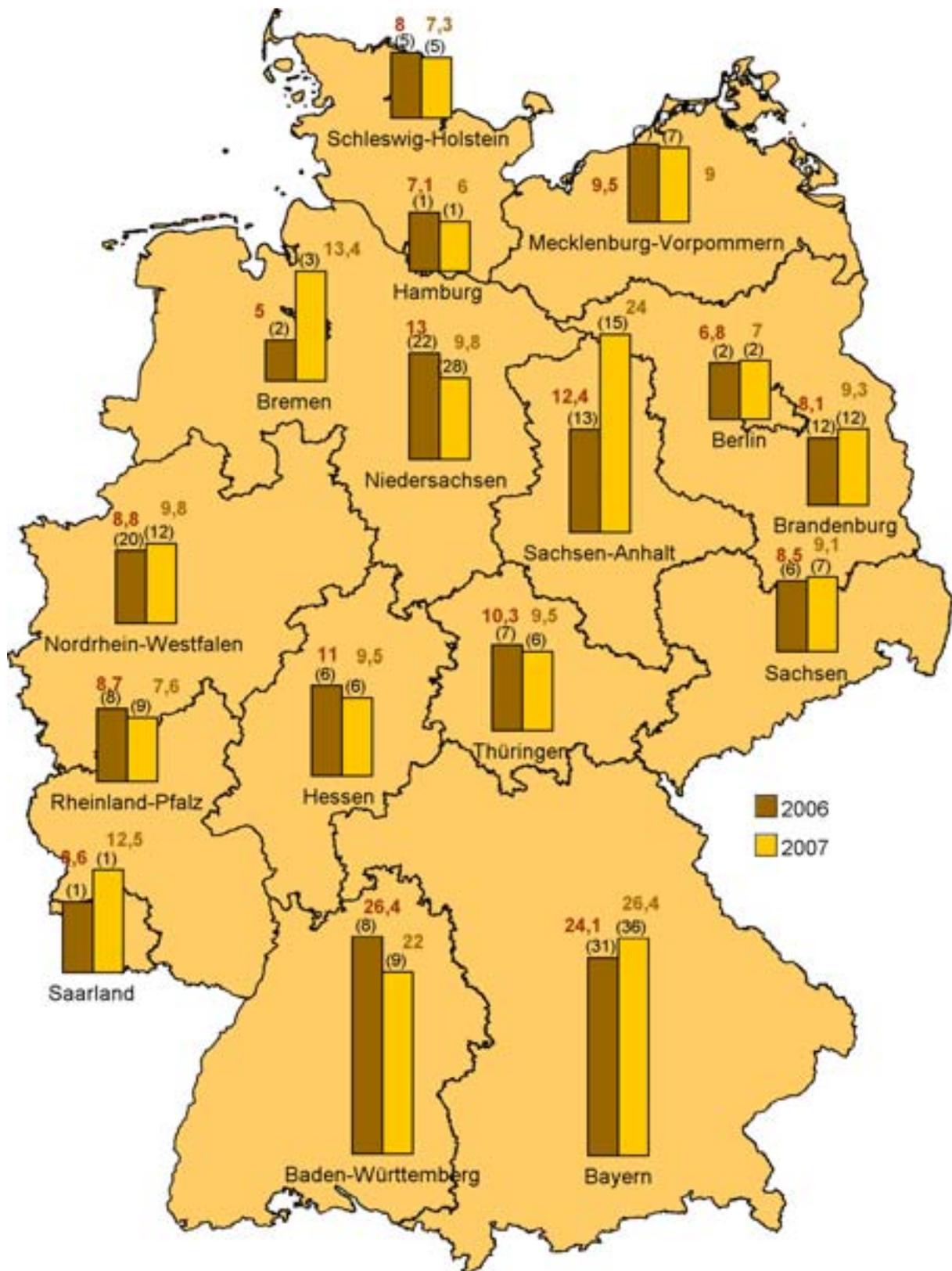


Abbildung 13.1

Radioaktive Kontamination von Ackerböden mit ^{137}Cs in den Jahren 2006 und 2007 nach Messungen der Bundesländer (Mittelwerte in Bq/kg TM, Anzahl der Messwerte in Klammern)

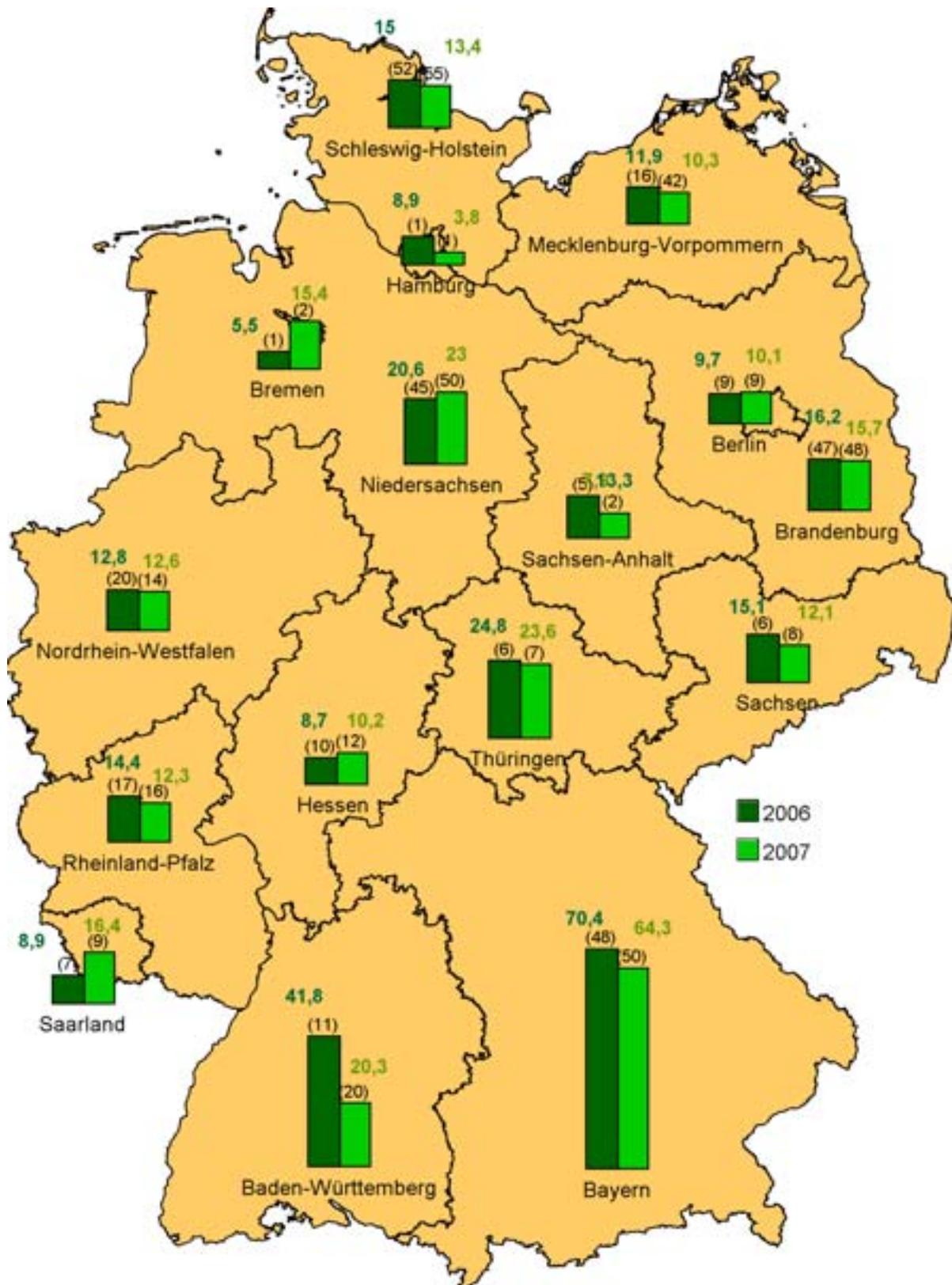


Abbildung 13.2

Radioaktive Kontamination von Weideböden mit ^{137}Cs in den Jahren 2006 und 2007 nach Messungen der Bundesländer (Mittelwerte in Bq/kg TM, Anzahl der Messwerte in Klammern)

