

Umweltradioaktivität in der Bundesrepublik Deutschland 2004 und 2005

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
Irene Bergler

Stand: Februar 2007

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 2004 und 2005. Ein Schwerpunkt in den Beiträgen liegt auf der Darstellung aktueller Untersuchungen und Entwicklungen sowie auf der Betrachtung übergreifender radioökologischer Zusammenhänge. Andererseits liegt es - 20 Jahre nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl – nahe, einen zweiten Schwerpunkt auf die Betrachtung von Messwertreihen über größere Zeiträume zu setzen. Sie erlauben einen Vergleich der derzeitigen radiologischen Situation mit derjenigen zur Zeit der Kernwaffentests sowie derjenigen nach dem Unfall im Kernkraftwerk Tschernobyl. Neben diesen Untersuchungen von künstlichen Radionukliden in der Umwelt sind Untersuchungen zur natürlichen Strahlenexposition und ihrer möglichen Reduktion, insbesondere in der Umgebung bergbaulicher Anlagen von großer Bedeutung. Darüber hinaus wird im vorliegenden Bericht das System zur Überwachung der Umweltradioaktivität auf der Basis der verschiedenen rechtlichen Grundlagen übersichtlich dargestellt sowie eine zusammenfassende Bewertung der Strahlenexposition gegeben.

INHALTSVERZEICHNIS

Vorwort	3
Inhaltsverzeichnis	4
Zusammenfassung	5
Summary	7
Résumé	9
1 Die Leitstellen seit Tschernobyl	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 Aktivitätsnormale und Spurenstoffe	41
7 Spurenmessung in der bodennahen Luft	44
8 Radioaktive Stoffe in Binnengewässern	55
9 Radioaktive Stoffe in Trink- und Grundwasser	61
10 Radioaktive Stoffe in Nord- und Ostsee	64
11 Radioaktive Stoffe in Fischen	70
12 Effektive ¹³⁷ Cs-Halbwertszeiten in Fischen aus Binnenseen und Fließgewässern und ¹³⁷ Cs-Sorptionsverhalten in Böden	74
13 Boden, Pflanzen, Futter- und Düngemittel	81
14 Radioaktive Stoffe in Milch und Milchprodukten	85
15 Gesamtnahrung, Säuglings- und Kleinkindernahrung	87
16 Ringversuch Babynahrung 2005/2006	89
17 Radioaktive Stoffe in Reststoffen und Abfällen	92
18 Radioaktive Stoffe in Abwasser und Klärschlamm	96
19 Tabakerzeugnisse, Bedarfsgegenstände, Arzneimittel und deren Ausgangsstoffe	100
Verwendete Abkürzungen	102
Liste der im Text erwähnten Radionuklide	103
SI-Einheiten im Strahlenschutz	105
Präfixe	105
Glossar	106
Sachverzeichnis	108

ZUSAMMENFASSUNG

Im vorliegenden Bericht werden Daten zur Radioaktivität in der Umwelt und in der Umgebung kerntechnischer Anlagen aus den Jahren 2004 und 2005 zusammengestellt und bewertet.

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 Atomkraftwerken und bergbaulichen Anlagen (Kapitel 3, 4)

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

Die Jahrgenehmigungswerte für die Ableitung radioaktiver Stoffe in die Oberflächengewässer in der Umgebung bergbaulicher Anlagen wurden 2004 und 2005 ausnahmslos eingehalten. Das gleiche gilt für die ^{222}Rn -Ableitungen und die Ableitungen langlebiger Alphastrahler in die Luft. Zur Unterstützung von Sanierungsentscheidungen hat das BfS einen „Leitfaden zur radiologischen Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten“ entwickelt.

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

Die Messung der Gesamt- β -Aktivität im **Niederschlag** ergab für das Jahr 2004 einen Mittelwert von 62 Bq/m^2 und für 2005 einen Mittelwert von 58 Bq/m^2 .

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

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

Spurenanalyse und Aktivitätsnormale (Kapitel 6, 7)

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

Im Berichtszeitraum hat die PTB 15 IMIS-Ringversuchsmaterialien untersucht.

Radioaktive Stoffe in Binnengewässern, Trink- und Grundwasser (Kapitel 8, 9)

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 $0,00003$ bzw. $0,0014$ Millisievert pro Jahr.

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

Radioaktive Stoffe in Nord- und Ostsee sowie in Fischen (Kapitel 10, 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 2005 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 etwa 1,0 Bq/kg FM in Süddeutschland und 2,7 Bq/kg FM in Norddeutschland zu verzeichnen.

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

Boden, Pflanzen, Futtermittel, Gesamtnahrung sowie Milch- und Milchprodukte (Kapitel 13, 14, 15, 16)

Der Gehalt von ^{137}Cs in **Rohmilch** lag im Jahr 2005 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 2005 etwa 106 Bq für ^{137}Cs und 40 Bq für ^{90}Sr .

Die Auswertungen der **Ringanalyse Babynahrung 2005/2006** bescheinigen den hohen Qualitätsstandard der Laboratorien, die im Bereich der Radioaktivitätsüberwachung tätig sind. Bezeichnend für das gute Ergebnis sind die niedrigen Mittelwerte der Laborabweichungen, die nach der Eliminierung der wenigen Ausreißer für ^{134}Cs bei 4,5%, für ^{137}Cs bei 3,2%, für ^{40}K bei 4,6% und für ^{90}Sr bei 5,0% lagen.

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

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

Der zeitliche Verlauf der Jahresmittelwerte für die ^{137}Cs -Gehalte der **Klärschlämme** der einzelnen Bundesländer zeigt die bisherige Tendenz zur Abnahme der Kontamination. Diese ist nur noch schwach ausgeprägt. In wenigen Fällen ist sie noch zu beobachten, z.B. in Sachsen-Anhalt.

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 2004 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 2004 and 2005.

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 for radon in new dwellings of 100 Bq/m^3 air.

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

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

Without exception, the licensed annual values for the discharge of radioactive substances into the surface waters of the area surrounding **mining facilities** were kept in 2004 and 2005. The same applies to the ^{222}Rn discharges and the discharges of long-lived alpha emitters into the air. In order to support decisions on remediation measures BfS has elaborated a "Guide for the radiological investigation and evaluation of mining relics".

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

In 2004 the measurement of the total β activity in **precipitation** amounted to a median value of 56 Bq/m^2 and in 2005 to a median value of 58 Bq/m^2 .

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

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

Trace Analysis and Activity Normals (Chapters 6, 7)

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 (New Year's eve fireworks). The example of the ^{137}Cs , however, shows a natural atmospheric transport process of an anthropogenic radionuclide (Chernobyl fallout) over a large distance.

During the report period PTB examined 15 IMIS intercomparison materials.

Radioactive Substances in Inland Waters, Drinking Water and Groundwater (Chapters 8, 9)

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 $0,0014 \text{ mSv}$ per year, respectively, result for an adult, assuming an annual drinking water consumption of 700 litres.

With regard to the elaboration of appropriate measuring and calculation methods for the determination of the indicator parameter "total recommended dose", BMU charged BfS with the performance of representative

measurements of the natural radionuclides content in drinking water, in order to enable an evaluation of the radiation exposure of the population in the Federal Republic of Germany due to the consumption of drinking water on this basis.

Radioactive Substances in North Sea and Baltic Sea and in Fish (Chapters 10, 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 compared to the North Sea can be detected in the water. This radionuclide originates – as do the transuranium nuclides – mainly from the global fallout of the atmospheric nuclear weapons tests.

Only in the Baltic Sea did the Chernobyl fallout in the case of sea fish play a role. The mean ^{137}Cs content there was only slightly higher in 2005 than on average in fish in lakes. Of greater importance was the fallout initially to the fish in lakes. Up to 2005, however, a clear decrease of the mean ^{137}Cs activity could be registered to about 1.0 Bq/kg FM in the north of Germany.

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

Soil, Plants, Feedstuffs, Total Food as well as Milk and Dairy Products (Chapters 13, 14, 15, 16)

In 2005 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 106 Bq for ^{137}Cs and 40 Bq for ^{90}Sr in 2005.

The analysis of the Intercomparisons Baby food 2005/2006 is a proof of the high quality standard of the laboratories working in the field of radioactivity surveillance. The low median values of the laboratory deviations - which were 4.5% for ^{134}Cs , 3.2% for ^{137}Cs , 4.6% for ^{40}K and 5.0% for ^{90}Sr after the few peaks had been eliminated - are characteristic for the good result.

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

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

The 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 2004.

RÉSUMÉ

Le présent rapport rassemble des données, établies dans les années 2004 et 2005, concernant la radioactivité dans l'environnement et aux abords des installations nucléaires et porte sur leur évaluation.

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/m³. 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/m³ environ en comparaison avec des personnes qui habiteraient des logements avec une concentration fictive de 0 Bq/m³. 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/m³ dans l'air du local.

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

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

Dans les années 2004 et 2005, 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 ²²²Rn et des émetteurs de rayons alpha à vie longue ont également été observées. L'Office fédéral pour la Radioprotection (BfS) a élaboré un « guide de l'étude et l'évaluation radiologiques de résidus miniers » afin de soutenir les décisions concernant des mesures d'assainissement.

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

Le total de l'activité bêta mesurée dans les **précipitations** s'élevait à une valeur moyenne de 56 Bq/m² pour l'année 2004 et de 58 Bq/m² pour l'année 2005.

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

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

L'analyse de traces et les normales d'activité (chapitres 6, 7)

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

Pendant la période comprise par le rapport, l'office fédéral de physique et de technique (PTB) a étudié 15 matériaux d'intercomparaison en rapport avec l'IMIS (système de mesure et d'information intégré pour le contrôle de la radioactivité de l'environnement).

Les matières radioactives contenues dans les eaux intérieures, l'eau potable et la nappe phréatique (chapitres 8, 9)

Le contrôle des **eaux intérieures** démontre que ce sont les radionucléides naturels qui contribuent essentiellement à la dose de rayonnement. Aujourd'hui, la part des radionucléides artificiels contribuant à la dose de rayonnement provient principalement des radionucléides ⁹⁰Sr et ¹³⁷Cs, qui étaient introduits dans les eaux

par les retombées des essais d'armes nucléaires et de l'accident nucléaire de Tchernobyl. Par contre, les effets causés par les radionucléides contenus dans les rejets des installations nucléaires sont négligeable.

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 0,00003 et 0,0014 mSv par an, respectivement.

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

Les matières radioactives contenues dans la mer du Nord et la mer Baltique ainsi que dans les poissons (chapitres 10, 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 le deuxième source du ^{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 de 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 2005, 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 environ 1,0 Bq/kg en Allemagne du Sud et 2,7 Bq/kg en Allemagne du Nord.

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

Le sol, les plantes, les aliments pour bétail, l'alimentation totale ainsi que le lait et les produits laitiers (chapitres 13, 14, 15, 16)

En 2005, 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 106 Bq pour le ^{137}Cs et 40 Bq pour le ^{90}Sr en l'année 2005.

Le résultat global de l'**Essai collectif Aliments pour les bébés 2005/2006** est très satisfaisant. Ceci atteste du standard de qualité élevé atteint par les laboratoires travaillant dans le domaine de la surveillance de la radioactivité. Le faible niveau des valeurs moyennes des déviations en est une bonne illustration. Après élimination des quelques valeurs aberrantes, les déviations s'élèvent à 4,5% pour le ^{134}Cs , 3,2% pour le ^{127}Cs , 4,6% pour le ^{40}K et 5,0% pour le ^{90}Sr .

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

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

La contamination en ^{137}Cs des **boues d'épuration** a, jusqu'à présent, tendance à diminuer, comme on peut conclure de l'évolution des valeurs moyennes annuelles mesurées dans les Länder. Cette tendance n'est plus très prononcée. On ne l'observe que très rarement, p. ex. en Saxe-Anhalt.

Les produits du tabac, 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 2004.

1 DIE LEITSTELLEN SEIT TSCHERNOBYL

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

Umweltüberwachung der Leitstellen vor Tschernobyl

Durch die Atombombenabwürfe über Hiroshima und Nagasaki im Jahr 1945 und das daraufhin folgende Wettrüsten wurde die Weltöffentlichkeit erstmals auf die Probleme aufmerksam, die sich durch die massive menschliche Beeinflussung der Umweltradioaktivität ergeben können.

Bereits in den frühen 50er Jahren begannen Wissenschaftler in Universitäten und Forschungseinrichtungen und Ämtern in Deutschland, Radioaktivität in Boden, Luft und Niederschlag zu messen [1]. Im März 1953 wurden in Deutschland erstmals künstliche Radionuklide aus dem Atomwaffen-Fallout nachgewiesen [2]. Eine Arbeitsgruppe des Physikalischen Instituts der Albert-Ludwig-Universität in Freiburg fand in Niederschlagsproben der Messstelle Schauinsland, 1.200 m NN, Spaltprodukte von einem oberirdischen Kernwaffentest in Nevada.

Um für eine kontinuierliche und großräumig Überwachung der Umweltradioaktivität zu sorgen, wurde 1955 der Deutsche Wetterdienst (DWD) per Gesetz mit der Überwachung der Atmosphäre und der Niederschläge auf radioaktive Stoffe beauftragt [1].

1956 folgte dieser Maßnahme die Gründung des Sonderausschusses Radioaktivität (SAR) mit der Aufgabe der Erstellung eines wissenschaftlichen Berichts über Radioaktivität der Luft, des Wassers und des Bodens in der Bundesrepublik Deutschland [1]. Dieser Bericht ist der Beginn der regelmäßigen Berichterstattung über Umweltradioaktivität. Die damaligen Arbeitsgruppen, heute Leitstellen genannt, liefern seit dieser Zeit ihre jährlichen Beiträge zu diesen Berichten.

Tabelle 1.1
Historie: Messstellen werden zur „Leitstelle“

1953/54	Wissenschaftler in Universitäten und Forschungseinrichtungen und Ämtern beginnen, Radioaktivität zu messen
1955	Der DWD wird per Gesetz mit der Überwachung der Atmosphäre und der Niederschläge auf radioaktive Stoffe beauftragt
1956	Gründung des Sonderausschuss Radioaktivität
1961	Erstmals Nennung des Begriffs Leitstelle
1986	Die Aufgaben der Leitstellen werden gesetzlich verankert (Strahlenschutzvorsorgegesetz)

In einer Sitzung des Länderausschusses für Atomenergie 1961 fiel wohl das erste Mal der Begriff „Leitstelle“. Deren „Leitaufgaben“ wurden wie folgt benannt: Forschungsarbeiten über die Kontaminationsketten, Entwicklung von Probenahme-, Analysen- und Messverfahren, Auswertung der Messergebnisse, Beratung der Bundesregierung und Verfassen von Beiträgen zu den Berichten über Umweltradioaktivität und Strahlenexposition. Mit zunehmenden Aufgaben kamen später noch weitere Leitstellen hinzu. Die heutigen Leitstellen (siehe [Tabelle 1.2](#)) mögen zum Teil anders heißen, anderen Ministerien zugeordnet sein, aber es sind fast alle die Institute dieser ersten Jahre. Die zu überwachenden Umweltberei-

che sind in [Tabelle 1.2](#) zusammengestellt.