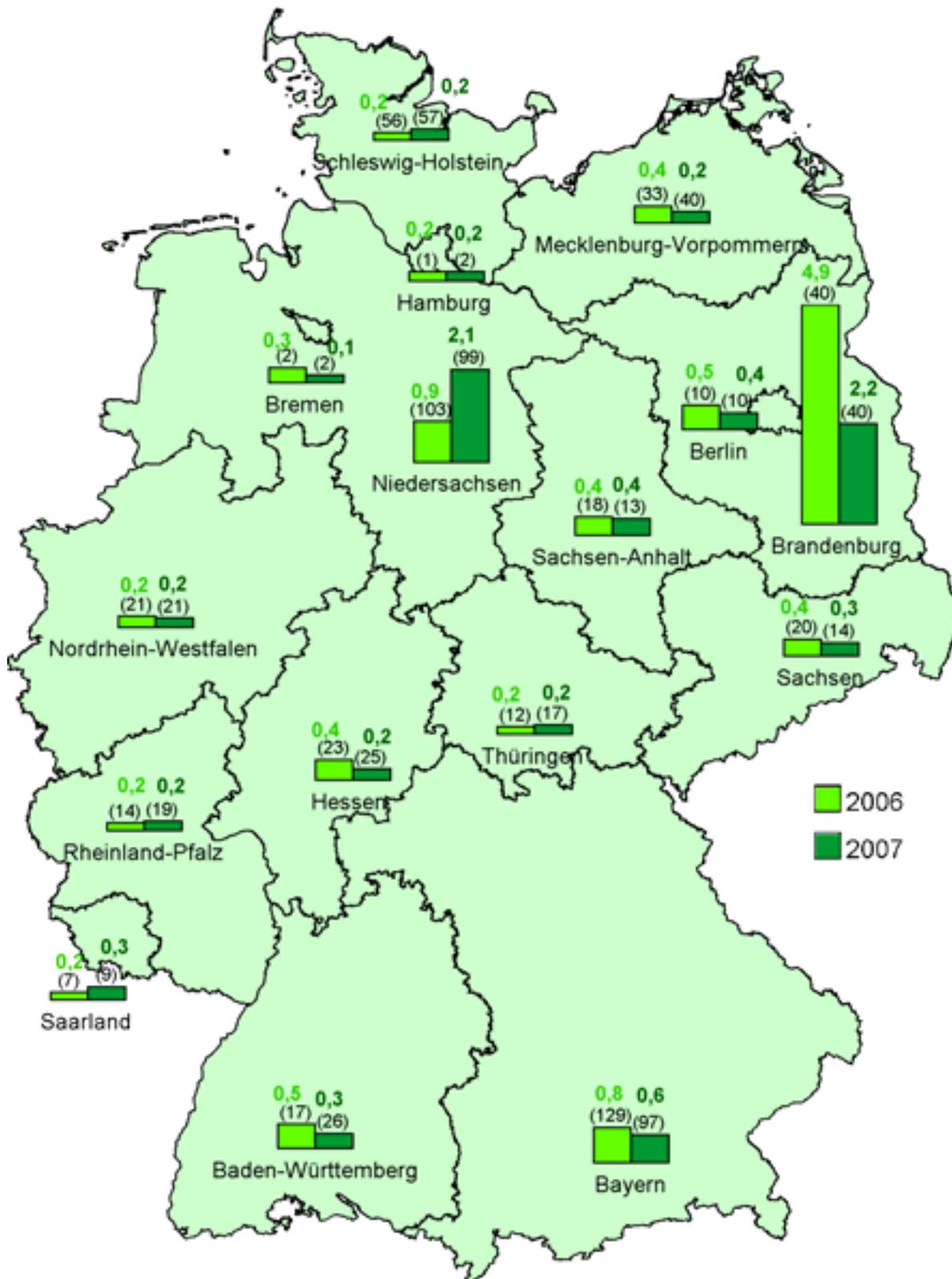


Abbildung 13.3
 Radioaktive Kontamination von Weide- und Wiesenbewuchs mit ^{137}Cs in den Jahren 2006 und 2007 nach Messungen der Bundesländer (Mittelwerte in Bq/kg TM, Anzahl der Messwerte in Klammern)

14 RADIOAKTIVE STOFFE IN MILCH UND MILCHPRODUKTEN

G. Haase

Max-Rubner-Institut, Institut für Sicherheit und Qualität bei Milch und Fisch
Leitstelle für Boden, Bewuchs, Futtermittel und Nahrungsmittel pflanzlicher und tierischer Herkunft

Die Konzentration des ^{137}Cs in Milch- und Milchprodukten, das vor und nach dem Tschernobyl-Unfall deponiert wurde, hatte bereits in den Vorjahren ein sehr niedriges Niveau erreicht. Derzeit vermindert sie sich von Jahr zu Jahr nur noch äußerst geringfügig. Die ^{90}Sr -Aktivitätskonzentration ist in den Jahren 2006 - 2007 auf extrem niedrigem Niveau ebenfalls nahezu konstant geblieben. Andere störfallrelevante Radionuklide wie ^{131}I und ^{134}Cs , die nach dem Tschernobylunfall deponiert wurden, werden wegen ihrer kurzen Halbwertszeiten von acht Tagen bzw. zwei Jahren nicht mehr nachgewiesen.

Abbildung 14.1 gibt einen Überblick über den Verlauf der Jahresmittelwerte des ^{90}Sr - und ^{137}Cs -Gehaltes der Milch für den Zeitraum von 1960 bis 2007.

Tabelle 14.2 und Tabelle 14.2 geben 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).

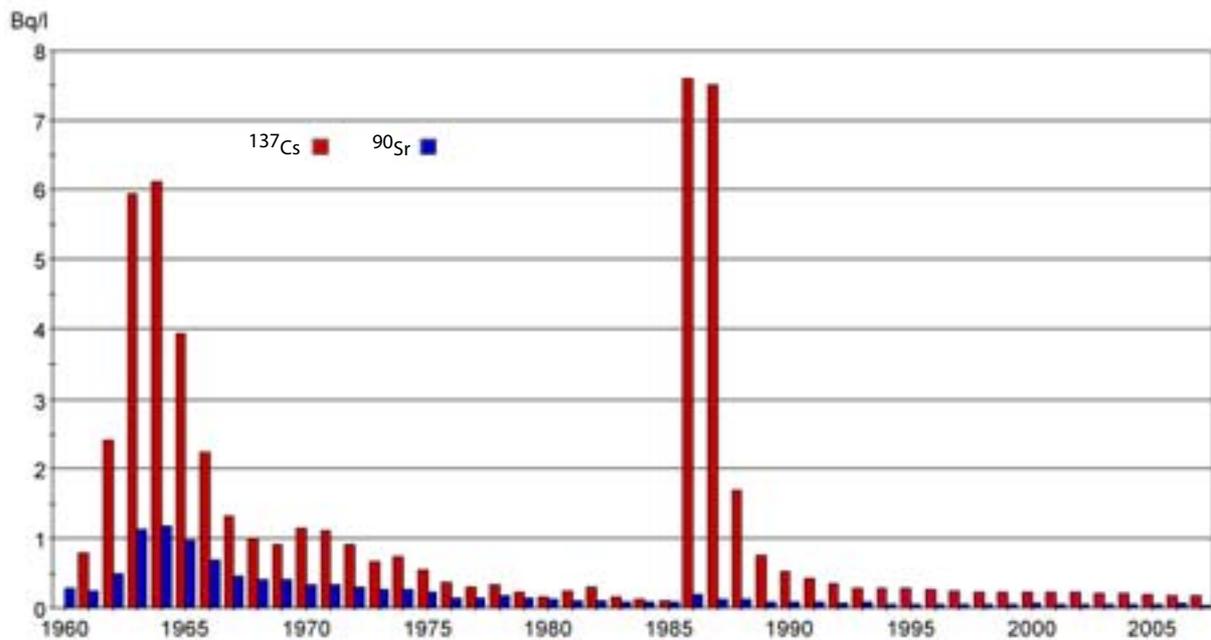


Abbildung 14.1

Jahresmittelwerte der ^{90}Sr - und ^{137}Cs -Konzentrationen in Rohmilch (Bundesgebiet)

Tabelle 14.1

Bereiche der radioaktiven Kontamination von Milch und Milchprodukten im Jahr 2006

Produkt	N	Aktivität in Bq/kg			
		¹³⁴ Cs		¹³⁷ Cs	
		max. Wert	min. Wert	max. Wert	min. Wert
Rohmilch	1091	<0,5	<0,01	4,05	<0,01
Trinkmilch	6	<0,92	<0,1	3,6	0,65
Käse	1	<0,13	-	<0,18	-
Importe					
Käse	113	<0,3	<0,01	2,27	<0,02
Frischkäse	5	<0,09	<0,09	0,18	<0,09
Schafskäse	14	<0,2	<0,04	0,39	<0,05
Ziegenkäse	1	<0,2	-	3,07	-
Lakenkäse	8	<0,25	<0,05	<0,27	<0,06

Tabelle 14.2

Bereiche der radioaktiven Kontamination von Milch und Milchprodukten im Jahr 2007

Produkt	N	Aktivität in Bq/kg			
		¹³⁴ Cs		¹³⁷ Cs	
		max. Wert	min. Wert	max. Wert	min. Wert
Rohmilch	1154	<0,31	<0,01	4,36	<0,01
Milchprodukte außer Käse	5	<0,11	<0,04	<0,16	<0,04
Käse	5	<0,3	<0,1	<0,4	<0,1
Schafskäse	1	<0,2	-	<0,2	-
Importe					
Käse	70	<0,22	<0,04	1,09	<0,04
Frischkäse	5	<0,12	<0,08	<0,29	<0,1
Schafskäse	10	<0,22	<0,06	<0,35	<0,07
Ziegenkäse	4	<0,2	<0,09	<0,2	<0,1
Lakenkäse	5	<0,2	<0,06	<0,2	<0,08

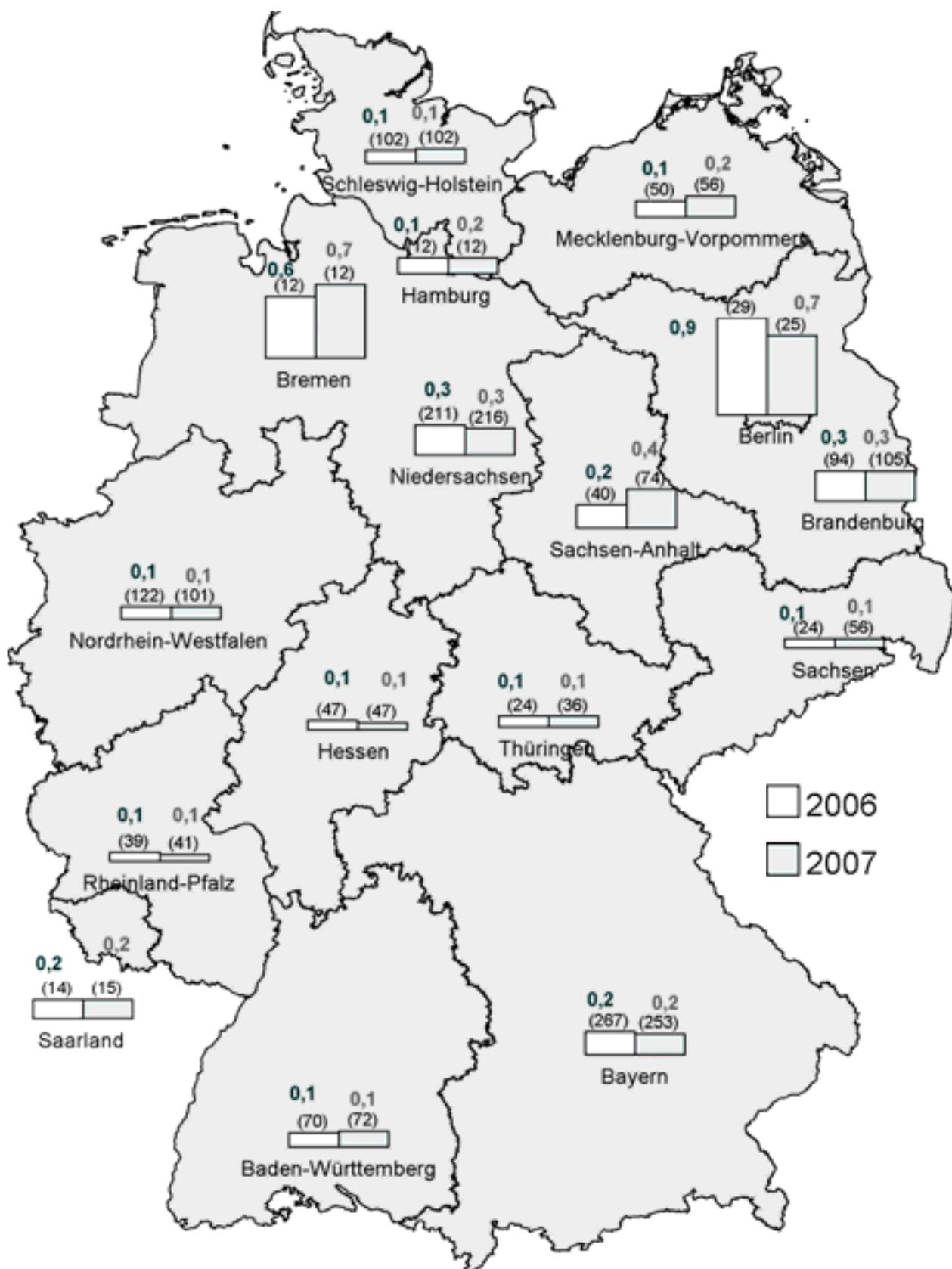


Abbildung 14.1

Radioaktive Kontamination von Rohmilch mit ^{137}Cs in den Jahren 2006 und 2007 nach Messungen der Bundesländer (Mittelwerte in Bq/l, Anzahl der Messwerte in Klammern)

15 GESAMTNAHRUNG, SÄUGLINGS- UND KLEINKINDERNAHRUNG

G. Haase

Max-Rubner-Institut, Institut für Sicherheit und Qualität bei Milch und Fisch
Leitstelle für Boden, Bewuchs, Futtermittel und Nahrungsmittel pflanzlicher und tierischer Herkunft

Die Beprobung der Gesamtnahrung dient der Abschätzung der ingestionsbedingten Strahlendosis gesunder Erwachsener in der Bundesrepublik Deutschland. Dazu werden verzehrfertige Menüs der Gemeinschaftsverpflegung aus Kantinen, Heimen, Krankenhäusern und Restaurants vermessen. Daraus resultiert eine Mittlung 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 den Messwerten fehlen in der Regel ergänzende Angaben, so dass bei der Mittelwertbildung keine Wichtung durchgeführt werden konnte. Darüber hinaus überschätzen die Mittelwerte, die mit dem Zeichen "<" gekennzeichneten sind, die Realität, weil in der 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 Person über die Nahrung kann für 2007 mit $0,26 \text{ Bq}/(\text{d} \cdot \text{p})$ ($\text{d} = \text{Tag}$; $\text{p} = \text{Person}$) nach oben abgeschätzt werden und zeigt somit kaum eine Veränderung zum Vorjahr (Abbildung 15.1). 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 $0,09 \text{ Bq}/(\text{d} \cdot \text{p})$, 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.

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

$$^{90}\text{Sr} : \quad 33 \text{ Bq}/(\text{a} \cdot \text{p})$$

$$^{137}\text{Cs} : \quad 95 \text{ Bq}/(\text{a} \cdot \text{p})$$

In Tabelle 15.1 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 15.2 werden für Säuglings- und Kleinkindernahrung die spezifische Aktivität in $\text{Bq}/\text{kg FM}$ 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 innerhalb den statistischen Schwankungen liegt.

Andere störfallrelevante Radionuklide wie ^{131}I und ^{134}Cs , die nach dem Tschernobylunfall deponiert wurden, werden wegen ihrer kurzen Halbwertszeiten von acht Tagen bzw. zwei Jahren nicht mehr nachgewiesen.

Literatur

- [1] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung, Jahresbericht 2006 und Jahresbericht 2007

Tabelle 15.1

Arithmetische Jahresmittelwerte der spezifischen Aktivitäten von ⁹⁰Sr und ¹³⁷Cs in ausgewählten Lebensmitteln, Inland

Jahr	Spezifische Aktivität in Bq/kg FM								
	⁹⁰ Sr			¹³⁷ Cs					
	Weizen	Kartoffeln	Kernobst	Rindfleisch	Schweinefleisch	Kalb- fleisch	Weizen	Kartoffeln	Kernobst
2006	0,16	< 0,04	< 0,02 *	< 1,13	< 0,21	< 1,44	< 0,15	< 0,20	< 0,13 *
2007	0,16	< 0,05	< 0,02 *	< 0,65	< 0,16	< 1,11	< 0,13	< 0,17	< 0,13 *

* Inland und Einfuhr

Tabelle 15.2

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

Jahr	Spezifische Aktivität in Bq/kg FM							
	¹³⁷ Cs				⁹⁰ Sr			
	N	Mittelwert (Bereich)			N	Mittelwert (Bereich)		
2006	251	< 0,16	(< 0,001 - 3,12)	56	< 0,06	(0,001 - 0,72)		
2007	249	< 0,16	(< 0,002 - 3,90)	51	< 0,04	(< 0,01 - 0,18)		

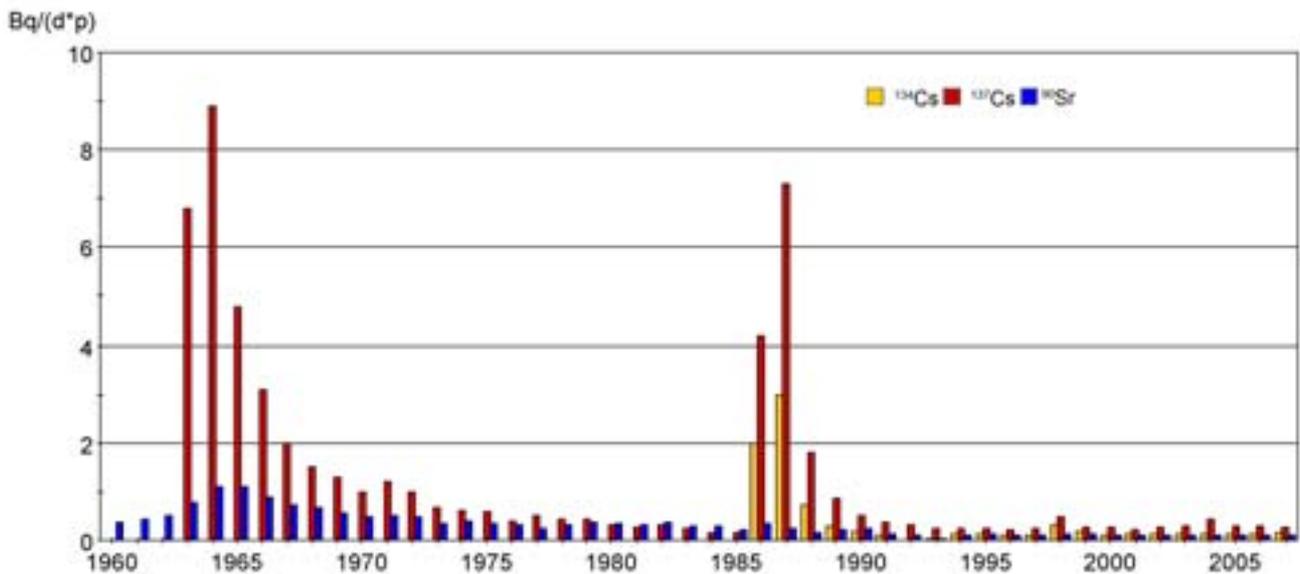


Abbildung 15.1

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

16 BESTIMMUNG VON TRANSFERFAKTOREN STÖRFALLRELEVANTER RADIONUKLIDE IM HÜHNEREIWEISS UND -EIGELB

G. Haase, T. Vagt

Max-Rubner-Institut, Institut für Sicherheit und Qualität bei Milch und Fisch
Leitstelle für Boden, Bewuchs, Futtermittel und Nahrungsmittel pflanzlicher und tierischer Herkunft

Einleitung

Hintergrund dieses Fütterungsexperiments an Legehennen bilden Interventionsmaßnahmen bei Nahrungsmitteln nach kerntechnischen Unfällen.

In Deutschland wurde ein Maßnahmenkatalog [1] erstellt und mehrfach – zuletzt 2006/07 – überarbeitet. Im Maßnahmenkatalog werden die Maßnahmen der Strahlenschutzvorsorge und des Katastrophenschutzes aufgeführt und in einer Weise präsentiert, dass bei bestimmten Informationen über die bevorstehende oder tatsächliche Umweltkontamination die möglicherweise geeigneten Maßnahmen ausgesucht werden können. Unter anderem wird auch die Frage nach der Kontamination tierischer Produkte gestellt und der Möglichkeit, die Radioaktivität in tierischen Produkten niedrig zu halten bzw. zu reduzieren. In Deutschland wurden im Jahr 2006 ca. 32 Millionen Legehennen gehalten, die ca. 9,25 Milliarden Eier gelegt haben. Davon werden 50 % von privaten Haushalten verbraucht, 30 % in der Lebensmittelverarbeitenden Industrie und 20 % in Großküchen und Bäckereien. Eier sind Bestandteil von Suppen, Saucen, Cremes, Puddings, Kartoffelgerichten und Backwaren. Das Ei übernimmt Funktionen als Lockerungs- und Triebmittel, als Bindemittel, Emulgier- und Klebmittel, als Klärmittel aber auch als Färbemittel.