Mit dem Vertrag über das Verbot von Kernwaffentests (1963) und der zunehmenden zivilen Nutzung der Atomenergie der 60er und 70er Jahre verlagerte sich die Aufmerksamkeit der Radioaktivitätsüberwachung von der Umwelt- zur Umgebungsüberwachung.

In der ersten Hälfte 80er Jahre ließen mit der Verringerung des globalen Fallouts die Befürchtungen vor gesundheitlichen Wirkungen durch Strahlenbelastung durch den Kernwaffenfallout allmählich nach. Auch war die Gefährdung durch die „friedliche Nutzung“ der Kernenergie in der öffentlichen Diskussion

Tabelle 1.2

Übersicht über die Verwaltungsbehörden des Bundes zur Überwachung der Umwelt- bzw. Umgebungsradioaktivität gemäß StrVG bzw. REI [3]

Deutscher Wetterdienst (DWD) Zentralamt Offenbach am Main (www.dwd.de)	Messung von Luft und Niederschlag, Ausbreitungsprognose, Spurenanalyse
Physikalisch-Technische Bundesanstalt (PTB) Braunschweig (www.ptb.de)	Spurenanalyse Bereitstellung von Aktivitätsnormalen
Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) Koblenz (www.bafg.de)	Bundeswasserstraßen, oberirdische Gewässer, Oberflächenwasser, Schwebstoff und Sediment
Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) Hamburg (www.bsh.de)	Nord- und Ostsee einschließlich Küstengewässer Meerwasser, Schwebstoff und Sediment
Bundesforschungsanstalt für Fischerei (BFAFi) Labor für Fischereiökologie, Hamburg (www.bfa-fish.de)	Fische, Fischprodukte, Krusten- und Schalentiere, Wasserpflanzen, Plankton
Bundesanstalt für Ernährung und Lebensmittel (BFEL) , Institut für Chemie und Technologie der Milch, Kiel (www.bfel.de)	Boden, Bewuchs, Futtermittel und Nahrungsmittel pflanzlicher und tierischer Herkunft
Bundesamt für Strahlenschutz (BfS) Fachbereich Strahlenschutz und Gesundheit Fachbereich Strahlenschutz und Umwelt Salzgitter (www.bfs.de)	Inkorporationsüberwachung der Bevölkerung Trinkwasser, Grundwasser, Abwasser, Klärschlamm, Reststoffe und Abfälle Umweltradioaktivität, die aus bergbaulicher Tätigkeit in Gegenwart natürlich radioaktiver Stoffe (besonders Radon und seine Folgeprodukte) stammt Tabakerzeugnisse, Bedarfsgegenstände, Arzneimittel und deren Ausgangsstoffe Fortluftüberwachung kerntechnischer Anlagen Gamma-Ortsdosisleistung, Spurenanalyse, Zusammenfassung der vom Bund ermittelten Daten über Luft und Niederschlag Abwasserüberwachung kerntechnischer Anlagen

wieder in den Hintergrund getreten. Als Verursacher der „atomaren Bedrohung“ wurden vielmehr die mit Atomsprengköpfen bestückten Pershing II – Raketen angesehen, von denen auf Grund des Nato-Doppelbeschlusses von 1979 in den Jahren von 1983 bis 1985 etwa 200 Stück in der Bundesrepublik stationiert waren.

Im April 1986, kurz vor dem Unfall in Tschernobyl, unternahm das Bundesministerium des Inneren den Versuch, im Rahmen der Novellierung der Strahlenschutzverordnung auch eine nationale Rechtsgrundlage zu schaffen, auf welche die Überwachung der allgemeinen Umweltradioaktivität abgestützt werden kann. Der Hauptausschuss des Länderausschusses

für Atomkernenergie lehnte diesen Vorschlag mehrheitlich ab. Gegenüber 1961 hatte bei der Mehrheit des Länderausschusses die Umweltradioaktivitätsüberwachung offenbar stark an Gewicht verloren [1].

In der Nacht vom 25. auf 26. April 1986 ereignete sich der bisher weltweit größte Unfall in einer kerntechnischen Anlage. In Block 4 des Atomkraftwerks Tschernobyl kam es zur Explosion des Reaktors und zur Zerstörung des Reaktorgebäudes einschließlich seines Daches. Durch die Explosion und die nachfolgenden Brände wurden große Mengen radioaktiver Stoffe in große Höhen freigesetzt und somit über weite Teile Europas verbreitet [4].

Umweltüberwachung der Leitstellen nach Tschernobyl

Ab dem 30. April 1986 trafen die radioaktiven Luftmassen in Deutschland ein. Unterschiedliche Bewertungen von Messdaten und widersprüchliche Verhaltensempfehlungen führten zu großer Verunsicherung in der Bevölkerung. Es mangelte an einheitlichen Vorgehensweisen zu Probenahme und Bewertung, an bundesweiter Kommunikation und an einer komplikationslosen, schnellen Methode zum Datenaustausch. Als Konsequenz daraus wurde noch im selben Jahr das „Gesetz zum vorsorgenden Schutz der Bevölkerung gegen Strahlenbelastung“ (Strahlenschutzvorsorgegesetz – StrVG) verabschiedet [5].

Zweck des Gesetzes ist es „die Radioaktivität in der Umwelt zu überwachen, die Strahlenexposition der Menschen und die radioaktive Kontamination der Umwelt im Fall von Ereignissen mit möglichen nicht unerheblichen radiologischen Auswirkungen unter Beachtung des Standes der Wissenschaft und unter Berücksichtigung aller Umstände durch angemessene Maßnahmen so gering wie möglich zu halten.“ Im StrVG werden auch die Aufgaben und Maßnahmen zur Überwachung der Umweltradioaktivität der Länder und des Bundes geregelt [6].

So werden seither alle von Bund und Ländern erhobenen Daten der Zentralstelle des Bundes (ZdB) zugeleitet und von dort an die jeweils zuständigen Leitstellen zur Aufbereitung weitergeleitet. Nach Prüfung und Aufbereitung werden die Daten wiederum von der ZdB zusammengefasst und in den jährlichen Berichten über Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung dem Bundesumweltministerium (BMU) zur Bewertung zur Verfügung gestellt. Das BMU leitet dann „dem Deutschen Bundestag und dem Bundesrat jeweils einmal im Jahr einen Bericht über die Entwicklung der Radioaktivität in der Umwelt zu“ [6]. Dieses Informationsgefüge ist in [Abbildung 1.1](#) schematisch dargestellt.

Der Zentralstelle des Bundes (angesiedelt im BfS) wurde im StrVG die Aufgabe der Koordinierung dieser Abläufe übertragen. Als Konsequenz daraus baute das BfS das „Integrierte Mess- und Informationssystem (IMIS)“ auf [4]. Das IMIS sollte unter Einbindung und Verbesserung der bereits vorhandenen Systeme eine lückenlose und flächendeckende Überwachung der Umweltradioaktivität gewährleisten. Dabei sollten alle für die Strahlenexposition des Menschen relevanten Umweltbereiche in die Überwachung einbezogen werden und es sollte zu jedem Zeitpunkt ein vollständiger Überblick über die Konta-

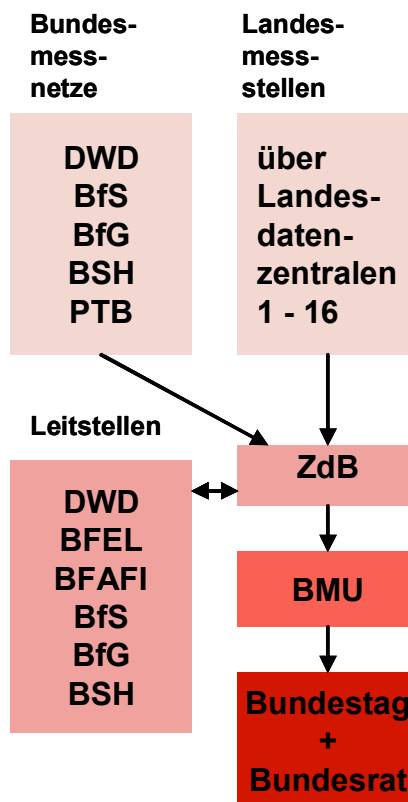


Abbildung 1.1
Daten- und Informationsfluss in der Überwachung der Umweltradioaktivität - Abkürzungen siehe Tabelle 1.2

minationssituation in der Bundesrepublik Deutschland zur Verfügung stehen [7]. Alle an den Messstellen gewonnenen Daten sollten dafür zentral erfasst und in einer Datenbank zusammengeführt werden. Zu diesem Zweck wurden die an der Überwachung beteiligten Messinstitutionen mit der zentralen Datenbank in der ZdB vernetzt.

Im Ereignisfall (Intensivbetrieb) ist IMIS damit in der Lage:

- die radioaktive Kontamination der Umwelt schnell zu erfassen,
- die daraus resultierende Strahlenexposition des Menschen zuverlässig abzuschätzen und
- alle Beteiligten schnell, übersichtlich und zeitgleich über die Lage zu informieren [4].

Im Routinebetrieb werden durch IMIS die Umweltradioaktivität flächendeckend überwacht und langfristige Trends erfasst.

Der Unfall von Tschernobyl hat gezeigt, dass die Umweltradioaktivitätsüberwachung fortwährend gesetzlich und technisch an die Erfordernisse angepasst werden muss. Dem wurde vor allem mit der Schaffung des StrVG und der Entwicklung bzw. ständigen Weiterentwicklung des IMIS Rechnung getragen.

Die vollständige Neugestaltung des IMIS wurde im April 2005 abgeschlossen. Moderne Soft- und Hardware erlauben nun eine wesentlich raschere Übermittlung, Prüfung und Auswertung der Messdaten. Die Bereitstellung entscheidungsrelevanter Informationen wurde weitestgehend standardisiert und auto-

matisiert. Auch die leicht verständliche und schnelle Darstellung der Daten und die Verknüpfung mit anderen Messsystemen ist nun leichter möglich geworden. Das zukünftige Augenmerk in der Umweltüberwachung liegt auf dem Austausch von Messwerten auf nationaler und internationaler Ebene [8].

Literatur

- [1] Bayer, A., Wiechen, A.: *Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt; Historie, Aufgaben und Perspektiven*. In: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.): *Die Leitstellen zur Überwachung der Umweltradioaktivität - Historie, Aufgaben und Perspektiven*, Bonn 2000
- [2] Sonderausschuss Radioaktivität: *Bundesrepublik Deutschland, Erster Bericht*, Stuttgart 1958
- [3] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: *Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung, Jahresbericht 2005, Reihe Umweltpolitik*, Bonn, 2006
- [4] Bundesamt für Strahlenschutz (Hrsg.): *Tschernobyl - 20 Jahre danach*, Salzgitter 2006
- [5] Weiss, W., Leeb, H., Wirth, E.: *Das Integrierte Meß- und Informationssystem zur Überwachung der Umweltradioaktivität (IMIS), Grenzüberschreitende Vernetzung von Überwachungssystemen*. In: Bayer, A., Kaul, A., Reiners, Chr. (Hrsg.): *10 Jahre nach Tschernobyl, eine Bilanz. Seminar des Bundesamtes für Strahlenschutz und der Strahlenschutzkommission, München 6.-7. März 1996, 181-198, Stuttgart/Jena/Lübeck/Ulm, 1996*
- [6] *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)*
- [7] Bühling, A., Dusemund, H.W., Kuhlen, J., Müller-Neumann, M., Portius, U.: *Behördliche Konsequenzen im Strahlenschutz*. In: *Strahlenschutzkommission (Hrsg.): 20 Jahre nach Tschernobyl - Eine Bilanz aus Sicht des Strahlenschutzes. Berichte der Strahlenschutzkommission, Heft 50, 148-158, Berlin 2006*
- [8] Leeb, H., Lieser, J., Wirth, E.: *Das neue integrierte Mess- und Informationssystem (IMIS) zur Überwachung der Umweltradioaktivität*. In: *Bundesamt für Strahlenschutz (Hrsg.): Jahresbericht 2004, S. 37-39, Salzgitter 2005*

2 STRAHLENEXPOSITION IN GEBÄUDEN

Bundesamt für Strahlenschutz, Fachbereich Strahlenschutz und Umwelt, Berlin
(R. Lehmann, W. Meyer)

Strahlenexposition durch Radon und Radonzerfallsprodukte

In der Bundesrepublik Deutschland begannen die Messungen der Radonkonzentration in Häusern 1978 mit der Zielstellung, einen ersten Überblick über die Häufigkeitsverteilung, die wesentlichsten Radonquellen und die die Radonkonzentrationen in Gebäuden beeinflussenden Faktoren zu gewinnen. Zur Validierung der Häufigkeitsverteilung der Radonkonzentrationen in Wohnungen wurde im Zeitraum 1991 bis 1993 eine ergänzende Studie in den ostdeutschen Bundesländern durchgeführt. Daran anschließend erfolgte eine größere Anzahl von Mes-

sungen zur Untersuchung der gesundheitlichen Wirkungen der Radonexposition. Spezielle Projektdienste der Ermittlung der Abhängigkeit der Radonkonzentration in Häusern von der Geologie und der Bauweise sowie der Klärung von im besonderen öffentlichen Interesse stehenden Umständen (z.B. des Einflusses von Bergbau auf die Radonkonzentration). Während Messungen im Rahmen von Programmen zur Untersuchung allgemein interessierender Probleme in Zuständigkeit des Bundes erfolgten, 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	10925	30,6	22153	6,2	14576	4,1	4582	1,3	869	0,2	374	0,10