Da Eier nicht auf die Dauer haltbar sind, sie jedoch z.B. in Bäckereien oder anderen Branchen der Lebensmittelindustrie ständig vorrätig sein müssen, werden sie auch in verarbeiteter Form angeboten. Zu den typischen Eiprodukten zählen Eipulver, Eikonzentrat, Eigelee oder Tiefkühleier. Genutzt werden die Eiprodukte zur Herstellung von Back- und Süßwaren, Teigwaren, Mayonnaisen, Salatsoßen, Trockensuppen, Fleischprodukten, Eiscreme sowie Eierlikör.

Durchführung des Versuchs

Legehennen

Um der Relevanz dieses Nahrungsmittels Rechnung zu tragen setzt nun das Forschungsprojekt mit der Bestimmung der Transferfaktoren und dem Aktivitätsaufbau und -abbau von störfallrelevanten Radionukliden über den Expositionspfad Futtermittel – Huhn – Hühnerei für vorbeugende Maßnahmen zum Schutz der Bevölkerung ein.

Bei dem Tierversuch handelt es sich ausschließlich um einen Fütterungsversuch, bei dem die Hühner ein leicht radioaktiv markiertes Futter (weit unter den Freigrenzen und innerhalb der EU-Höchstwerte für die entsprechenden Nuklide) erhalten.

Für den Versuch wurden Legehennen (Legehybriden), Weißleger und Braunleger, wie sie in kommerziellen landwirtschaftlichen Betrieben gehalten werden, eingesetzt. 20 Legehennen wurden in zwei Gruppen (braun/weiß) zu je 10 Tieren zusammengefasst, die jeweils mit gleicher Aktivitäten versorgt wurden. Die Tiere wurden einzeln in Käfigen mit Sitzstange, die sich sehr bewährt haben, gehalten. Die Käfige waren so angeordnet, dass die Hennen zu mindestens einer Nachbarin direkten Kontakt aufnehmen konnten, so dass ein gewisses soziales Verhalten zwischen den Tieren ermöglicht wurde.

Die Legehennen wurden auf dem Versuchsgut Schädtebek der Bundesforschungsanstalt für Ernährung und Lebensmittel in entsprechenden Käfigen und Räumlichkeiten untergebracht und sind für die Dauer des Versuchs dort geblieben. Die Tiere wurden unter tierärztlicher Leitung gehalten. Der Versuch begann im November 2005 und dauerte ca. 10 Monate, so dass die Experimente im September 2006 beendet werden konnten.

Im Zeitraum, in dem der Versuch durchgeführt wurde, wurde natürlich auch die regelmäßige Eiablage kontrolliert und protokolliert. Es zeigte sich, dass jedes Huhn täglich ein Ei gelegt hatte, so dass bei jeweils 10 Hühnern immer genügend Probenmaterial zur Untersuchung zur Verfügung stand.

Kontaminieren der Futterproben

Für das Fütterungsexperiment wurde nach mehreren Tests mit unterschiedlichen Futtermischungen ein Alleinfutter in Pelletform gewählt, da sich dieses Futter gut kontaminieren ließ und kontrolliert und komplett von den Hühnern aufgenommen wurde. Futter in Form von Mehl verklumpte beim Spiken mit in wassergelösten Radionukliden. Zusätzlich gelang es den Hühnern nicht, das Futtermehl komplett aus den Futtertrögen herauszubekommen, so dass die Aktivitäten nur unvollständig aufgenommen wurden.

Das Spiken der Pellets wurde in einer Plastikwanne durchgeführt, indem das Futter ausgebreitet und mit

Hilfe einer Pipette die wässrige Lösung aufgebracht wurde. Nach dem Trocknen der Pellets wurde das Futter in einen Taumler gebracht und dort mehrere Stunden gemischt. Hierbei entstand durch Abrieb mit der Zeit eine kleine Menge Futterstaub, der durch Absieben aus der Probe entfernt wurde. Die Mengen an Futterpellets und Aktivität wurden so berechnet, dass in der Regel pro Gramm Futter 1 Bq Aktivität zu finden war. Da jedes Huhn pro Tag 15 Bq erhalten sollte, wurden dementsprechend 15 Gramm Proben abgewogen. Diese Probe wurde morgens in die zuvor gesäuberten Futtertröge gegeben und gewartet, bis alle Hühner das Futter aufgenommen hatten. Erst danach haben die Hühner ihre tägliche Ration unkontaminiertes Futter erhalten.

Beschreibung der Nuklidstandards

Bei den verwendeten Nuklidstandards handelte es sich bei ^{137}Cs und ^{241}Am um Standards der Physikalisch-Technischen Bundesanstalt in Braunschweig und bei ^{85}Sr und ^{131}I um Standards der Perkin Elmer, Life and Analytical Sciences. Für den Versuch wurden die Aktivität so gewählt, dass die Hühner täglich 15 Bq in einer 15 g Futterprobe bekommen haben. Die Nuklidlösung wurde in 500 ml Wasser gegeben und mit einer Pipette auf die Futterpellets verteilt, die anschließend getrocknet und gemischt wurden, so dass ein Höchstmaß an Homogenität erreicht wurde. Kontrollmessungen der Aktivität in den 15 g Futterproben haben die gute Verteilung der Aktivität und die Homogenität der Proben bestätigt.

Ablauf des Versuchs

Die Legehennen wurden zunächst über einen Zeitraum von 8 Wochen mit unkontaminiertem Futter versorgt, um die Verhältnisse im Normalfall zu dokumentieren.

Nach dieser Eingewöhnungszeit wurden die beiden Gruppen mit je 15 Bq pro Tag radioaktiven Cäsiums versorgt, die Eier gammaspektrometrisch untersucht und der Aufbau bzw. Abbau der Aktivität in den Eiern ermittelt. Nachdem die Aktivität des Cäsiums in den Legehennen abgeklungen war, wurde Strontium und danach Jod in gleicher Höhe und gleicher Weise an den selben Hühnern untersucht. Die Nuklide wurden einzeln, also nicht als Gemisch verfüttert, um so aussagekräftige Ergebnisse zu erzielen. Die Gabe der entsprechenden Aktivität pro Nuklid ist so geplant, dass es zu einem Gleichgewicht zwischen Aktivitätsaufnahme und Aktivitätsabgabe kommt. Nach Einstellung des Gleichgewichtes werden die Messungen bis zum Abklingen der Aktivität fortgesetzt.

In diesem Fütterungsversuch sollen die Transferfaktoren für radioaktives Jod, Strontium und Cäsium vom Futter über das Huhn in das Hühnerei, getrennt nach Eiweiß und Eigelb für den Einsatz kleiner Aktivitäten bestimmt werden. Die Untersuchungen geben Aufschluss über den Aufbau der Aktivitäten und lassen so eine zeitliche Bestimmung für das Gleichgewicht zu. Hiermit ist man in der Lage bei einem Störfall einer kerntechnischen Anlage über Prognosen, in die die Transferfaktoren einfließen, eine Aussage über die zu erwartende radioaktive Kontamination der Hühnereier zumachen. Mit diesen Prognosen können dann vorbeugende Maßnahmen zum Schutz der Bevölkerung eingeleitet werden.

Es wurden hauptsächlich die Eier gesammelt und gammaspektrometrisch analysiert. Zur Bilanzierung wurde unter anderem die Aktivität im Kot der Hühner und in der Schale der Eier bestimmt. Versuchsweise wurde auch ein ganzes Huhn (nur ^{137}Cs) mit Hilfe eines Gammadetektors mit entsprechender Auswertereinheit auf dem Versuchsgut ausgemessen. Alle anderen Messungen wurden bis auf wenige Kotmessungen direkt im Labor der Leitstelle durchgeführt.

Das kontaminierte Futter wurde so lange den Hühnern gegeben, bis sich ein Gleichgewicht zwischen Aktivitätsaufnahme und -abgabe eingestellt hatte. In diesem Gleichgewichtszustand blieben die Tiere einige Tage durch entsprechende Fütterung, bevor das kontaminierte Futter wieder abgesetzt wurde. So war man in der Lage, die Zeit für den Aufbau und den Abbau der Aktivität festzustellen und im Gleichgewicht einen Transferfaktor für diese Versuchsanordnung zu bestimmen. Hierbei wurden Eigelb und Eiweiß getrennt untersucht, da die Industrie das Ei dementsprechend behandelt. Zusätzlich wurden alle zwei Tage eine Kotprobe der Hühner genommen, um so eine Kontrolle der Aktivitäten durchführen zu können. Anfänglich durchgeführte Messungen am ganzen Huhn erwiesen sich als nicht sehr aussagekräftig, so dass diese Messungen nur bei ^{137}Cs durchgeführt wurden.

Beschreibung der Gammamessung

Die eingesammelten Eier wurden täglich gammaspektrometrisch gemessen. Hierzu wurden die Eier mittels eines Eitrenners in Eiweiß und Eigelb separiert und in 150 ml Küvetten gegeben, die dann in einer geeichten Messgeometrie mit bis zu 24 Stunden Messzeit erfasst wurden. Folgende Volumina mit 50, 100 und 150 Millilitern wurden in den Küvetten verwendet. Die Efficiency der Gammadetektoren lag bei ca. 40%. Die Auswertung der Gammaskpektren wurde mit den Programmen Genie 2000 und Interwinner durchgeführt.

Tabelle 16.1
Braune Eier und deren Aktivitätsmittelwerte im Gleichgewicht

Nuklid	Eigelb Bq/l	Eiweiß Bq/l	Ei Bq/l
^{137}Cs	4,2	7,1	6,1
^{85}Sr	7,1	1,8	3,6
^{131}I	58,8	0,9	20,4

Tabelle 16.2
Weiße Eier und deren Aktivitätsmittelwerte im Gleichgewicht

Nuklid	Eigelb Bq/l	Eiweiß Bq/l	Ei Bq/l
^{137}Cs	4,1	8,2	6,8
^{85}Sr	7,3	2,0	5,5
^{131}I	48,9	1,0	17,0

Ergebnisse und Auswertung

Im Vergleich mit den in der Literatur angegeben Transferfaktor wird für Cäsium ein um 50 % größerer Wert ermittelt. Für Strontium liegen der ermittelte Transferfaktor ca. 25% und für Jod ca. 50% niedriger. Aus [Tabelle 16.1](#) und [Tabelle 16.2](#) erkennt man recht schnell, dass die Aktivitäten für die entsprechenden Nuklide im Eiweiß und Eigelb ungleich verteilt sind. Für Cäsium wird im Eiweiß doppelt soviel Aktivität wie im Eigelb gefunden. Für Strontium dagegen werden im Eigelb viermal höhere Werte ermittelt und für Jod geht die gesamte Aktivität in das Eigelb.