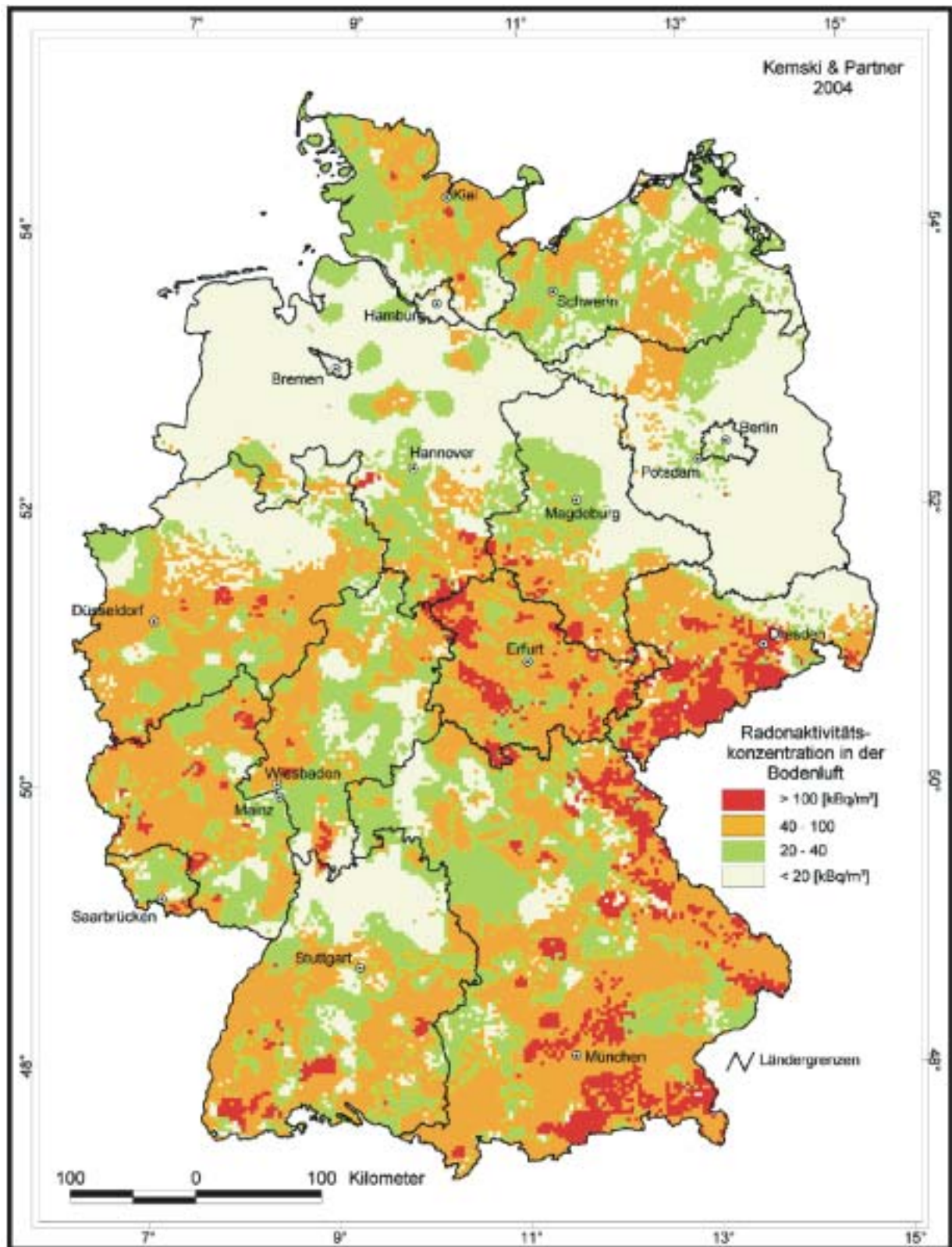


Abbildung 2.1
Radonkonzentration in Bodenluft

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 bestehenden 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 besitzen diesen gegenüber bereits ein um 32% höheres Risiko [2,3,4]. Bei einem linearen Zusammenhang zwischen Radonexposition und zusätzlichem Lungenkrebsrisiko muss es die Zielstellung sein, nicht nur besonders hohe Konzentrationen zu kappen, sondern vielmehr die insgesamt durch Radon verursachte Exposition zu reduzieren. Deshalb sollten die Radonkonzentrationen in Räumen, in denen sich Personen nicht nur vorübergehend aufhalten, so niedrig wie möglich liegen. Dem sind jedoch natürlicherweise Grenzen gesetzt. Auf Grund der im Freien vorkommenden Radonkonzentrationen, die wegen des Luftaustausches zwischen Innen- und Außenluft auch immer in den Gebäuden vorkommen, und den Radonkonzentrationen, die durch die Radonfreisetzungen aus den Baumaterialien verursacht werden und die in der bestehenden Bausubstanz kaum beeinflussbar sind, ist eine Forderung nach genereller Verringerung der Radonkonzentrationen auch in Bereichen unter 100 Bq/m³ in vielen Fällen in Deutschland praktisch nicht realisierbar. Oberhalb von 100 Bq/m³ sind jedoch immer Maßnahmen gerechtfertigt, da in diesem Bereich, in dem die Radonkonzentrationen in Häusern durch das Radon aus dem Baugrund bestimmt wird, fast immer eine nennenswerte Reduzierung der Radonkonzentrationen erreicht werden kann.

Die Radonkonzentrationen in Häusern werden in Deutschland in entscheidendem Maße durch die Konzentration des Radons im Baugrund bestimmt. In [Abbildung 2.1](#) und in [Tabelle 2.1](#) wird die regionale Verteilung der Radonkonzentration in der Bodenluft verdeutlicht [5]. Rein geologisch bedingt können in Gebäuden Jahresmittelwerte von einigen Tausend Bq/m³ auftreten. Die höchsten geologisch bedingten Radonkonzentrationen sind in Häusern gemessen

worden, die auf einem Untergrund mit jungen Graniten errichtet wurden. Maßnahmen zur Verringerung der Radonkonzentration in Gebäuden müssen deshalb vornehmlich darauf ausgerichtet werden, den Transport von Radon aus dem Untergrund zu verhindern oder nennenswert zu reduzieren [6]. [Tabelle 2.2](#) informiert über die Anzahl Messungen der Radonkonzentration in Häusern über mindestens drei Monate 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, in denen Radonkonzentrationen unter 20 kBq/m³ in der Bodenluft vorkommen, sind bei einer Bauausführung entsprechend den heutigen Anforderungen, vor allem einer DIN-gerechten Abdichtung der Gebäude gegen von außen angreifende Bodenfeuchte, erhöhte Radonkonzentrationen in Häusern wenig wahrscheinlich. Dies betrifft vor allem große Teile des norddeutschen Tieflandes, wo die Radonkonzentrationen in der Bodenluft sogar meist kleiner als 10 kBq/m³ sind [7]. Für die Planung von Maßnahmen zum Schutz vor erhöhten Radonkonzentrationen in Gebäuden ist dies von großer Bedeutung. Durch weitere ergänzende Maßnahmen kann beim Neubau gesichert werden, dass (bei vertretbarem zusätzlichem finanziellen Aufwand) auch an Standorten mit höheren Radonkonzentrationen in der Bodenluft akzeptable Radon-Innenraumkonzentrationen erzielt werden. Wenn bauliche, heizungs- oder lüftungstechnische Maßnahmen in Umsetzung der Energieeinsparverordnung durchgeführt werden, sind objektbezogenen Lösungen anzuwenden, die zu keiner Erhöhung der Radonkonzentration in Aufenthaltsräumen führen [8].

In bestehenden Häusern der Gebiete mit erhöhten Radonkonzentrationen in der Bodenluft werden vom

BfS auf Grund der höheren Wahrscheinlichkeit des Auftretens von Radonkonzentrationen über 100 Bq/m^3 in Aufenthaltsräumen zunächst Messungen und - in Abhängigkeit von der Höhe der Konzentrationen - solche Maßnahmen empfohlen, mit denen eine effektive Reduzierung der Konzentrationen erreicht werden kann.

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

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

Radioaktive Stoffe in Baumaterialien und Industrieprodukten

Zum Schutz der Bevölkerung gegen ionisierende Strahlung werden seit mehr als 25 Jahren in der Bundesrepublik Deutschland Untersuchungen und 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 Bereichen. Unter den Natursteinen besitzen kiesel-säurereiche Magmageschiebe, insbesondere Granit, 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 Fliesen und anderer Plattenmaterialien unterschiedlicher Herkunft untersucht. Die Ergebnisse sind in der [Abbildung 2.2](#) zusammengefasst. Die radiologische Relevanz der einzelnen Materialien für die Strahlenexposition der Bevölkerung hängt außer von 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 erhöhten Strahlenexpositionen verursachen.

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

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

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

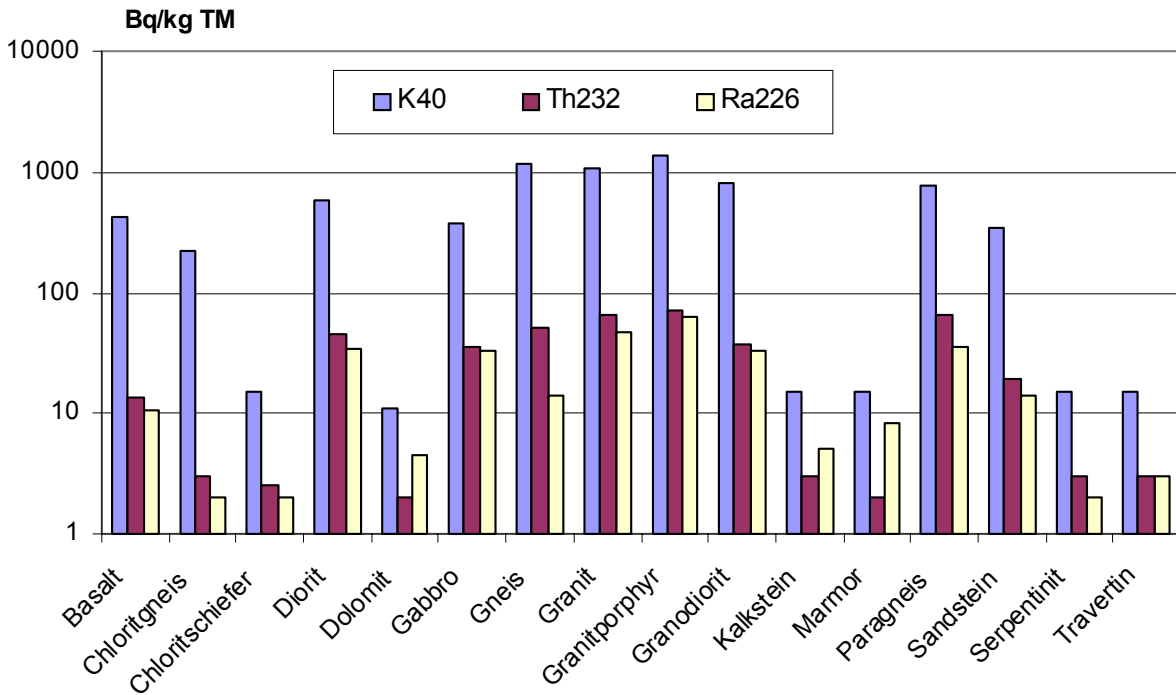


Abbildung 2.2
Medianwerte der spezifischen Aktivität natürlicher Radionuklide in Naturwerksteinen

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

3

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

Bundesamt für Strahlenschutz, Fachbereich Strahlenschutz und Umwelt, Berlin
Leitstelle für Fragen der Radioaktivitätsüberwachung bei erhöhter natürlicher Radioaktivität
(K. Gehrcke, G. Henze)

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 SDAG/ SAG 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 wurde 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 fortschreitender Sanierung im untertägigen Bereich war es auch möglich, übertägige Betriebsanlagen und Gebäude zu demontieren und abzubauen. Übertage konzentrierte sich die Sanierungstätigkeit auf die Haldensanierung, die Verfüllung des Tagebaurestloches Lichtenberg bei Ronneburg (Thüringen), in das ca. 110 Mio. m³ Haldenmaterial aus dem Ostthüringer Bergbaugesamt umgelagert und eingebaut wurden, die Sanierung der industriellen Absetzanlagen der ehemaligen Uranerzaufbereitung und die Sanierung kontaminierter Betriebsflächen. Eine besondere Herausforderung stellte die Verwahrung der Rückstände der Uranerzaufbereitung dar, die während der Zeit des aktiven Bergbaus in industriellen Absetzanlagen an drei 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. An zwei Standorten wurde bereits mit den Arbeiten zur Endabdeckung der Absetzanlagen begonnen. Bezo-

gen auf den geplanten Gesamtumfang der Sanierungsarbeiten sind nunmehr (Stand 2006):

87% der Betriebsflächen saniert,

97 % der Schächte und Tagesöffnungen verfüllt,

71 % der Halden saniert,

99 % der Absetzanlagen zwischenabgedeckt (7% endabgedeckt) und

95 % des Tagebaues Lichtenberg verfüllt.

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. Die Überwachungsmaßnahmen dienen zum einen dazu, die Einhaltung der entsprechenden behördlichen Genehmigungen zu kontrollieren und zum anderen zur Erfassung der Gesamtsituation zur Vorbereitung weiterer Sanierungsentscheidungen sowie der Kontrolle der Auswirkungen von Sanierungsarbeiten. Die Kontrolle der Überwachung der Wismut GmbH obliegt unabhängigen Messstellen, die von den zuständigen Landesbehörden beauftragt werden.

In den flüssigen Ableitungen der Wismut GmbH sind Uran und Radium (²²⁶Ra) von besonderer Bedeutung. In [Tabelle 3.1](#) sind die Ableitungen von ²²⁶Ra und Uran in die Vorfluter Zwickauer Mulde, Elbe, Pleiße und Weiße Elster für die Jahre 1998 bis 2005 zusammengestellt.

Tabelle 3.1

Ableitung radioaktiver Stoffe in die Oberflächengewässer im Zeitraum 1998 bis 2005
(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)

Tabelle 3.2

Ableitung radioaktiver Stoffe mit den Abwettern/Abluft in die Atmosphäre im Zeitraum 1998 bis 2005
(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)

Die Ableitungen von radioaktiven Stoffen in die Oberflächengewässer (Vorfluter) liegen seit Jahren deutlich unter den Genehmigungswerten und weisen insgesamt eine rückläufige Tendenz auf. Während die Menge des 2005 abgeleiteten ^{226}Ra etwa auf Vorjahresniveau blieb, wurde die Menge des abgeleiteten Uran im Vergleich zum Vorjahr etwa um ein Fünftel gesenkt. Die im Jahre 2005 gegenüber 2004 erhöhte Uranableitung in Elbe und Pleiße sind auf das Betriebsregime bei der Flutung der Grube Königstein (Elbe) und auf die einmalig vorgenommene Wiederherstellung der Betriebsbereitschaft des Absetzbeckens Beerwalde (Pleiße) zurückzuführen.