Zusammenfassung

Die in diesem Fütterungsversuch [2] ermittelten Transferfaktoren für Cäsium, Strontium und Jod zeigen recht deutlich im Vergleich zu früher bestimmten Transferfaktoren, dass diese zum Teil abweichen. Dies war aber auch zu erwarten, da der Stoffwechsel der heutigen Hochleistungshybridlegehennen doch deutlich angestiegen ist. Die Legeleistung ist um ca. 35 % höher im Vergleich zu den Legehennen in den achtziger Jahren, in denen ebenfalls solche Experi-

mente durchgeführt wurden. Daraus resultiert eine schnellere und effizientere Aufnahme der Futterinhaltsstoffe. Diese Erwartungen wurden durch das Experiment bestätigt mit zum Teil höheren Transferfaktoren und deutlich kürzeren Zeiten für den Aufbau der Aktivitäten bis zum Gleichgewicht zwischen Aktivitätsaufnahme und -abgabe.

Literatur

- [1] *Maßnahmenkatalog: Übersicht über Maßnahmen zur Verringerung der Strahlenexposition nach Ereignissen mit nicht unerheblichen radiologischen Auswirkungen, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit*
- [2] *Haase, G., Vagt, T. Fütterungsversuch zur Bestimmung der Transferfaktoren und dem Aktivitätsaufbau und -abbau von störfallrelevanten Radionukliden über den Expositionspfad Futtermittel - Huhn – Hühnerlei für vorbeugende Maßnahmen zum Schutz der Bevölkerung, Kieler Milchwirtschaftlicher Forschungsbereich 59,75-94 (2007), ISSN 0023-1347*

Tabelle 16.3: Transferfaktor pro gegebener Aktivität pro Tag zur Wiederfindungsrate in 1 kg Ei im Gleichgewicht für braune und weiße Eier

Nuklid	Eigelb d/l	Eiweiß d/l	Ei d/l
^{137}Cs	0,28	0,51	0,39
^{85}Sr	0,48	0,13	0,22
^{131}I	3,60	0,07	1,27

17 RADIOAKTIVE STOFFE IN ABFÄLLEN

H. Viertel, Th. Büniger

Bundesamt für Strahlenschutz
Leitstelle für Abfälle

Unter dem Begriff "Abfälle" werden an dieser Stelle nicht nur "Abfälle" im strengen Sinne (zur Beseitigung) sondern auch wieder verwertbare Reststoffe verstanden. Zu überwachen sind folgende 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.

Tabelle 17.1 und **Tabelle 17.2** geben eine Übersicht über die Messwerte der Jahre 2006 und 2007 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 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 Radolfzell-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.

^{134}Cs und andere künstliche Radionuklide mit spezifischen Aktivitäten oberhalb der bei der Messung erreichbaren Nachweisgrenze wurden – abgesehen von Spuren einiger Radionuklide aus medizinischer Anwendung, wie z.B. $^{99\text{m}}\text{Tc}$ und ^{201}Tl – nicht mehr gefunden.

Im **Sickerwasser bzw. oberflächennahen Grundwasser von Hausmülldeponien** stammen die höchsten Werte für ^{137}Cs wie in den Vorjahren aus Bayern. Die Maximalwerte liegen 2006 bei 0,57 Bq/l und 2007 bei 0,59 Bq/l (2004: 1,9 und 2005: 1,4 Bq/l). Die Mediane aller ^{137}Cs -Werte betragen 2006 0,19 Bq/l und 2007 0,34 Bq/l.

Bei dem natürlich vorkommenden Nuklid ^{40}K liegen die Konzentrationen 2006 bei 0,047 bis 58 Bq/l mit einem Median von 13 Bq/l, und 2007 bei 0,37 bis 59 Bq/l mit einem Median von 13 Bq/l.

Die Konzentrationsbereiche von Tritium liegen 2006 zwischen 3,1 und 440 Bq/l und 2007 zwischen 3,3 und 400 Bq/l, die jeweiligen Mediane liegen bei 19 bzw. 27 Bq/l.

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

Die Maximalwerte der spezifischen Aktivität von ^{137}Cs in **Flugasche/Filterstaub** lagen in den Gebieten südlich/östlich der Linie Konstanz-Eichstätt-Regensburg-Zwiesel 2006 bei 270 Bq/kg TM und 2007 bei 350 Bq/kg TM. Im Gebiet der übrigen Bundesrepublik betragen die Maximalwerte 2006 140 Bq/kg TM und 2007 70 Bq/kg TM.

Die spezifischen Aktivitäten des natürlich vorkommenden Nuklids ^{40}K liegen 2006 im Bereich von 270 bis 3200 Bq/kg TM, 2007 zwischen 280 und 2800 Bq/kg TM. Die Mediane liegen bei 1300 Bq/kg TM.

In zahlreichen Proben konnte das in der Nuklearmedizin angewandte Nuklid ^{131}I nachgewiesen werden. Die Messwerte lagen 2006 bei 0,67 bis 320 Bq/kg TM und 2007 bei 0,20 bis 77 Bq/kg TM.

Für **Rohschlacke mit und ohne Filterstaub** lagen die Maximalwerte der spezifischen Aktivität von ^{137}Cs 2006 bei 16 Bq/kg TM und 2007 bei 14 Bq/kg TM. Der Median südlich/östlich der Linie Radolfzell-Eichstätt-Regensburg-Zwiesel lagen 2006 bei 9,4 Bq/kg TM und 2007 bei 5,3 Bq/kg TM, nördlich davon bei 1,7 Bq/kg TM bzw. 1,4 Bq/kg TM.

Für ^{40}K wurden 2006 Messwerte bis 1500 Bq/kg TM und 2007 bis 2900 Bq/kg TM angegeben. Für ^{131}I wurden 2006 Werte von 0,63 bis 45 Bq/kg TM und 2007 von 0,27 bis 4,6 Bq/kg TM mitgeteilt.

Bei den **festen Rückständen aus Rauchgasreinigungsanlagen** liegen der Median des ^{137}Cs -Gehaltes für die Gebiete südlich/östlich der Linie Radolfzell-Eichstätt-Regensburg-Zwiesel 2006 bei 0,91 Bq/kg TM und 2007 bei 3,2 Bq/kg TM. Für die Länder nördlich dieser Linie wurde 2006 ein Median von 2,3 Bq/kg TM und 2007 von 2,1 Bq/kg TM be-

rechnet. Dies liegt im Rahmen der üblichen statistischen Schwankungen.

Die ^{40}K -Meßwerte lagen 2006 im Bereich von 1,0 bis 2100 Bq/kg TM und 2007 bei 1,4 bis 2000 Bq/kg TM. Für ^{131}I wurden 2006 Messwerte von 0,30 bis 16000 Bq/kg TM und von 0,30 bis 580 Bq/kg TM ermittelt.

Bei den **flüssigen Rückständen aus Rauchgasreinigungsanlagen** (Abwasser) ergab sich für ^{137}Cs in den Gebieten südlich/östlich der Linie Radolfzell-Eichstätt-Regensburg-Zwiesel kein Wert oberhalb der gefundenen Nachweisgrenzen. 2006 lag der Median bei $< 0,078$ Bq/l und 2007 bei $0,11$ Bq/l. Für das Gebiet der restlichen Bundesrepublik wurden folgende Werte gemessen: 2006 $0,036$ bis $0,66$ Bq/l und 2007 $0,12$ bis $4,5$ Bq/l. Die Mediane betragen 2006 $0,096$ Bq/l und 2007 $< 0,098$ Bq/l.

^{131}I wurde 2006 mit Werten zwischen $0,026$ und 37000 Bq/l angegeben, 2007 mit $0,019$ bis 8000 Bq/l. Dabei stammen die Proben mit den höchsten ^{131}I -Werten aus dem Ablauf der Schwermetallfällung bei nasser Rauchgaswäsche. ^{131}I gelangt über das kommunale Abwasser in den Klärschlamm, in die Klärschlammverbrennung und damit in die Rauchgasreinigung. Ursprünglich stammt es vorwiegend von ambulant behandelten Patienten der Nuklearmedizin.

Die Beprobung des **Kompostes** ergab 2006 für die spezifische Aktivität des ^{137}Cs südlich/östlich der Linie Radolfzell-Eichstätt-Regensburg-Zwiesel Werte

von 23 bis 53 Bq/kg TM und 2007 15 bis 40 Bq/kg TM. In den Gebieten nördlich davon lagen die ermittelten Werte 2006 zwischen $2,0$ und 25 Bq/kg TM und 2007 zwischen $1,1$ und 21 Bq/kg TM.

Die Mediane der spezifischen Aktivität des natürlich vorkommenden Nuklids ^{40}K lagen 2006 bei 480 Bq/kg TM, 2007 bei 430 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 spatentief umgegraben wurde. Bei einer Aufbringung von Kompost auf Gartenflächen wird entsprechend der normalerweise aufgetragenen 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 Abfälle festzustellen, daß der Gehalt an ^{137}Cs weiterhin durch den Fallout nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl bestimmt wird. Dies kommt häufig durch höhere Werte im südlichen Gebiet der Bundesrepublik Deutschland gegenüber den anderen Gebieten zum Ausdruck.