Wie in den Leitstellenberichten der Vorjahre erläutert resultiert aus den Ableitungen in die betroffenen Ge-

wässer 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 2005 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 ^{222}Rn -Ableitungen als auch bei den Ableitungen langlebiger Alphastrah-

ler ausnahmslos eingehalten. Im Ergebnis der fortschreitenden Verwahrung von untertägigen Grubenfeldern haben sich diese Ableitungen im Jahr 2005 im Vergleich zum Vorjahr weiter verringert. Sie werden im Wesentlichen von den Standorten Schlema/Alberoda und Königstein verursacht.

Zur Überwachung der Luft betreibt die Wismut GmbH Messstellen zur Ermittlung der ²²²Radon-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, bspw. 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 Radon-222-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 Mitteldeutschlands charakteristischen Konzentrationswerten von 10 bis 15 Bq/m³ liegen, die aber auch in den 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 der Erzaufbereitung auf. Die Beseitigung bzw. 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

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. Als einigungsbedingte Sonderaufgabe be-

auftragte die Bundesregierung das BfS mit den erforderlichen Untersuchungen, um die radiologische Situation in den vom Bergbau betroffenen Regionen insgesamt zu klären. In den Jahren 1991 bis 1999 wurde das Projekt "Radiologische Erfassung, Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten - Altlastenkataster" durchgeführt, mit dem diejenigen Hinterlassenschaften des Uranerzbergbaus, die nicht mehr in Besitz der Wismut GmbH sind, aber auch die Hinterlassenschaften des historischen Bergbaus systematisch untersucht und bewertet wurden [2]. Im Ergebnis dieses Projektes zeigte sich, dass in den o.a. Ländern etwa 130 Mio. m³ Haldenmaterial, 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 („radiologisch relevante“ Hinterlassenschaften).

Die im Projekt erhobenen Daten und Informationen zu den bergbaulichen Hinterlassenschaften stehen den für den Strahlenschutz zuständigen Landesbehörden für die fall- und standortbezogen zu treffende Entscheidung über Nutzungsmöglichkeiten oder Sanierungsnotwendigkeit zur Verfügung. Für diese Entscheidung existiert zurzeit allerdings keine verbindliche Rechtsgrundlage.

Leitfaden zur radiologischen Untersuchung und Bewertung bergbaulicher Altlasten

Um bei den o.a. Entscheidungen über die Notwendigkeit von Sanierungsmaßnahmen oder Nutzungseinschränkungen 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.

Der Leitfaden steht auf der Homepage des BfS (www.bfs.de, FachInfothek „Anthropogen 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

Bundesamt für Strahlenschutz, Fachbereich Strahlenschutz und Umwelt, Neuherberg
Leitstelle für Fortluft aus kerntechnischen Anlagen
Leitstelle für Abwasser aus kerntechnischen Anlagen (H. Wildermuth)

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

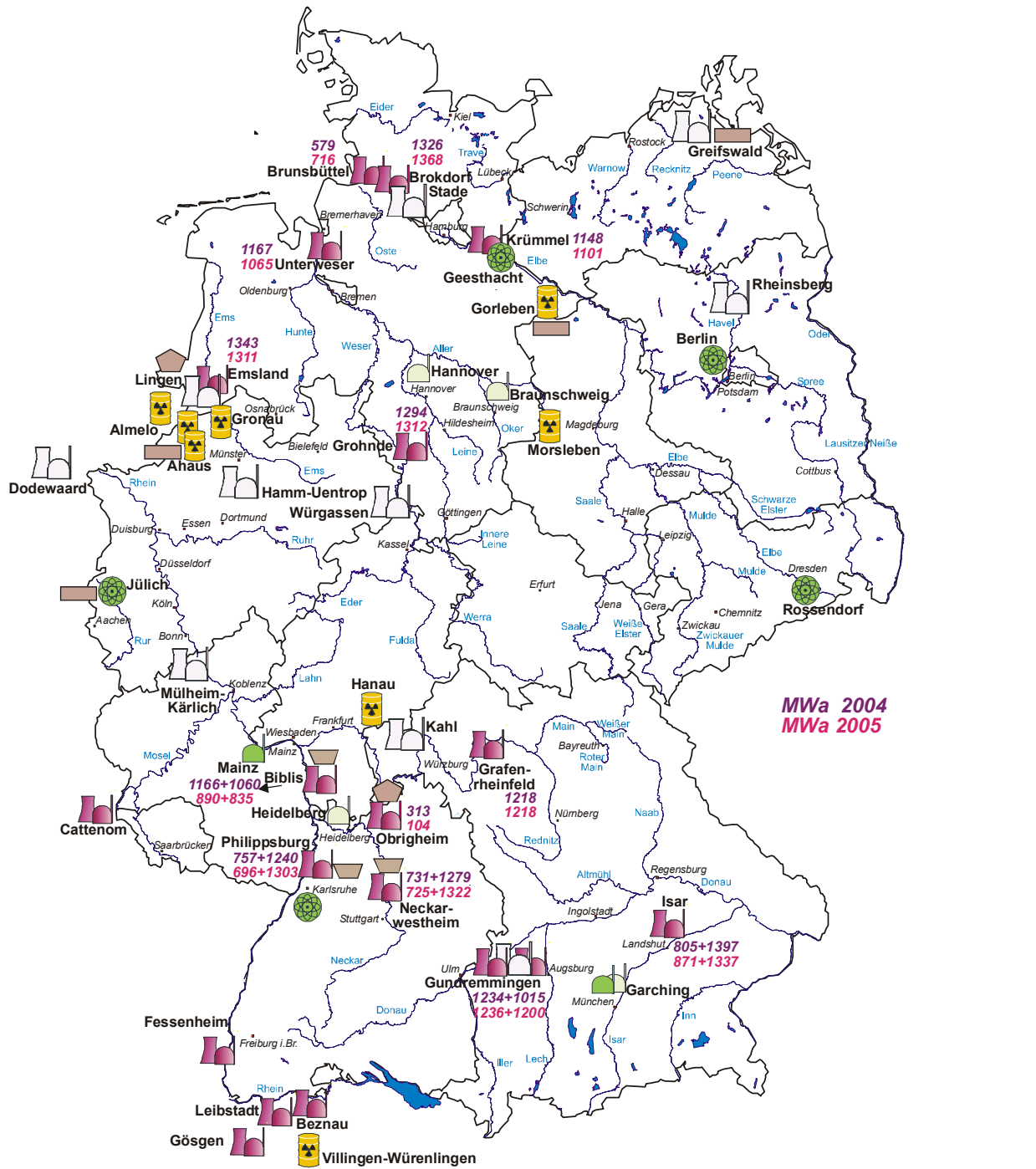
kontrollierendes Programm von unabhängigen Messstellen durchzuführen. Die Immissionsüberwachung ermöglicht eine zusätzliche Kontrolle von Aktivitätsabgaben sowie der Einhaltung von Dosisgrenzwerten in der Umgebung.

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 19 Atomkraftwerksblöcke mit einer elektrischen Bruttoleistung von insgesamt 22 GW in Betrieb. Sie haben zur Stromerzeugung rund ein Drittel beigetragen. Das KKW Obrigheim wurde im Mai 2005 abgeschaltet. 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 2004 und 2005 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 .












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

Abbildung 4.1
Standorte von Atomkraftwerken in der Bundesrepublik Deutschland mit Bruttostromerzeugung in den Jahren 2004 und 2005 (in MWa) und im benachbarten Ausland sowie weitere kerntechnische Anlagen

Tabelle 4.1

Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Fortluft aus Atomkraftwerken in den Jahren 2004 und 2005

Atomkraftwerk	Jahr	Ableitung mit der Fortluft in Bq				
		Edelgase	Schwebstoffe ^{a)}	¹³¹ I	¹⁴ CO ₂	Tritium
Obrigheim	2004	$8,8 \cdot 10^{11}$	$6,5 \cdot 10^5$	n.n.	$7,9 \cdot 10^9$	$1,4 \cdot 10^{11}$
	2005	$1,6 \cdot 10^{11}$	$4,5 \cdot 10^6$	n.n.	$1,3 \cdot 10^{10}$	$1,4 \cdot 10^{11}$
Stade	2004	$9,9 \cdot 10^{11}$	$1,1 \cdot 10^5$	n.n.	$6,0 \cdot 10^{10}$	$6,9 \cdot 10^{11}$
	2005	$1,0 \cdot 10^{12}$	$1,2 \cdot 10^5$	n.n.	$3,6 \cdot 10^9$	$7,2 \cdot 10^{11}$
Biblis Block A	2004	$4,6 \cdot 10^{11}$	$1,0 \cdot 10^5$	$6,2 \cdot 10^4$	$1,4 \cdot 10^{10}$	$1,1 \cdot 10^{11}$
	2005	$8,7 \cdot 10^{11}$	$1,4 \cdot 10^5$	$2,6 \cdot 10^6$	$3,3 \cdot 10^{10}$	$3,1 \cdot 10^{11}$
Biblis Block B	2004	$1,4 \cdot 10^{12}$	$4,1 \cdot 10^5$	$4,7 \cdot 10^6$	$4,2 \cdot 10^{10}$	$1,9 \cdot 10^{11}$
	2005	$4,4 \cdot 10^{11}$	$3,7 \cdot 10^5$	$1,9 \cdot 10^5$	$5,7 \cdot 10^{10}$	$3,2 \cdot 10^{11}$
Neckarwestheim 1	2004	$5,1 \cdot 10^{11}$	$3,1 \cdot 10^5$	$2,0 \cdot 10^4$	$1,4 \cdot 10^{10}$	$1,3 \cdot 10^{11}$
	2005	$5,1 \cdot 10^{11}$	$6,5 \cdot 10^4$	$4,4 \cdot 10^4$	$6,0 \cdot 10^9$	$1,8 \cdot 10^{11}$
Brunsbüttel	2004	$3,9 \cdot 10^{12}$	$3,7 \cdot 10^7$	$7,7 \cdot 10^6$	$2,6 \cdot 10^{11}$	$5,7 \cdot 10^{10}$
	2005	$2,7 \cdot 10^{12}$	$3,6 \cdot 10^7$	$3,6 \cdot 10^6$	$3,1 \cdot 10^{11}$	$1,3 \cdot 10^{11}$
Isar 1	2004	$1,3 \cdot 10^{12}$	n.n.	$2,4 \cdot 10^7$	$3,4 \cdot 10^{11}$	$9,5 \cdot 10^{10}$
	2005	$2,4 \cdot 10^{12}$	n.n.	$4,7 \cdot 10^7$	$3,5 \cdot 10^{11}$	$1,0 \cdot 10^{11}$
Unterweser	2004	$3,4 \cdot 10^{12}$	$2,5 \cdot 10^6$	$3,5 \cdot 10^4$	$3,8 \cdot 10^{10}$	$3,6 \cdot 10^{11}$
	2005	$3,2 \cdot 10^{12}$	$2,4 \cdot 10^5$	$2,6 \cdot 10^5$	$3,4 \cdot 10^{10}$	$4,6 \cdot 10^{11}$
Philippsburg 1	2004	$3,4 \cdot 10^{12}$	$1,9 \cdot 10^7$	$1,3 \cdot 10^8$	$4,1 \cdot 10^{11}$	$4,5 \cdot 10^{10}$
	2005	$2,1 \cdot 10^{12}$	$7,7 \cdot 10^7$	$4,9 \cdot 10^7$	$4,1 \cdot 10^{11}$	$3,2 \cdot 10^{10}$
Grafenrheinfeld	2004	$9,5 \cdot 10^{10}$	$1,2 \cdot 10^6$	n.n.	$5,2 \cdot 10^{10}$	$2,1 \cdot 10^{11}$
	2005	$9,9 \cdot 10^{10}$	$7,1 \cdot 10^5$	n.n.	$3,9 \cdot 10^{10}$	$2,2 \cdot 10^{11}$
Krümmel	2004	$7,0 \cdot 10^{11}$	$5,4 \cdot 10^6$	$7,3 \cdot 10^7$	$1,7 \cdot 10^{11}$	$3,7 \cdot 10^{10}$
	2005	$4,1 \cdot 10^{12}$	$1,1 \cdot 10^7$	$4,3 \cdot 10^7$	$2,7 \cdot 10^{11}$	$3,6 \cdot 10^{10}$
Gundremmingen Block B und C	2004	$6,4 \cdot 10^{11}$	n.n.	$3,1 \cdot 10^5$	$8,0 \cdot 10^{11}$	$1,0 \cdot 10^{12}$
	2005	$9,0 \cdot 10^{11}$	n.n.	$1,6 \cdot 10^7$	$8,9 \cdot 10^{11}$	$1,3 \cdot 10^{12}$
Grohnde	2004	$5,2 \cdot 10^{12}$	$3,8 \cdot 10^5$	$5,6 \cdot 10^4$	$4,5 \cdot 10^{10}$	$6,9 \cdot 10^{11}$
	2005	$7,0 \cdot 10^{12}$	$4,3 \cdot 10^4$	$2,0 \cdot 10^6$	$4,9 \cdot 10^{10}$	$4,9 \cdot 10^{11}$
Philippsburg 2	2004	$9,1 \cdot 10^{11}$	$1,8 \cdot 10^5$	$1,6 \cdot 10^4$	$3,0 \cdot 10^{10}$	$1,8 \cdot 10^{11}$
	2005	$1,3 \cdot 10^{12}$	$3,2 \cdot 10^5$	$1,9 \cdot 10^4$	$6,0 \cdot 10^{10}$	$2,3 \cdot 10^{11}$
Brokdorf	2004	$1,3 \cdot 10^{11}$	n.n.	n.n.	$8,3 \cdot 10^{10}$	$2,9 \cdot 10^{11}$
	2005	$1,4 \cdot 10^{11}$	n.n.	n.n.	$1,1 \cdot 10^{11}$	$3,4 \cdot 10^{11}$
Isar 2	2004	$1,4 \cdot 10^{11}$	n.n.	n.n.	$4,7 \cdot 10^{10}$	$4,2 \cdot 10^{11}$
	2005	$2,6 \cdot 10^{11}$	n.n.	n.n.	$1,2 \cdot 10^{11}$	$5,2 \cdot 10^{11}$
Emsland	2004	$3,9 \cdot 10^{11}$	n.n.	$8,9 \cdot 10^4$	$1,2 \cdot 10^{11}$	$1,3 \cdot 10^{12}$
	2005	$7,4 \cdot 10^{11}$	$2,5 \cdot 10^5$	$1,8 \cdot 10^6$	$1,5 \cdot 10^{11}$	$1,8 \cdot 10^{12}$
Neckarwestheim 2	2004	$3,5 \cdot 10^{12}$	$2,8 \cdot 10^5$	$6,0 \cdot 10^6$	$2,3 \cdot 10^{11}$	$1,3 \cdot 10^{11}$
	2005	$2,4 \cdot 10^{11}$	n.n.	n.n.	$9,4 \cdot 10^{10}$	$9,7 \cdot 10^{10}$

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 2004 und 2005

Atomkraftwerk	Jahr	Ableitung mit dem Abwasser in Bq		
		Spalt- und Aktivierungsprodukte (außer Tritium)	Tritium	Alpha-Strahler
Obrigheim	2004	$9,2 \cdot 10^7$	$6,3 \cdot 10^{12}$	n.n.
	2005	$4,1 \cdot 10^7$	$1,2 \cdot 10^{12}$	n.n.
Stade	2004	$4,8 \cdot 10^7$	$1,4 \cdot 10^{13}$	$1,9 \cdot 10^4$
	2005	$7,8 \cdot 10^8$	$1,5 \cdot 10^{13}$	$2,4 \cdot 10^5$
Biblis Block A	2004	$5,1 \cdot 10^7$	$1,7 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2005	$2,2 \cdot 10^8$	$1,2 \cdot 10^{13}$	n.n.
Biblis Block B	2004	$8,5 \cdot 10^7$	$1,1 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2005	$1,3 \cdot 10^8$	$1,5 \cdot 10^{13}$	n.n.
Neckarwestheim 1	2004	n.n.	$7,4 \cdot 10^{12}$	n.n.
	2005	n.n.	$1,1 \cdot 10^{13}$	n.n.
Brunsbüttel	2004	$2,1 \cdot 10^8$	$4,4 \cdot 10^{11}$	n.n.
	2005	$4,0 \cdot 10^8$	$2,6 \cdot 10^{11}$	n.n.
Isar 1	2004	$7,8 \cdot 10^7$	$5,3 \cdot 10^{11}$	n.n.
	2005	$4,5 \cdot 10^7$	$3,6 \cdot 10^{11}$	n.n.
Unterweser	2004	$2,3 \cdot 10^8$	$1,4 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2005	$7,0 \cdot 10^7$	$1,3 \cdot 10^{13}$	n.n.
Philippsburg 1	2004	$1,4 \cdot 10^8$	$4,6 \cdot 10^{11}$	n.n.
	2005	$2,7 \cdot 10^8$	$5,1 \cdot 10^{11}$	n.n.
Grafenrheinfeld	2004	$4,9 \cdot 10^7$	$1,7 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2005	$2,2 \cdot 10^7$	$2,3 \cdot 10^{13}$	n.n.
Krümmel	2004	$5,3 \cdot 10^5$	$5,6 \cdot 10^{11}$	n.n.
	2005	$1,8 \cdot 10^7$	$5,5 \cdot 10^{11}$	n.n.
Gundremmingen ^{a)} Block B und C	2004	$8,0 \cdot 10^8$	$9,0 \cdot 10^{12}$	n.n.
	2005	$6,6 \cdot 10^8$	$5,3 \cdot 10^{12}$	n.n.
Grohnde	2004	$6,8 \cdot 10^6$	$2,2 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2005	$6,3 \cdot 10^6$	$2,3 \cdot 10^{13}$	n.n.
Philippsburg 2	2004	$4,9 \cdot 10^7$	$1,5 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2005	$1,3 \cdot 10^8$	$1,6 \cdot 10^{13}$	n.n.
Brokdorf	2004	$2,0 \cdot 10^5$	$1,6 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2005	$7,6 \cdot 10^4$	$1,8 \cdot 10^{13}$	n.n.
Isar 2	2004	n.n.	$1,8 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2005	n.n.	$2,1 \cdot 10^{13}$	n.n.
Emsland	2004	$6,0 \cdot 10^3$	$1,8 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2005	n.n.	$1,6 \cdot 10^{13}$	n.n.
Neckarwestheim 2	2004	$8,2 \cdot 10^4$	$1,8 \cdot 10^{13}$	n.n.
	2005	n.n.	$2,0 \cdot 10^{13}$	n.n.

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

Strahlenexposition der Bevölkerung

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

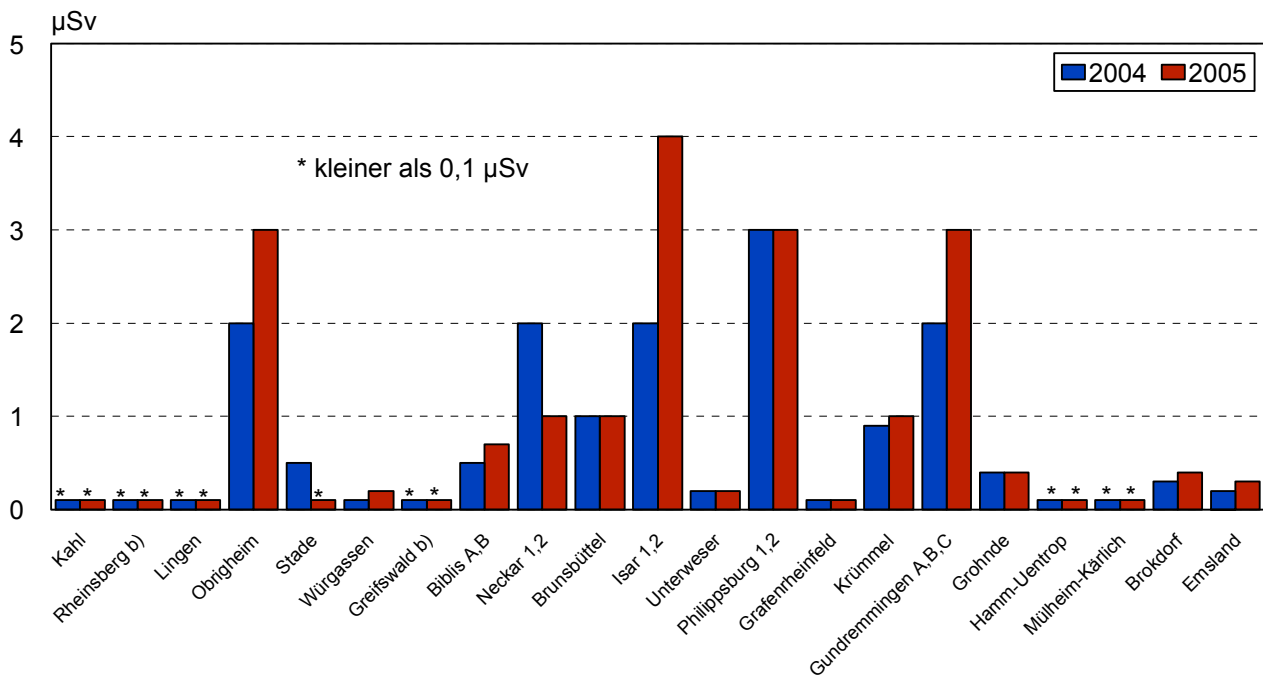


Abbildung 4.2
Effektive Dosis für eine erwachsene Referenzperson in der Umgebung von Atomkraftwerken durch die Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Fortluft

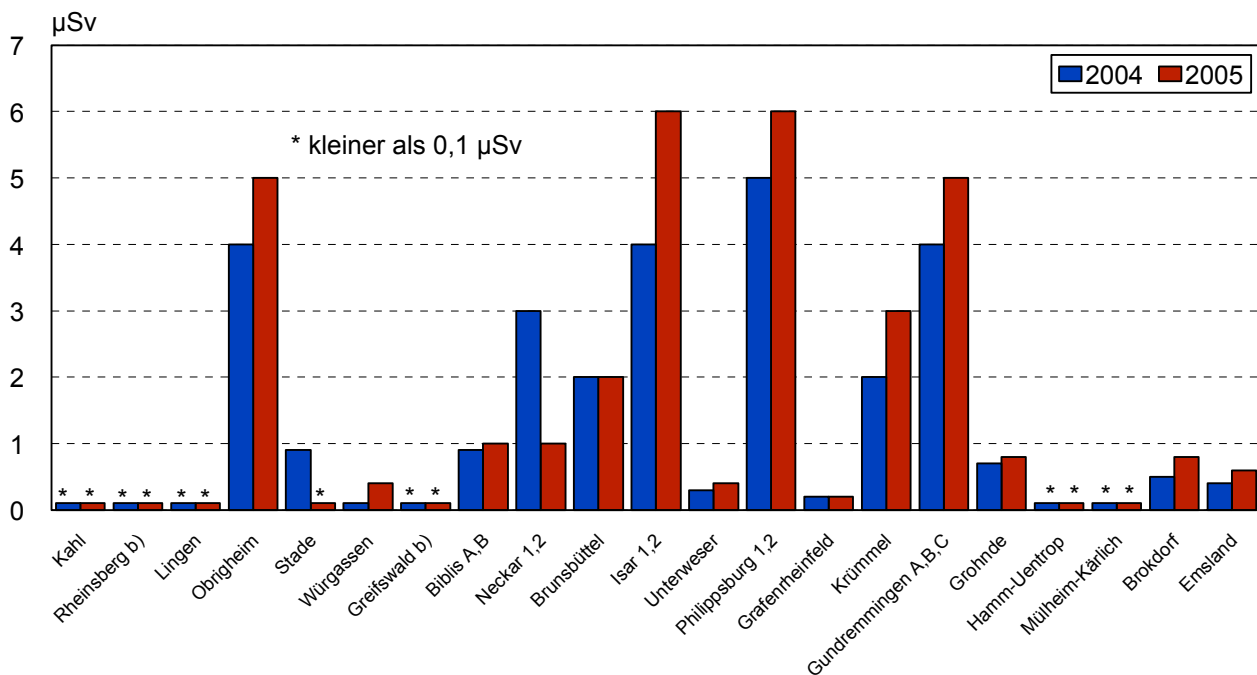


Abbildung 4.3
Effektive Dosis für eine einjährige Referenzperson in der Umgebung von Atomkraftwerken durch die Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Fortluft

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.

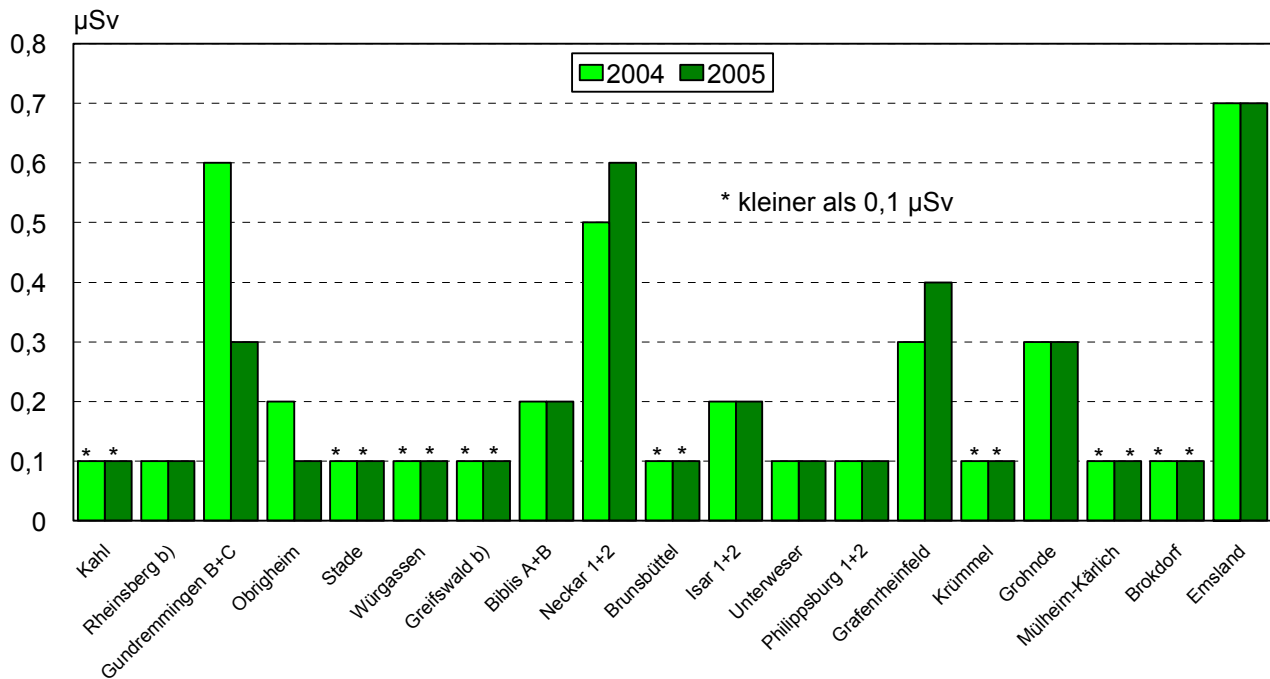


Abbildung 4.4
Effektive Dosis für eine erwachsene Referenzperson in der Umgebung von Atomkraftwerken durch die Ableitung radioaktiver Stoffe mit dem Abwasser

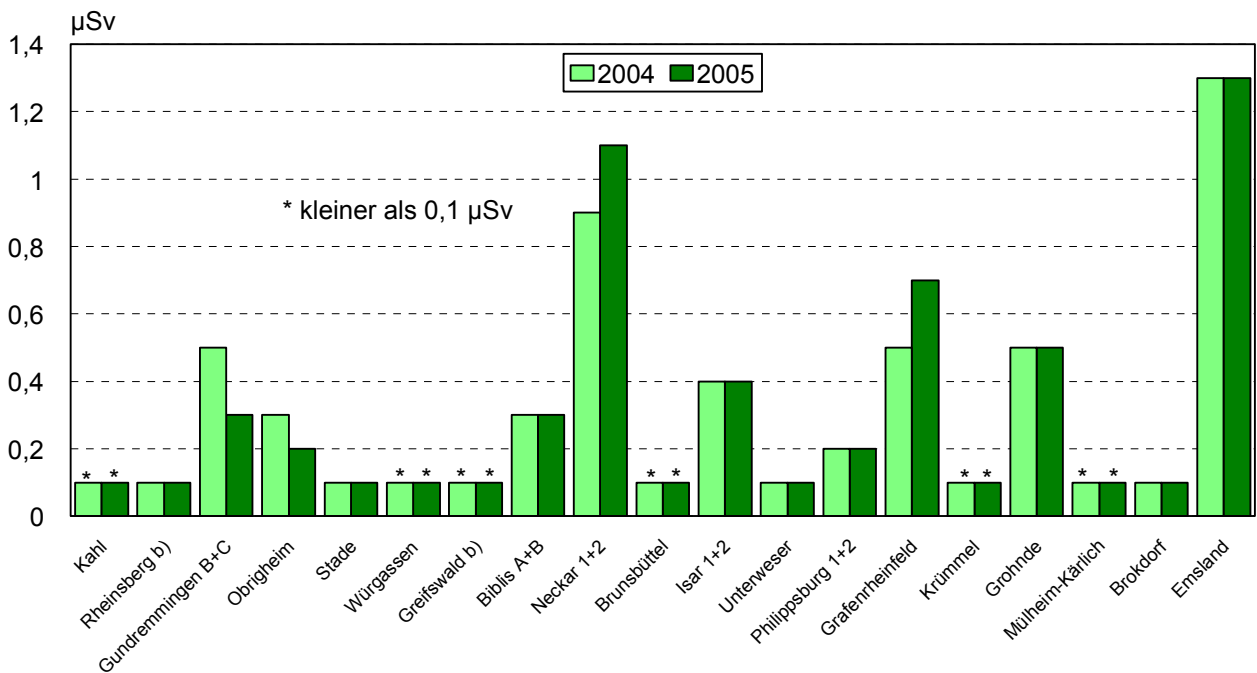


Abbildung 4.5
Effektive Dosis für eine einjährige Referenzperson in der Umgebung von Atomkraftwerken durch die Ableitung radioaktiver Stoffe mit dem Abwasser

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.