Tabelle 17.1
Überwachung von Abfällen im Jahr 2006

Land	Nuklid	Anzahl		Spezifische Aktivität		
		gesamt	<NWG	Minimalwert	Maximalwert	Median
Sickerwasser (Bq/l)						
nördlich *)	¹³⁷ Cs	101	61	0,003	0,58	<0,061
südlich *)	¹³⁷ Cs	7	0	0,095	0,57	0,19
alle Länder	⁴⁰ K	108	12	0,047	58	13
	³ H	108	27	3,1	440	19
Filterstaub (Bq/kg TM)						
Flugasche/Elektrofilterstaub, Gewebefilterstaub, Zyklonstaub (Bq/kg TM)						
nördlich *)	¹³⁷ Cs	57	1	0,7	140	19
südlich *)	¹³⁷ Cs	3	0	210	270	220
alle Länder	⁴⁰ K	59	0	270	3200	1300
	¹³¹ I	40	19	0,67	320	<1,1
Schlacke (Bq/kg TM)						
nördlich *)	¹³⁷ Cs	57	2	0,10	16	1,7
südlich *)	¹³⁷ Cs	3	0	2,9	10	9,4
alle Länder	⁴⁰ K	60	0	130	1500	280
	¹³¹ I	41	29	0,63	45	<0,62
Feste Rückstände der Rauchgasreinigung (Bq/kg TM)						
nördlich *)	¹³⁷ Cs	49	17	0,12	68	2,3
südlich *)	¹³⁷ Cs	3	0	0,22	1,6	0,91
alle Länder	⁴⁰ K	52	5	1,0	2100	110
	¹³¹ I	46	3	0,30	16000	14
Flüssige Rückstände der Rauchgasreinigung (Bq/l)						
nördlich *)	¹³⁷ Cs	33	26	0,036	0,66	<0,096
südlich *)	¹³⁷ Cs	3	3			<0,078
alle Länder	⁴⁰ K	36	13	0,69	45	2,5
	¹³¹ I	32	5	0,026	37000	2,9
Kompost (Bq/kg TM)						
Kompost (Bq/kg TM)						
nördlich *)	¹³⁷ Cs	52	0	2,0	25	6,5
südlich *)	¹³⁷ Cs	4	0	23	53	28
alle Länder	⁴⁰ K	56	0	130	860	480
*) nördlich/westlich und südlich/östlich der Linie Radolfzell-Eichstätt-Regensburg-Zwiesel						

Tabelle 17.2
Überwachung von Abfällen im Jahr 2007

Land	Nuklid	Anzahl		Spezifische Aktivität		
		gesamt	<NWG	Minimalwert	Maximalwert	Median
Sickerwasser (Bq/l)						
nördlich *)	¹³⁷ Cs	66	39	0,0068	0,50	<0,052
südlich *)	¹³⁷ Cs	4	1	0,11	0,59	0,34
alle Länder	⁴⁰ K	70	7	0,37	59	13
	H-3	70	12	3,3	400	27
Filterstaub (Bq/kg TM)						
nördlich *)	¹³⁷ Cs	54	0	0,96	70	21
südlich *)	¹³⁷ Cs	4	0	210	350	280
alle Länder	⁴⁰ K	58	0	280	2800	1300
	¹³¹ I	51	27	0,20	77	<1,4
Schlacke (Bq/kg TM)						
nördlich *)	¹³⁷ Cs	64	0	0,16	11	1,4
südlich *)	¹³⁷ Cs	4	0	4,1	14	5,3
alle Länder	⁴⁰ K	68	0	53	2900	290
	¹³¹ I	58	51	0,27	4,6	<0,38
Feste Rückstände der Rauchgasreinigung (Bq/kg TM)						
nördlich *)	¹³⁷ Cs	40	12	0,087	77	2,1
südlich *)	¹³⁷ Cs	4	0	0,54	6,1	3,2
alle Länder	⁴⁰ K	44	2	1,4	2000	110
	¹³¹ I	41	10	0,30	580	4,4
Flüssige Rückstände der Rauchgasreinigung (Bq/l)						
nördlich *)	¹³⁷ Cs	35	23	0,12	4,5	<0,098
südlich *)	¹³⁷ Cs	2	2			<0,11
alle Länder	⁴⁰ K	37	11	1,1	250	3,6
	¹³¹ I	36	8	0,019	8000	4,2
Kompost (Bq/kg TM)						
nördlich *)	¹³⁷ Cs	73	0	1,1	21	6,3
südlich *)	¹³⁷ Cs	4	0	15	40	19
alle Länder	⁴⁰ K	77	0	61	850	430

*) nördlich/westlich und südlich/östlich der Linie Radolfzell-Eichstätt-Regensburg-Zwiesel
1) Einzelwert

18 RADIOAKTIVE STOFFE IN ABWASSER UND KLÄRSCHLAMM

Th. Bünger, H. Viertel,

Bundesamt für Strahlenschutz
Leitstelle für Abwasser und Klärschlamm

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 [Tabelle 18.1](#) und [Tabelle 18.2](#) sind die ausgewerteten Messdaten der amtlichen Messstellen der Bundesrepublik Deutschland für die Jahre 2006 und 2007 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 , ^{40}K , ^{131}I , ^{90}Sr sowie von ^{234}U , ^{235}U und ^{238}U .

Die Konzentrationen bzw. spezifischen Aktivitäten der natürlichen Radionuklide ^{40}K , ^{234}U , ^{235}U und ^{238}U in Abwasser und Klärschlamm lagen im bekannten Bereich. Anwendernuklide, wie das hauptsächlich in der Nuklearmedizin eingesetzte ^{131}I wurden nur in einem Teil der Abwasser- und Klärschlammproben festgestellt (Maximalwert 2007 für Klärschlamm: 1400 Bq/kg TM), in Einzelfällen auch $^{99\text{m}}\text{Tc}$, ^{201}Tl und ^{202}Tl .

Von den infolge des Kernkraftwerkunfalls in Tschernobyl 1986 in die Umwelt gelangten Spalt- und Aktivierungsprodukten hat für kommunale Abwässer nur noch das (langlebige) Leitnuklid ^{137}Cs mit der Halbwertszeit von 30 Jahren Bedeutung. ^{134}Cs mit der Halbwertszeit von 2 Jahren ist in Abwasser und Klärschlamm nicht mehr nachzuweisen. Die im Vergleich zu der Zeit vor 1986 zum Teil 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 95% unterhalb der bei den Messungen erreichten Nachweisgrenzen. Als Mindestnachweisgrenze im Abwasser werden im Messprogramm für den Normalbetrieb (Routinemessprogramm) 0,1 Bq/l gefordert. Die für ^{137}Cs ermittelten Messwerte lagen im Jahr 2007 bei einem Median von <0,03 Bq/l zwi-

schen 0,0014 und 0,32 Bq/l und 2006 zwischen 0,0014 und 0,01 Bq/l.

In den Kontaminationen der Klärschlämme mit ^{137}Cs stellt man aufgrund regional unterschiedlichen Eintrags deutliche Unterschiede fest. Als Folge von starken Niederschlägen Anfang Mai 1986 östlich bzw. südlich der Linie Radolfzell-Eichstätt-Regensburg-Zwiesel treten in diesen Gebieten die höchsten spezifischen Aktivitäten auf. Gemäß dieser Trennlinie sind die Werte in [Tabelle 18.1](#) und [Tabelle 18.2](#) jeweils für die nördliche und die südliche Bundesrepublik aufgeschlüsselt. Die Maximalwerte der spezifischen Aktivitäten (Jahresmittelwerte) zeigten 2007 - wie in den Vorjahren - die Klärschlämme aus der Kläranlage Tannheim (Baden-Württemberg). Seit 2000 ergaben sich folgende Jahresmittelwerte für ^{137}Cs : 140, 140, 110, 110, 98, 86, 71 und 65 Bq/kg TM.

Der zeitliche Verlauf der Jahresmittelwerte für die ^{137}Cs -Gehalte der Klärschlämme der einzelnen Bundesländer (Jahresmittelwerte) seit 2001 ist in [Abbildung 18.1](#) dargestellt. Die bisherige Tendenz zur Abnahme der Kontamination der Klärschlämme ist nur noch schwach ausgeprägt und in wenigen Fällen zu beobachten, z. B. in Nordrhein-Westfalen und Sachsen-Anhalt. Die gleiche Entwicklung ist auch in den höher kontaminierten Gebieten wie z. B. im südlichen Bayern zu erkennen. Im Zeitraum von 1988 bis 2006 wurden anfangs noch stark, später nur schwach abnehmende Jahresmittelwerte ermittelt: 970, 520, 330, 220, 140, 130, 108, 89, 75, 68, 63, 43, 38, 37, 44, 30, 25, 24, 24 und 20 Bq/kg TM. Bei dem inzwischen erreichten sehr niedrigen Niveau der spezifischen Aktivität der Klärschlämme sind die zu beobachtenden Schwankungen im Wesentlichen durch die natürliche Streuung der Messwerte bedingt.

Zur radiologischen Beurteilung der Klärschlammkontamination kann die landwirtschaftliche Nutzung der Klärschlämme betrachtet werden. Wird z. B. Klärschlamm mit einer spezifischen Aktivität von etwa 65 Bq/kg TM (Jahresmittelwert 2007 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 11 Bq ^{137}Cs . Dies bedeutet bei einer

für das Einzugsgebiet einer entsprechenden Kläranlage 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 18.1
Allgemeine Überwachung von Abwasser und Klärschlamm im Jahr 2006

Land	Nuklid	Anzahl		Minimalwerte ¹	Maximalwerte ¹	Mittel-/ Einzelwert ¹	Mediane
		gesamt	<NWG				
Abwasser aus Kläranlagen, Ablauf (Bq/l)							
Bundesrepublik Deutschland	⁴⁰ K	358	164	0,22	5,1	0,96	0,91
	⁶⁰ Co	358	358				<0,035
	¹³¹ I	286	118	0,012	1,1	0,19	<0,095
	¹³⁷ Cs	358	343	0,0014	0,01		<0,032
	⁹⁰ Sr	69	27	0,00047	0,18	0,013	0,0056
	²³⁴ U	67	17	0,00019	0,051	0,0091	<0,005
	²³⁵ U	67	61	0,00016	0,0025		<0,00076
	²³⁸ U	68	22	0,00019	0,26	0,014	0,0039
Klärschlamm (Bq/Kg TM)							
Bundesrepublik Deutschland	⁴⁰ K	358	0	18	750	180	150
	⁶⁰ Co	358	358				<0,53
	¹³¹ I	329	21	0,43	1700	85	37
	¹³⁷ Cs	358	19	0,30	340	9,0	3,8
	⁹⁰ Sr	68	6	0,44	18	3,6	2,0
	²³⁴ U	68	0	7,0	170	40	30
	²³⁵ U	82	12	0,32	9,8	2,3	1,5
	²³⁸ U	97	0	6,6	110	39	31
Bundesrepublik Deutschland (Nord ²)	⁶⁰ Co	327	327				<0,47
	¹³⁷ Cs	327	19	0,30	340	6,5	3,4
	⁹⁰ Sr	64	6	0,44	18	3,4	2,0
Bundesrepublik Deutschland (Süd ³)	⁶⁰ Co	31	31				<1,1
	¹³⁷ Cs	31	0	5,7	87	34	24
	⁹⁰ Sr	4	0	1,4	12	5,8	5,2
¹ 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 ² Nördlich bzw. westlich der Linie Radolfzell-Eichstätt-Regensburg-Zwiesel ³ Östlich bzw. südlich der Linie Radolfzell-Eichstätt-Regensburg-Zwiesel							

Tabelle 18.2
Allgemeine Überwachung von Abwasser und Klärschlamm im Jahr 2007

Land	Nuklid	Anzahl		Minimal- werte ¹	Maximal- werte ¹	Mittel-/ Einzelwerte ¹	Mediane
		gesamt	<NWG				
Abwasser aus Kläranlagen, Ablauf (Bq/l)							
Bundesrepublik Deutschland	⁴⁰ K	357	163	0,16	6,4	0,86	<0,86
	⁶⁰ Co	357	357				<0,031
	¹³¹ I	345	191	0,089	1,9		0,099
	¹³⁷ Cs	357	339	0,0014	0,32		<0,03
	⁹⁰ Sr	70	31	0,0011	0,09	0,0082	0,0048
	²³⁴ U	70	22	0,00029	0,047	0,0085	0,0035
	²³⁵ U	70	59	0,00009	0,0011		<0,00064
	²³⁸ U	70	21	0,00017	0,039	0,0067	0,0029
Klärschlamm (Bq/Kg TM)							
Bundesrepublik Deutschland	⁴⁰ K	356	1	30	1500	190	140
	⁶⁰ Co	356	355	1,2	1,2		<0,50
	¹³¹ I	335	28	0,25	1400	92	41
	¹³⁷ Cs	356	17	0,49	83	6,9	3,5
	⁹⁰ Sr	68	6	0,78	10	2,7	2,1
	²³⁴ U	67	0	1,0	170	41	34
	²³⁵ U	81	10	0,42	9,2	2,5	1,9
	²³⁸ U	76	0	1,1	150	37	31
Bundesrepublik Deutschland (Nord ²)	⁶⁰ Co	326	325	1,2	1,2		<0,45
	¹³⁷ Cs	326	17	0,49	48	4,6	3,2
	⁹⁰ Sr	64	6	0,78	10	2,6	2,2
Bundesrepublik Deutschland (Süd ³)	⁶⁰ Co	30	30				<1,2
	¹³⁷ Cs	30	0	4,9	83	31	23
	⁹⁰ Sr	4	0	1,0	8,6	3,3	1,7
¹ 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 ² Nördlich bzw. westlich der Linie Radolfzell-Eichstätt-Regensburg-Zwiesel ³ Östlich bzw. südlich der Linie Radolfzell-Eichstätt-Regensburg-Zwiesel							

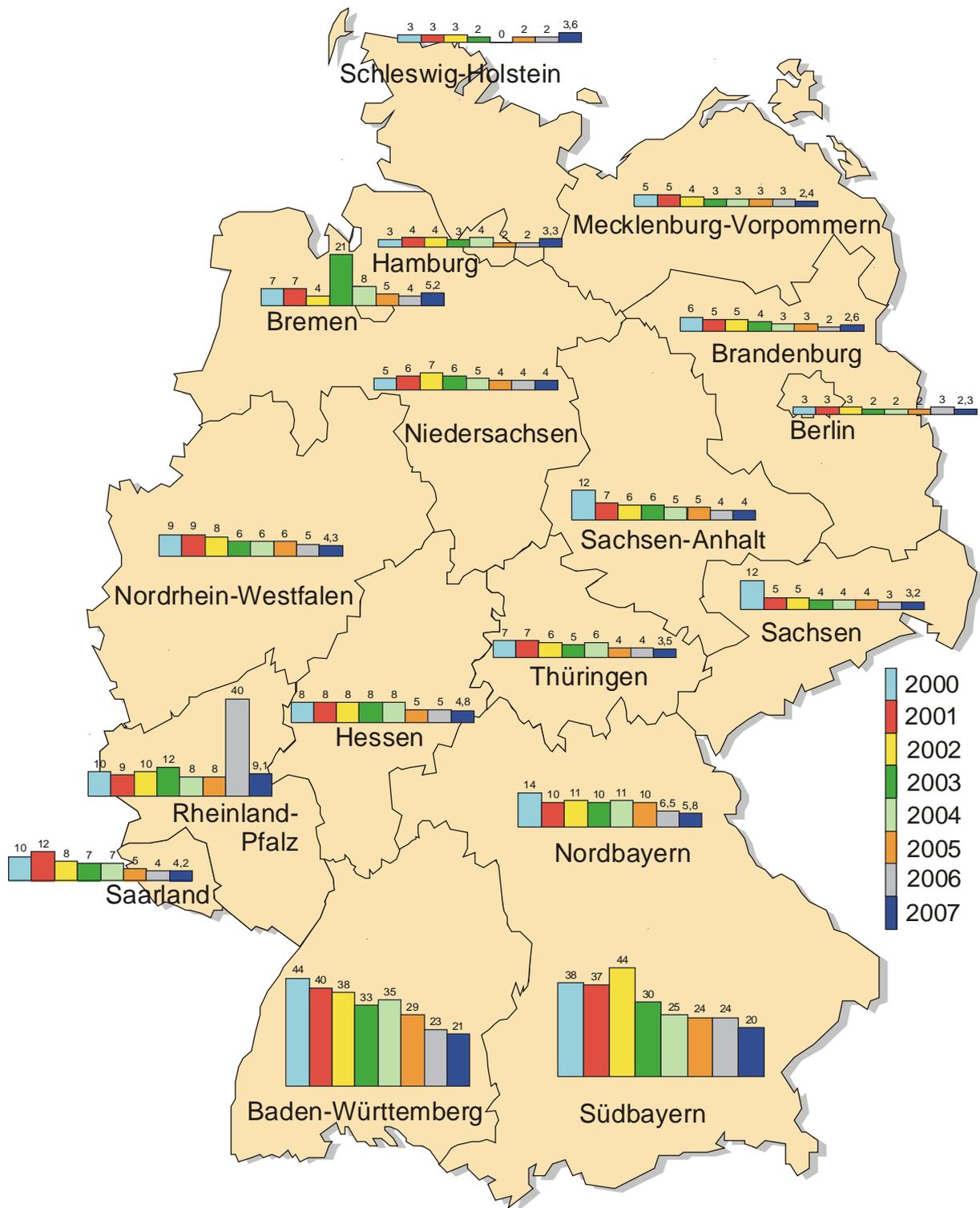


Abbildung 18.1
 Der zeitliche Verlauf der Kontamination von Klärschlamm mit ^{137}Cs in Bq/kg Trockenmasse (Ländermittelwerte)

19 ARZNEIMITTEL UND DEREN AUSGANGSSTOFFE SOWIE BEDARFSGEGENSTÄNDE

E. Kabaj, L. Hiersche

Bundesamt für Strahlenschutz

Leitstelle für Arzneimittel und deren Ausgangsstoffe sowie Bedarfsgegenstände

Die Leitstelle für Arzneimittel und deren Ausgangsstoffe sowie Bedarfsgegenstände überwacht routinemäßig vor allem Arzneimittelpflanzen bzw. Pflanzen, die als Ausgangsstoffe für Arzneimittel und Tees, sowie Gewürze dienen.

Die Messwerte für die spezifischen Aktivitäten von ^{40}K und ^{137}Cs werden jährlich tabellarisch zusammengestellt.

Wegen der Art der Probenbeschaffung können die angegebenen Messwerte nicht als repräsentativ für das Ursprungsland gelten. Die gemessenen Aktivitäten des Radionuklids ^{137}Cs können je nach Art und lokalen Gegebenheiten, z. B. der Bodenbeschaffenheit oder -kontamination in den Anbaubereichen, erhebliche Variabilitäten aufweisen.

Die von der Leitstelle gemessenen Gehalte von ^{137}Cs in Island-Moos als pflanzlicher Ausgangsstoff

für Arzneimittel sind in [Tabelle 19.1](#) für verschiedene Herkunftsgebiete Europas der Jahre 1998 bis 2007 zusammengestellt.

In [Tabelle 19.2](#) sind die ermittelten Jahresmittelwerte der ^{137}Cs - und ^{40}K -Konzentrationen für 2007 zusammengefasst. Die spezifischen Aktivitäten des ^{137}Cs erreichten Spitzenwerte von etwa 225 Bq/kg (TM) bei Bitterkleeblättern aus Polen und etwa 23 Bq/kg (TM) bei Islandmoos aus Bosnien - Herzegowina.

Die spezifischen Aktivitätswerte des natürlich vorkommenden Radionuklids ^{40}K lagen mit maximal 1195 Bq/kg (TM) bei Brennesselblättern aus Bulgarien und minimal 60 Bq/kg (TM) bei Islandmoos aus Bosnien - Herzegowina im Rahmen der natürlichen Schwankungsbreite.