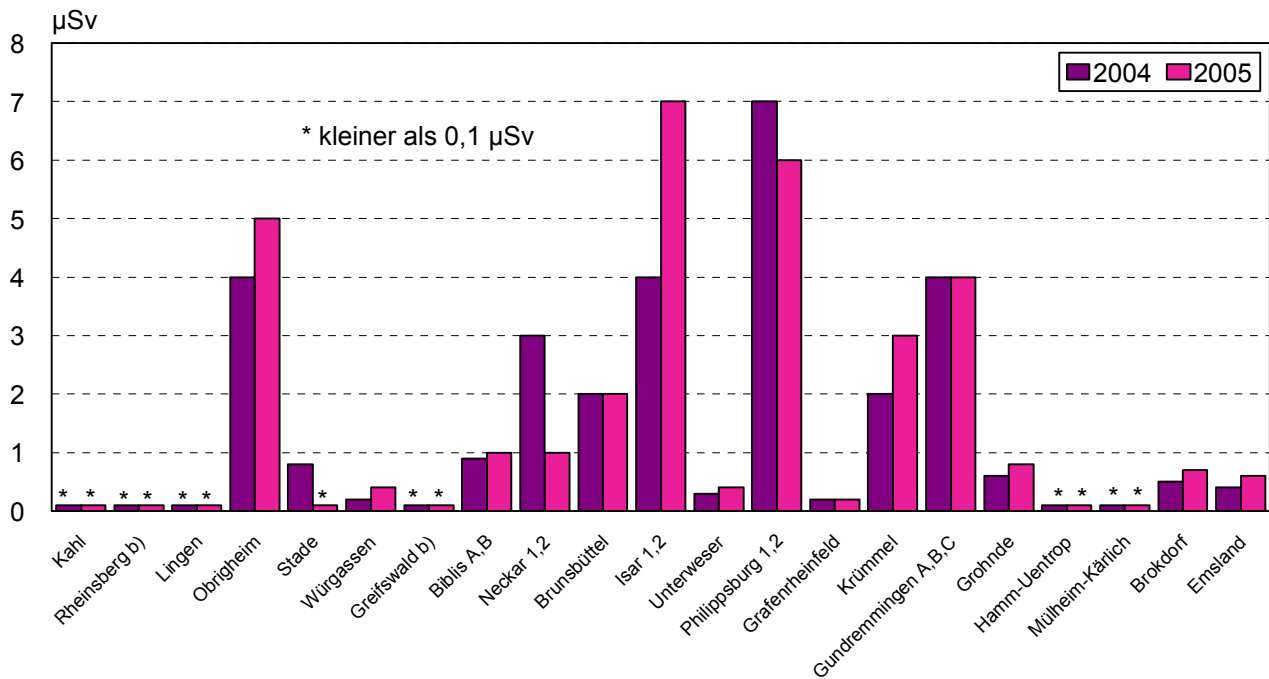


Abbildung 4.6
Schilddrüsendosis für eine einjährige Referenzperson in der Umgebung von Atomkraftwerken durch die Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Fortluft

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.

MESSNETZE FÜR LUFT UND NIEDERSCHLAG

Bundesamt für Strahlenschutz, Fachbereich Strahlenschutz und Umwelt, Freiburg
Leitstelle für die Überwachung der atmosphärischen Radioaktivität (J. Bieringer)
Deutscher Wetterdienst, Zentrale Offenbach/Main
Leitstelle für Luft und Niederschlag (A. Dalheimer, W. Dyck, T. Steinkopff)

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

Zur kontinuierlichen Überwachung der γ -Ortsdosisleistung (ODL) betreibt das BfS ein automatisches Messnetz mit ca. 2150 Messstellen, das die Eigenschaften eines Frühwarnsystems besitzt. Zusätzlich wird an 12 Stationen die Luft kontinuierlich auf natürliche α -Aktivität, künstlicher 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 der GSF – Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit - Untersuchungen im Rahmen der Spurenanalyse durchgeführt. Diese Untersuchungen mit empfindlichsten Methoden ermöglichen die Überwachung der Umweltradioaktivität auf dem Niveau sehr

geringer Aktivitätskonzentrationen sowie die Beobachtung von Langzeittrends (siehe Kapitel 7).

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 in der Luft (BfS)

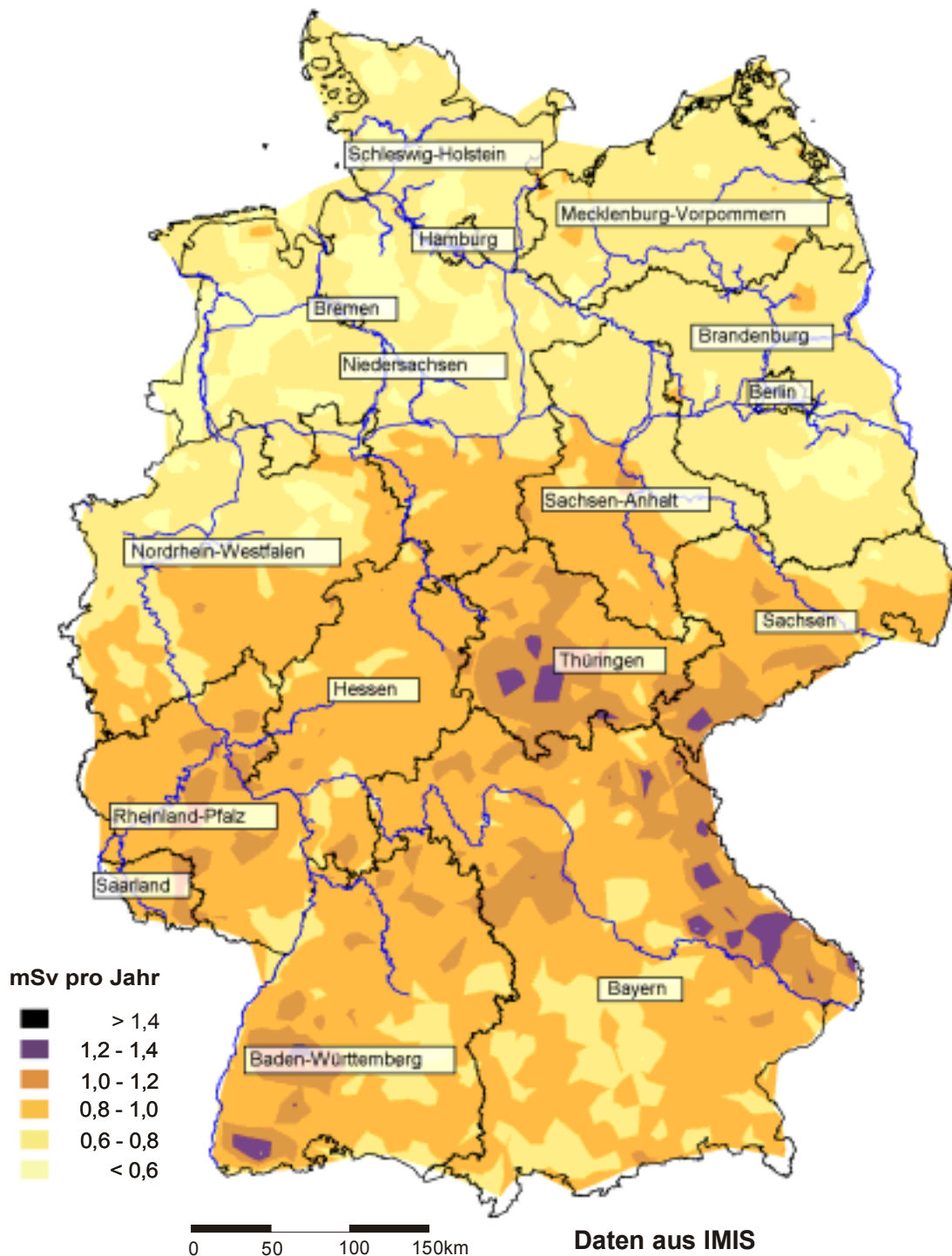
Die im Rahmen der kontinuierlichen Überwachung im ODL-Messnetz des BfS gemessenen Werte der γ -Ortsdosisleistung über Deutschland sind im Vergleich zu den Vorjahren unverändert. Die geographischen Unterschiede sind Ausdruck des unterschiedlichen Gehaltes an natürlichen Radionukliden im Boden sowie der 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 2005). 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 praktisch nicht erkennbar. Mit Hilfe der durchgeführten in-situ-Messungen lassen sich für eine eventuelle, frische Kontamination des Untergrundes/Bodens die Radionuklidzusammensetzung sowie die deponierte Aktivität schnell bestimmen.

Kurzzeitige, meist lokal auftretende Erhöhungen der γ -Ortsdosisleistung, die insbesondere bei starken Niederschlägen in den Sommermonaten beobachtet werden, sind auf das Auswaschen von natürlichen

Radonfolgeprodukten 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. Dazu gehören wiederkehrende Sondenprüfungen, elektrische Betriebsmittelprüfungen und Standortdokumentationen.



Bundesamt für Strahlenschutz

Abbildung 5.1
Mittlere γ -Ortsdosis im Jahr 2005 auf dem Gebiet der Bundesrepublik

Radioaktive Stoffe in der Luft und im Niederschlag (DWD)

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

Die langjährige Messreihe der Gesamt- β -Aktivität der Luft als arithmetisch über 20 Messstationen gemittelte Jahreswerte wurde fortgesetzt. Für das Jahr 2004 wurde ein Mittelwert von $0,5 \text{ mBq/m}^3$ und für 2005 ein Mittelwert von $0,7 \text{ mBq/m}^3$ ermittelt. Die Werte sind vergleichbar mit den Werten vor dem Re-

aktorunfall von Tschernobyl und spiegeln im wesentlichen die Aktivität des langlebigen Radionuklids ^{40}K wieder.

Gammastrahlende künstliche Radionuklide mit Aktivitätskonzentrationen von nur wenigen Mikrobecquerel pro m^3 Luft ließen sich nur anhand von Schwebstofffiltern, die mit Luftdurchsätzen von mehreren $100 \text{ m}^3/\text{h}$ über eine Woche beaufschlagt wurden, messen. Speziell 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. Hierdurch reduziert sich die Nachweisgrenze um den Faktor 10. Die Messwerte für ^{137}Cs 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 2004 und 2005 die Ergebnisse von ^7Be , ^{40}K und ^{137}Cs graphisch dargestellt (Abbildung 5.2). Die normalerweise auftretende typische Erhöhung der ^7Be -Aktivitätskonzentration im Frühjahr und Sommer tritt auch in den Jahren 2004 und 2005 schwach ausgeprägt auf.

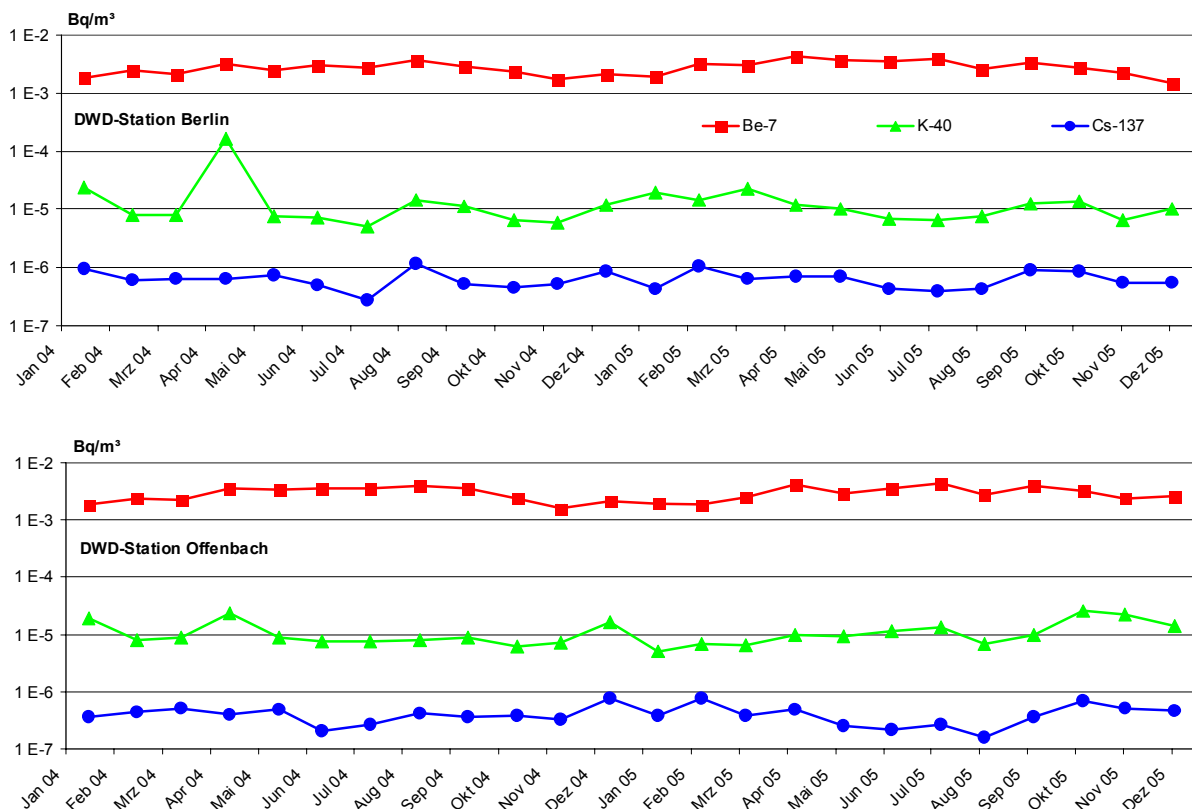


Abbildung 5.2
Nuklidspezifische Messungen in der bodennahen Luft in den Jahren 2004 und 2005 (Monatswerte der Aktivitätskonzentration) für die Stationen Berlin und Offenbach