Tabelle 19.1

Jahresmittelwerte der spezifischen Aktivitäten von ^{137}Cs und ^{40}K in Island-Moos für die Jahre 1998 bis 2007, mit Angabe des jeweiligen Herkunftslandes

Probenjahr	Ursprungsland	^{40}K in Bq/kg (TM)	^{137}Cs in Bq/kg (TM)
1998	Polen	69	240
2000	Ungarn	72	376
2001	BR-Jugoslawien	66	87
2002	Polen	86	360
2003	Bosnien-Herzegowina	74	100
2004	Rumänien	87	456
2005	Rumänien	107	203
2006	Bosnien-Herzegowina	63	31
2007	Bosnien-Herzegowina	60	22,5

Tabelle 19.2

Jahresmittelwerte der spezifischen Aktivitäten von ^{137}Cs und ^{40}K in verschiedenen Arzneimittelpflanzen bzw. Ausgangsstoffen für Arzneimittel für 2007, mit Angabe des jeweiligen Herkunftslandes

Artikel	Ursprungsland	^{40}K in Bq/kg (TM)	^{137}Cs in Bq/kg (TM)
Lindenblüten Silber	Serbien	530	0,36
Salbei KBA ¹⁾	Kroatien	500	0,6
Kamillenblüten	Mazedonien	770	NWG: 0,4 ²⁾
Island Moos	Bosnien-Herzegowina	60	23
Johanniskraut	Polen	450	0,34
Ringelblumenblüten	Ägypten	1020	0,54
Brennnesselblätter	Bulgarien	1195	0,5
Mateblätter, grün	Brasilien	480	0,4
Pfefferminzblätter	Mazedonien	650	1,45
Spitzwegerichkraut	Polen	1080	NWG: 0,3
Thymian, gerebelt	Polen	630	0,8
Lavendelblüten blau	Frankreich	610	0,3
Majoran, gerebelt	Ägypten	735	0,7
Pfeffer, schwarz, ganz	Brasilien	400	0,5
Grüner Tee Sencha	China	490	NWG: 0,2
Bitterkleeblätter	Polen	790	225
Fenchel ganz	Polen	545	NWG: 0,2
Melissenblätter	Serbien	710	0,45
Zimtrinde Stangen	Indonesien	150	1,6

1) KBA: kontrolliert biologischer Anbau
 2) NWG: Nachweisgrenze

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
BFAFi	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
Th-nat, Th_{nat}	Thorium			
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	
U-nat, U_{nat}	Uran			
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

Tabelle 1:

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

Tabelle 1:

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

Tabelle 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)
In-situ-Messung	Messung im Freien mit mobilen Messeinrichtungen (Feldmessung)
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 60, 84, 86–87
 schwach-radioaktive 61
ABI-Messnetz 35
Ableitung 23–24, 27, 53, 57, 61
Abluft 24, 27
Abwasser 27, 30–31, 33, 88–90
Abwetter 24
Ackerböden 73
Aerosole 29
Akkreditierung 13
Aktivitätsnormale 47
Allgemeine Verwaltungsvorschrift IMIS 12
Alpha-Aktivität 35, 52
Alpha-Strahler 24, 30
Americium-241 82
Arzneimittel 92
Atomkraftwerk 27–34
atomrechtliche Genehmigungsverfahren 27

B

Baugrund 18
Baumaterialien 19
Bauproduktengesetz 20, 22
Bauproduktenrichtlinie 22
Bergbau 21, 23, 25
Berlin 44
Beryllium-137 44
Beryllium-7 40, 43
Beta-Aktivität 35
Beton 21
Biblis 29–30
Binnengewässer 52, 54–55
Binnenseen 66
Bismut-214 37
Blei-210 60
Blei-214 37
BMU 31
Boden 72
Bodenluft 16–17
Brokdorf 29–30
Brunnen 19
Brunsbüttel 29–30
Bundesamt für Gewässerkunde 52
Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie 61
Bundesamt für Strahlenschutz 14, 16, 23, 27, 49,
 58, 88, 92
Bundesforschungsanstalt für Ernährung und Le-
 bensmittel 72, 81
Bundesforschungsanstalt für Fischerei 66

C

Calcium-41 47
Cäsium-134 63, 66, 77, 80
Cäsium-137 35, 37, 40, 42–44, 52–53, 55–59, 61–
 66, 68–69, 72–75, 77–80, 82, 85–93

Chemiegips 22
Chlor-36 47
Cobalt-58 52
Cobalt-60 44, 52, 55–56, 59–60, 88–90

D

Deutsche Bucht 62
Deutscher Wetterdienst 13, 35, 44
Donau 54, 56

E

Edelgase 27, 29
effektive Dosis 5, 31–33, 37–38, 45
Eier 81
Eisen-55 47
Elbe 24, 54–56
Emissionen 27, 31
Emissionsüberwachung 27, 31
Ems 52–53, 55
Emsland 29–30
EU-Berichterstattung 35
EURADOS 50
EURATOM-Vertrag 14
EU-Ringversuche 14
EUROMET-Vergleich 48
EU-Trinkwasserrichtlinie 60
Expositionsprofil
 Luft 25
 Trinkwasser 53

F

Fallout 61, 63
Filterstaub 84
Fische 66
Fischteiche 68
Fließgewässer 66
Flugasche 84, 86
Fluor-18 47
Fortluft 27, 29, 31–32, 34
Futtermittel 72
Fütterungsexperiment 81

G

Gammamessung 82
Gammamessungen 12
Gammasonde 49
Genehmigungsinhaber 27
Genehmigungswert 27, 31
Gesamt-Alpha 58–59
Gesamtbetaaktivität 37, 39
Gesamtnahrung 79
Gesamtrichtdosis 60
Gips 20
Grafenrheinfeld 29–30
Granit 18–20
Grohnde 29–30
Grubenwasser 23

Grundwasser 59
Gundremmingen 29–30

H

Halden 25
Hanauer Nuklearbetriebe 59
Hausmülldeponien 84, 86

I

IMIS 12, 35, 48
Immissionen 27
Industrieprodukte 20
Interkalibrationsmessstelle 49
Iod-131 27, 29, 35, 43, 52, 82, 84–90
Isar 29–30
Island-Moos 92

J

Jadebusen 53

K

Kalium-40 37, 40, 44, 53, 58–59, 84–90, 92
Kalkstein 20
Kernkraftwerkfernüberwachungssystem 49
Kernreaktor-Fernüberwachung 27
kerntechnische Anlagen 27, 31, 53
Kernwaffen-Fallout 65
Kernwaffenteststoppabkommen 42
Kernwaffenversuche 57, 59, 61, 63
Klärschlamm 85, 88–91
Kohlenstoff-14 29, 47
Kompost 85
kosmische Strahlung 35, 50
Krü mmel 29–30
Krypton-85 41–42

L

La Hague 61, 63
Landesmessstellen 27
Lebensmittel 80
Legehennen 81
Leitstelle 27
Leitungswasser 19
Luft 18, 23, 25
Lungenkrebsrisiko 18

M

Main 57
Mangan-54 44
Max-Rubner-Institut 81
Messfahrzeug 35
Messprogramm 60
Messstellen 27
Milch 76–77
Mittel alter 23
Mosel 53–57
Mulde 24
Müllverbrennungsanlage 43
Mutual Recognition Arrangement 47

N

Natursteine 19
Neckar 55–56
Neckarwestheim 29–30
Niederschlag 35, 37
Nordsee 61, 63, 68
nuklearmedizinische Anwendungen 57

O

Oberflächenwasser 52
ODL-Messnetz 37
ODL-Messstelle 37
ODL-Messungen 50
Offenbach 44
Ortsdosis 36
Ortsdosisleistung 35, 49
Ostsee 61, 63–64, 68

P

Pflanzen 72
Philippsburg 29–30
Physikalisch Technische Bundesanstalt 13
Physikalisch-Technische Bundesanstalt 27, 35, 44, 47, 50
Pleiße 24
Plutonium-(239+240) 40, 63, 65
Polonium-210 60

Q

Qualitätsmanagement 47

R

Radioaktivität
 künstliche 61
Radionuklide
 aerosolpartikelgebundene 35
 in Fließgewässern 53
 langlebige 61
Radium-226 24, 60
Radium-228 60
Radon 16, 47, 60
Radon-220 48
Radon-222 24–25, 60
Radonfolgeprodukte 16, 60
Rauchgasreinigungsanlagen 85
Raumlufte 19
Referenzmaterialien 48
Referenzperson 31–34
 einjährige 31, 33
REI 12, 27, 52, 58
REI Bergbau 23
Resuspension 57
Rhein 53–57
Ringanalyse 12
Ringversuch 27
Ringversuchsmaterialien 13, 48
Rohmilch 76–77
Rohschlacke 84

Routinemessprogramm 52, 88

S

Sandstein 20
Säuglingsnahrung 76, 79–80
Schaalsee 53
Schauinsland 42, 50
Schilddrüsendosis 31
Schilddrüsendosis 5, 34
Schollener See 53
Schwebstoff 52–53, 55–56
Sediment 52–53, 56–57, 65
Sellafield 61, 63
Sickerwasser 84
Starnberger See 53
Steinhuder Meer 53
Strahlenschutzverordnung 19–20, 22, 31, 48, 52–53
Strahlenschutzvorsorgegesetz 12, 48, 52
Stromerzeugung 27–28
Strontium-85 82
Strontium-90 40, 52–54, 58–59, 62–65, 72, 79–80, 88–90

T

Tabak 92
Talsperren 59
Thorium 60
Transferfaktor 81–83
Trinkwasser 58, 60
Trinkwasserverordnung 14
Tritium 29–30, 40, 52–54, 58–59, 86
Tropopausenbruch 43

Tschernobyl 12, 35, 37, 40, 57, 61, 63, 68, 72, 84, 88

U

Umgebungsstrahlung 49
Umgebungsüberwachung 27
Umweltradioaktivität 27
Unterweser 29–30
Uran 24, 60
Uran-234 44, 52, 60, 88–90
Uran-235 52, 60, 88–90
Uran-238 44, 52, 58, 60, 88–90
Uranerzbergbau 23

W

Weideböden 74
Weiße Elster 24
Weser 53, 56
Wiesenbewuchs 75
Wismut GmbH 23, 25
Wurzeltransfer 85

X

Xenon 41
Xenon-131m 41–42
Xenon-133 41–42
Xenon-133m 42
Xenon-135 41–42

Z

Ziegel 21
Zink-65 45