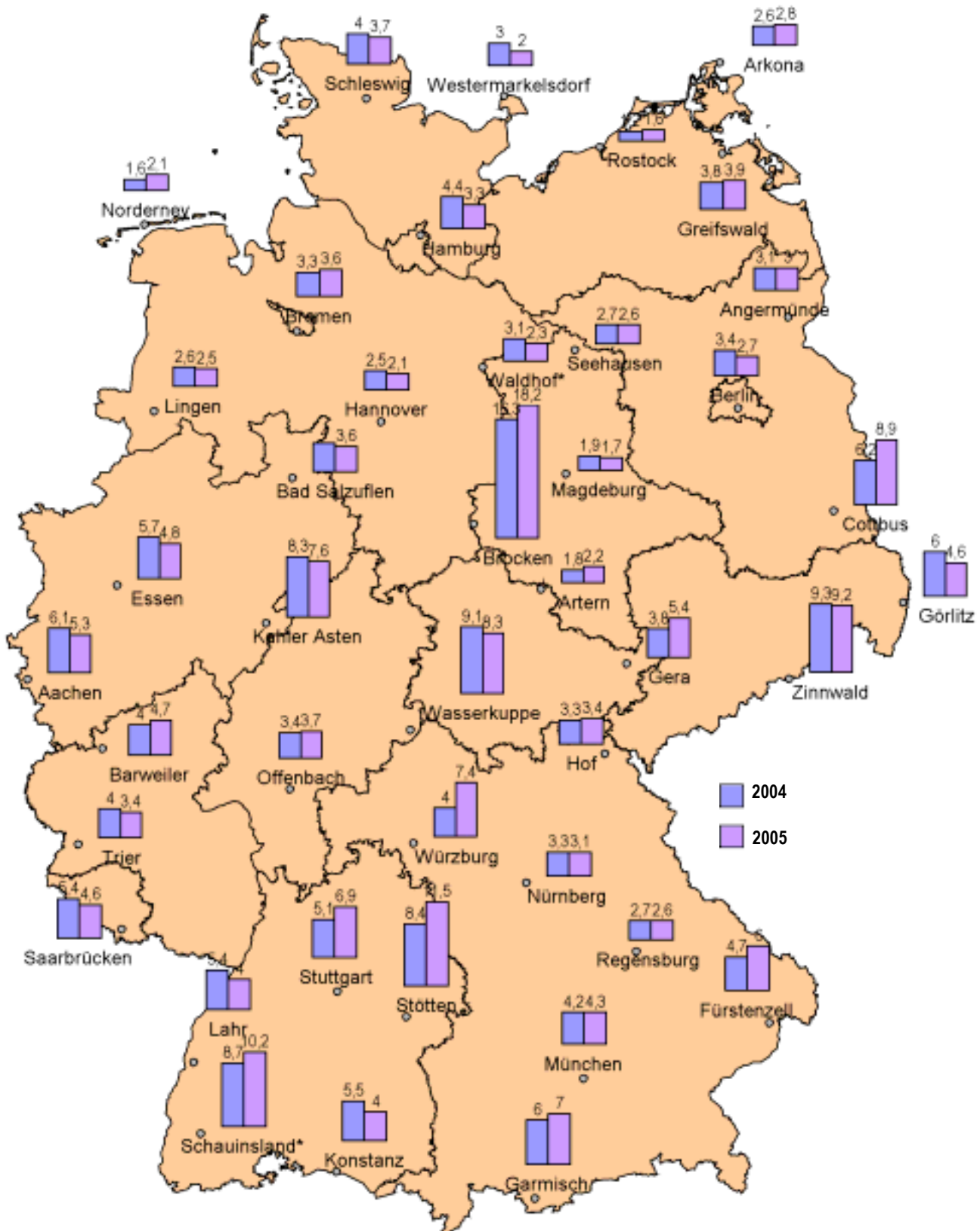


Abbildung 5.3

Dem Erdboden im Mittel pro Monat durch Niederschläge in den Jahres 2004 und 2005 zugeführte Gesamtbetaaktivität in Bq/m²

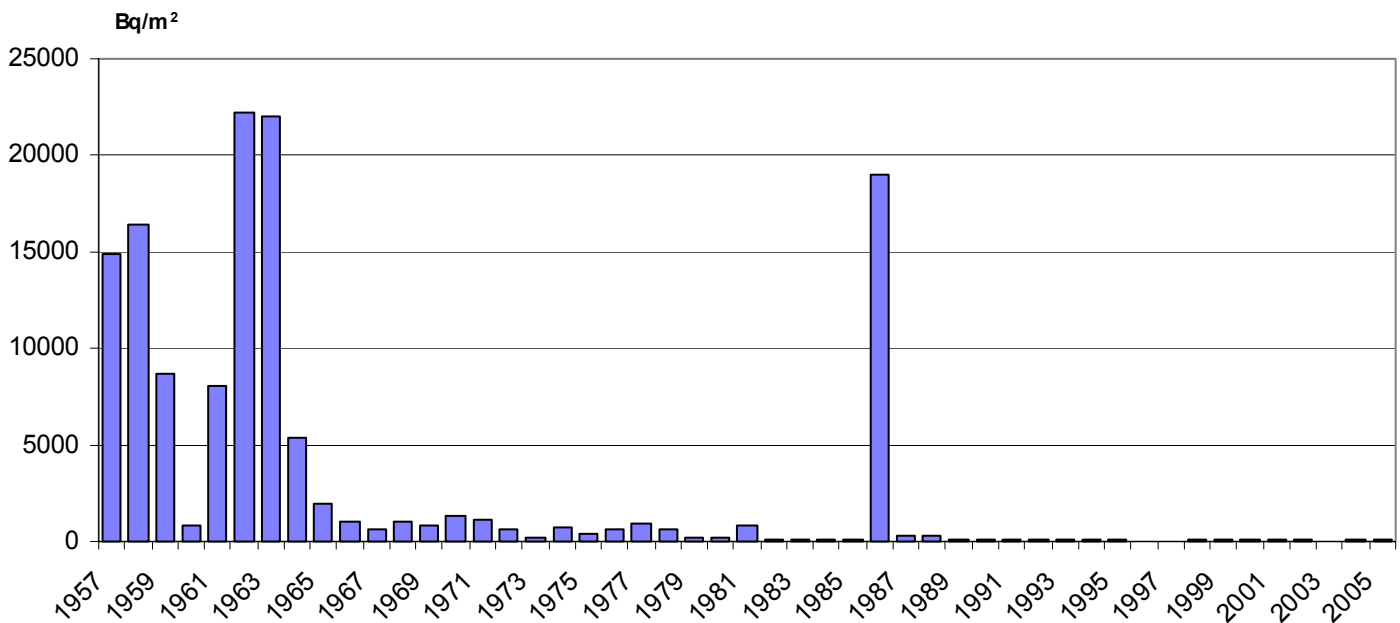


Abbildung 5.4
Langlebige Gesamtbetaaktivität im Niederschlag – Jahresmittelwert der Jahressummen an den DWD-Stationen

Im Bereich Niederschlag wurde eine auf das Jahr 1957 zurückgehende Messreihe für die Gesamt- β -Aktivität, gemittelt über alle Messstationen des DWD, fortgesetzt (Abbildung 5.4). Wie in den vergangenen Jahren ließen sich keine künstlichen Radionuklide nachweisen. Die Messungen für die langlebige Gesamt- β -Aktivität im Niederschlag ergaben einen jeweils über 45 Messstationen gemittelten Wert aus den stationsspezifischen Jahressummen von 56 Bq/m² für das Jahr 2004 und 58 Bq/m² für das Jahr 2005. Diese Werte lassen sich durch die Anwesenheit natürlicher Radionuklide erklären. Die stationsspezifischen Jahressummen 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 5.5 für die Jahre 2004 und 2005 anhand der Messstationen Berlin und Offenbach die Messergebnisse für die Deposition von ⁷Be, ⁴⁰K und ¹³⁷Cs. Für ¹³⁷Cs wurden keine Werte oberhalb der berechneten Nachweisgrenzen von ca. 50 mBq/m² für Offenbach und ca. 100 mBq/m² für Berlin festgestellt.

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

Speziell für die Tritiummessung im Niederschlag als HTO wurde ein Verfahren zur elektrolytischen Anreicherung eingeführt. Mit der dadurch verbesserten Messempfindlichkeit ist Tritium auch im Niederschlag wieder messbar. Dies wird anhand der Ergebnisse von fünf Stationen für das Jahr 2005 mit Messwerten zwischen 1 Bq/l und 2 Bq/l gezeigt (Abbildung 5.6).

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.

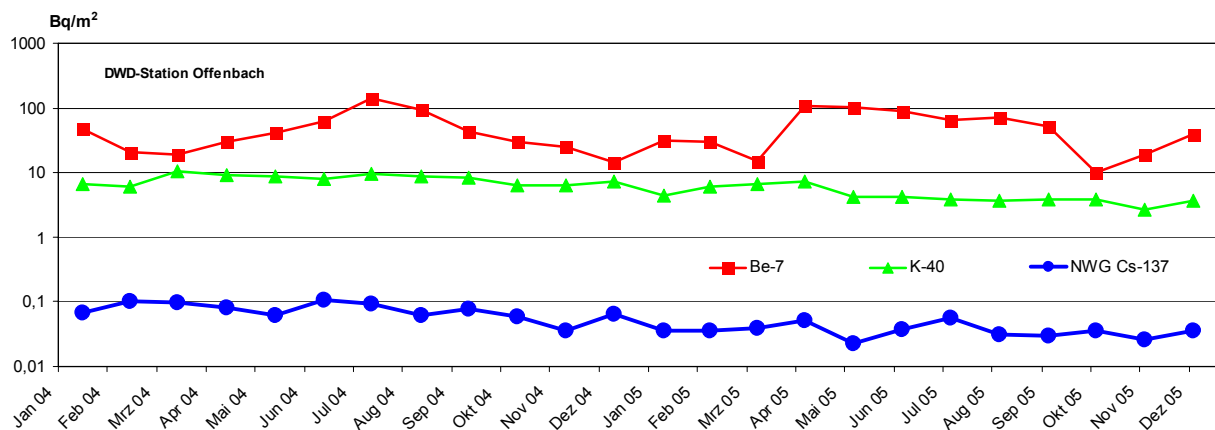
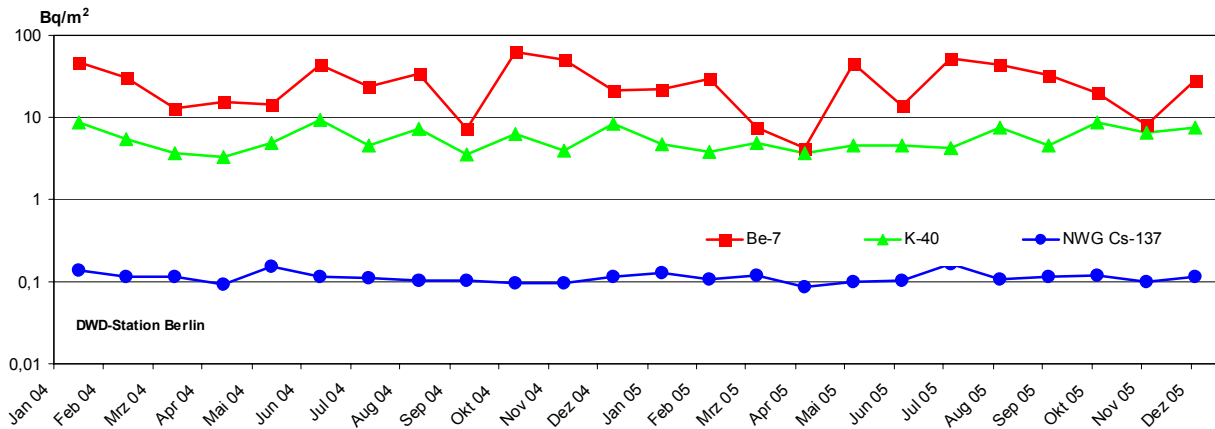


Abbildung 5.5
 Nuklidspezifische Messungen der Deposition in den Jahren 2004 und 2005 (Monatswerte der pro Flächeneinheit deponierten Aktivität) für die Stationen Berlin und Offenbach

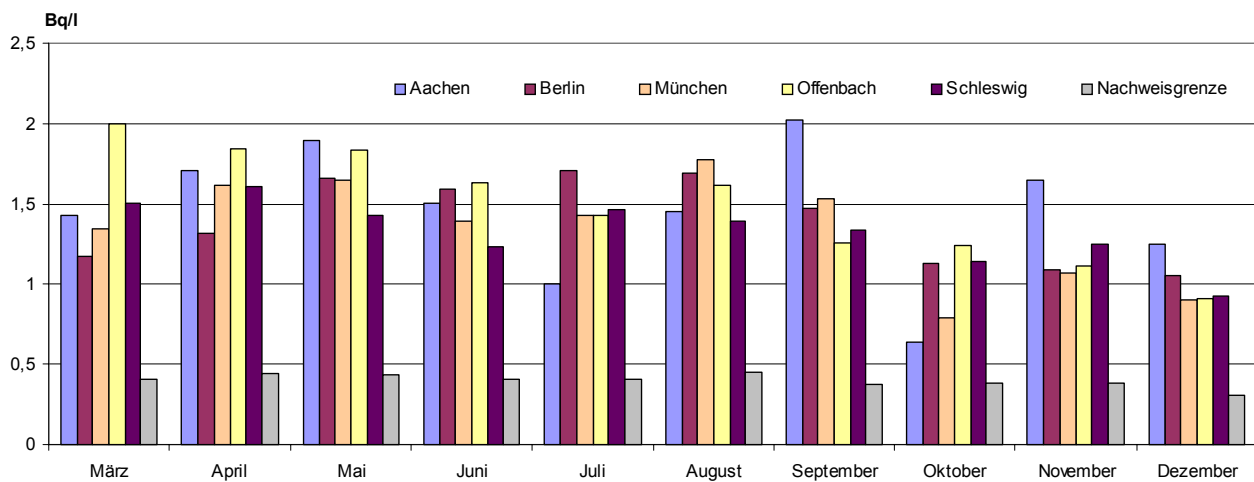


Abbildung 5.6
 Aktivitätskonzentration von Tritium im Niederschlag an den Stationen Aachen, Berlin, München, Offenbach und Schleswig

Aktivitätsnormale und Radionuklidaten

Zentrale Aufgabe des Fachbereiches „Radioaktivität“ der PTB ist die Darstellung der gesetzlichen Einheit „Becquerel“ (Bq) sowie deren Weitergabe an interessierte Forschungsinstitute, Kliniken, Industriebetriebe sowie an Messstellen zur Aktivitätsüberwachung der Umwelt. Aufgrund der stark unterschiedlichen Zerfallseigenschaften erfordert jedes Radionuklid seine eigenen Messverfahren zur Aktivitätsbestimmung, für die in der PTB geeignete Apparaturen zur Verfügung stehen. Die zur Verfügung gestellten Aktivitätsnormale müssen, insbesondere bei kurzer Halbwertszeit, immer wieder neu hergestellt werden. Die Weitergabe der Aktivitätseinheit erfolgt überwiegend durch die Abgabe von Aktivitätsnormalen [1] und durch Aktivitätsbestimmungen an eingereichten Proben.

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 wieder.

Eine weitere wichtige Aufgabe des Fachbereichs „Radioaktivität“ ist die Bestimmung und Evaluation 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 line-

arer Zusammenhang zwischen der Aktivität und dem gemessenen Ionisationsstrom, gegeben sein. Mit solchen Anordnungen werden in der PTB fortlaufend Halbwertszeiten in einem Bereich von wenigen Stunden (z. B. ^{18}F) bis hin zu einigen Jahrzehnten (z. B. ^{137}Cs) mit relativen Unsicherheiten in der Größenordnung 10^{-4} bestimmt [2].

Darüber hinaus betreibt der Fachbereich seit 2001 ein Programm, bei dem es um die Halbwertszeitbestimmung von sehr langlebigen Radionukliden mit verbesserter Genauigkeit geht. Bisher wurden, meistens in Kooperation mit anderen nationalen und internationalen Instituten, Messungen mit den Radionukliden ^{10}Be , ^{40}K , ^{41}Ca , ^{87}Rb und ^{233}U durchgeführt, d.h. die zu bestimmenden Halbwertszeiten liegen in einem Bereich von etwa 10^5 Jahren bis weit über 10^9 Jahren. Zu den wichtigen Anwendungen dieser Nuklide gehören Datierungen im Rahmen der Geologie und Kosmologie bis hin zu Datierungen von Knochen mit ^{41}Ca , das mit einer Halbwertszeit von etwa 10^5 Jahren Altersbestimmungen erlaubt, die mit dem relativ kurzlebigen ^{14}C nicht möglich sind.

Neben den Halbwertszeitmessungen wurden für ^{10}Be , ^{40}K und ^{87}Rb auch die sogenannten *Shape-Faktoren* untersucht, die die Form der Beta-Spektren charakterisieren [3]. Für ^{40}K wurden außerdem Messungen der Photonen-Emissionswahrscheinlichkeit der prominenten 1461 keV Linie durchgeführt, die endgültigen Ergebnisse liegen derzeit aber noch nicht vor. Die Photon-Emissionswahrscheinlichkeit wird u.a. auch bei der gammaspektrometrischen Bestimmung von ^{40}K in Umweltproben benötigt.

Darüber hinaus sind die Arbeiten auch nützlich für die Herstellung von Aktivitätsnormalen mit primordialen Radionukliden deren natürliche Isotopenhäufigkeit bekannt ist. Dabei wird ausgenutzt, dass sich die Aktivität A aus der nun bekannten Halbwertszeit und der Anzahl N der Kerne des betrachteten Isotops ergibt. Sofern ein Salz keine Verunreinigungen oder Wasseranteile enthält, kann die Anzahl N nach einer Bestimmung der verwendeten Masse durch einfache Wägung berechnet werden. Bei in der PTB kalibrierten Lösungen, die mehrere Radionuklide enthalten und für IMIS-Ringversuche hergestellt werden, kann z. B. durch Zugabe von gewogenen Mengen KCl mit natürlicher Isotopenhäufigkeit auf einfache Weise ^{40}K als Aktivitätsnormal hinzugefügt werden.

Radon

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

Zur 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/m³, 3 kBq/m³ und 10 kBq/m³ kalibrieren. Verglichen wurden die von den 12 Teilnehmern bestimmten Kalibrierkonstanten [4]. Die Ergebnisse aller Ringversuchsteilnehmer stimmten im Rahmen der Messunsicherheiten überein.

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 die ganze Palette der Umweltmaterialien (z. B. Wasser, Boden, Sediment, Pflanzen, Nahrungsmittel) und Industrieprodukte (z.B. Haldenmaterial, Baustoffe, Metalle), die zu meist ein Gemisch aus natürlichen und künstlichen Radionukliden aufweisen. Darüber hinaus sind die Proben chemisch sehr unterschiedlich zusammengesetzt und besitzen Dichten zwischen 0,3 g/cm³ und 11 g/cm³.

Durch die Aktivitätsbestimmung an Ringversuchsmaterialien unterstützt die PTB die Leitstellen bei der Durchführung von IMIS-Ringversuchen nach dem Strahlenschutzvorsorgegesetz. Hierzu erhält die PTB eine oder mehrere zufällig entnommene Proben aus der Menge der für die Teilnehmer vorbereiteten Ringversuchsproben. Diese werden dann mit den in den IMIS-Messanleitungen geforderten Verfahren analysiert. Schließlich werden die Ergebnisse der PTB-Analysen mit denen des Ringversuchs verglichen. Dabei auftretende Abweichungen oder Probleme werden in enger Zusammenarbeit mit der Leitstelle diskutiert und geklärt. Diese Verfahrensweise

hat sich nach übereinstimmender Meinung der beteiligten Institute bewährt. Im Berichtszeitraum hat die PTB 15 IMIS-Ringversuchsmaterialien untersucht. Die Ergebnisse zeigen, dass bei gammaspektrometrischen Messungen an Umweltproben eine Reihe von Laboratorien Probleme mit der Berücksichtigung von Selbstabsorptions- und Koinzidenzsumimations-Korrekturen (typische Werte: 10% - 30%, in extremen Fällen bis zu einem Faktor 10) haben. Die PTB hat im Berichtszeitraum das in den Vorjahren entwickelte PC-Programm [5] weiter verbessert, mit dem entsprechende Korrekturen in einfacher Weise berechnet werden können. Es gestattet inzwischen die vollständige Berücksichtigung von Röntgenstrahlung bei der Berechnung von Koinzidenzsumimations-Korrekturen [6].

Spurenmessstelle Radioaktivität der Luft

Ringversuch 2003/2004 der Spurenmessstellen

2003 wurden bestaubte Aerosolfilter aus dem Routine-Messbetrieb der Spurenmessstellen zur PTB geschickt und dort mit einer Aktivitätsnormal-Mischlösung der Nuklide ⁵⁴Mn, ⁶⁰Co, ¹³³Ba, ¹³⁴Cs, ¹³⁹Ce, ²⁴¹Am und ⁹⁰Sr dotiert. Diese Referenz-Aerosolfilter wurden an die Teilnehmer zurück gesandt und dort in die laboreigenen Messgeometrien gebracht. Nach Abschluss der γ -spektrometrischen Messungen, bei deren Auswertungen Korrekturen für Koinzidenzsumimationen und Selbstabsorption erforderlich waren, wurden radiochemische ⁹⁰Sr-Analysen durchgeführt, die einige Teilnehmer auch zum Vergleich bzw. zur Validierung verschiedener Analyseverfahren heranzogen.

Die Auswertung des Ringversuches wurde 2004 beendet. Die Ergebnisse sind zufrieden stellend und zeigen, dass in den meisten Fällen die Messergebnisse innerhalb der Gesamtmessunsicherheiten mit den vorgelegten Sollaktivitäten übereinstimmen [7]. Wenige beobachtete Abweichungen lassen sich durch bekannte Effekte erklären:

Die γ -spektrometrischen Ergebnisse hängen stark von der Messgeometrie und unvermeidlichen Unterschieden zwischen den bei der Kalibrierung eingesetzten Aktivitätsnormalen und den realen Proben ab. Sie zeigen Vor- und Nachteile der benutzten Messgeometrien, die sich sowohl in den erreichten Nachweisgrenzen als auch in der Größe evtl. erforderlicher Korrekturen erkennen lassen. Die Höhe der Koinzidenzsumimations-Korrektur hängt neben der gewählten Geometrie sehr stark vom Detektortyp (n-Typ-Germanium oder p-Typ-Germanium) und der damit verbundenen Nachweiswahrscheinlichkeit für

niederenergetische γ -Strahlung und Röntgenstrahlung ab. Eine exakte Berechnung von Absorptions- und Koinzidenzsumma-Korrekturen hängt nicht zuletzt von neuesten Radionuklidzerfallsdaten und von möglichst genau bekannten Detektordaten ab.

Zur Bestimmung der ^{90}Sr -Aktivität wurde das klassische Nitratverfahren neben dem neueren extraktionschromatographischen Verfahren eingesetzt. Die Ergebnisse zeigen, dass im Rahmen der Messunsicherheiten beide Verfahren zu vergleichbaren Resul-

taten führen. Bekannt problematisch sind radiochemische Einflussgrößen wie schwankende Ausbeuten, die von der Probenmatrix und vom eingesetzten Analyseverfahren abhängen. Die korrekte Bestimmung der Ausbeute kann besonders bei Routineproben schwierig sein, wenn nur eine einzige Aerosolprobe für einen gegebenen Zeitraum verfügbar ist, und die Aktivität des verbliebenen Ausbeutetracers nur klein ist.

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] Grau Carles, A., Kossert, K.: New advances in the determination of the ^{87}Rb shape factor function. Nuclear Physics A 767, S. 248-258, 2006
- [4] Röttger, A. et al.: Radon activity concentration - a Euromet and BIPM supplementary comparison. Applied Radiation and Isotopes 64, S. 1102-1107, 2006
- [5] Sima, O., Arnold, D.: Accurate computation of coincidence-summing corrections in low level gamma-ray spectrometry. Appl. Radiat. Isot. Vol. 53, No. 1-2, S. 51-56, 2000
- [6] 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
- [7] Bieringer, J., Wershofen, H.: Bestimmung des Radionuklidgehaltes im Luftstaub, Ringversuch Spurenanalyse 2003/2004, Bundesamt für Strahlenschutz, Bericht SW 3.5 - 1/2005, 2005

7 SPURENMESSUNG IN DER BODENNAHEN LUFT

Bundesamt für Strahlenschutz, Fachbereich Strahlenschutz und Umwelt, Freiburg (J. Bieringer)
Deutscher Wetterdienst, Zentrale Offenbach/Main (T. Steinkopff)
Physikalisch-Technische Bundesanstalt, Braunschweig (H. Wershofen)

Routinemessungen

Edelgase (BfS)

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

Krypton-85

Insgesamt ist der Grundpegel von ^{85}Kr (HWZ: 10,76 Jahre) in den vergangenen Jahren weiter leicht angestiegen (vgl. [Abbildung 7.1](#)). Der jährliche Anstieg von ca. 30 mBq/m³ Luft entspricht dem globalen Trend, da die Freisetzungsrate von ^{85}Kr größer ist als seine Zerfallsrate. Die kurzzeitigen Schwankungen, die ein Vielfaches des jährlichen Anstiegs des Grundpegels der ^{85}Kr -Aktivitätskonzentration in der Luft (z. B. für Freiburg: ca. 1,5 Bq/m³ Luft) ausmachen können, sind auf Emissionen aus den europäischen Wiederaufbereitungsanlagen (La Hague/Frankreich oder Sellafield/England) zurückzuführen.

Derartige kurzzeitige Erhöhungen können mit Hilfe der parallel zur wöchentlichen Probennahme durchgeführten täglichen Probennahme genauer analysiert werden. In einigen Fällen - abhängig von den meteorologischen Verhältnissen - ist es möglich, unter Zuhilfenahme von Trajektorienrechnungen den Emittenten zu bestimmen.

Radioxenon

Aufgrund 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 ^{133}Xe , $^{131\text{m}}\text{Xe}$ (HWZ: 11,9 Tage) bzw. von ^{135}Xe (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 ^{133}Xe nachgewiesen.

Die in Freiburg durchgeführten Messungen des radioaktiven Xenons ergaben im Berichtszeitraum in der Regel keine auffälligen Ergebnisse. Die Mess-

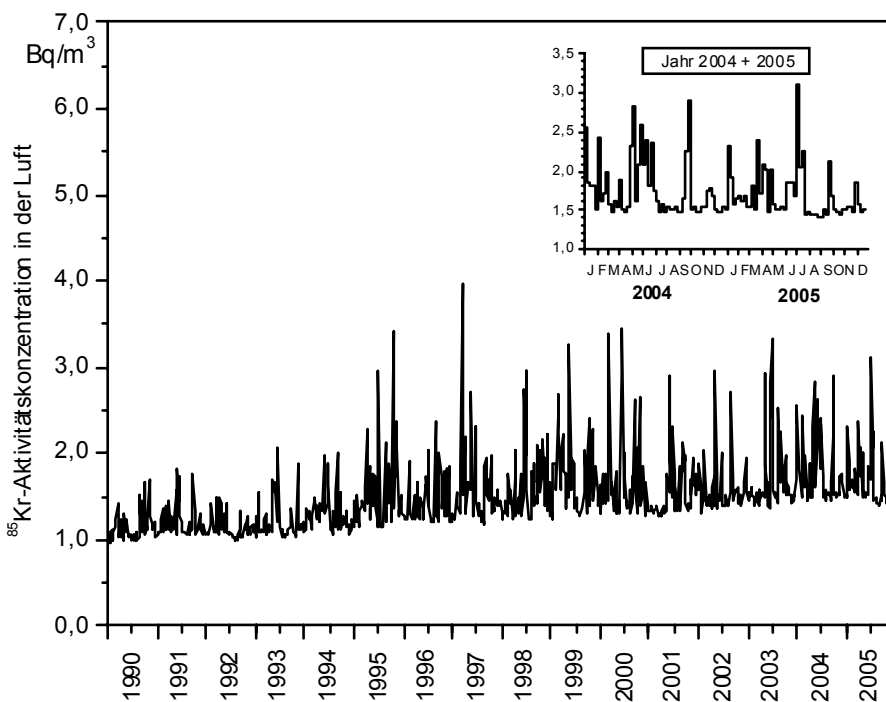


Abbildung 7.1
Wochenmittelwerte der
Aktivitätskonzentration von ^{85}Kr
in der bodennahen Luft am
Probenentahmepunkt Freiburg

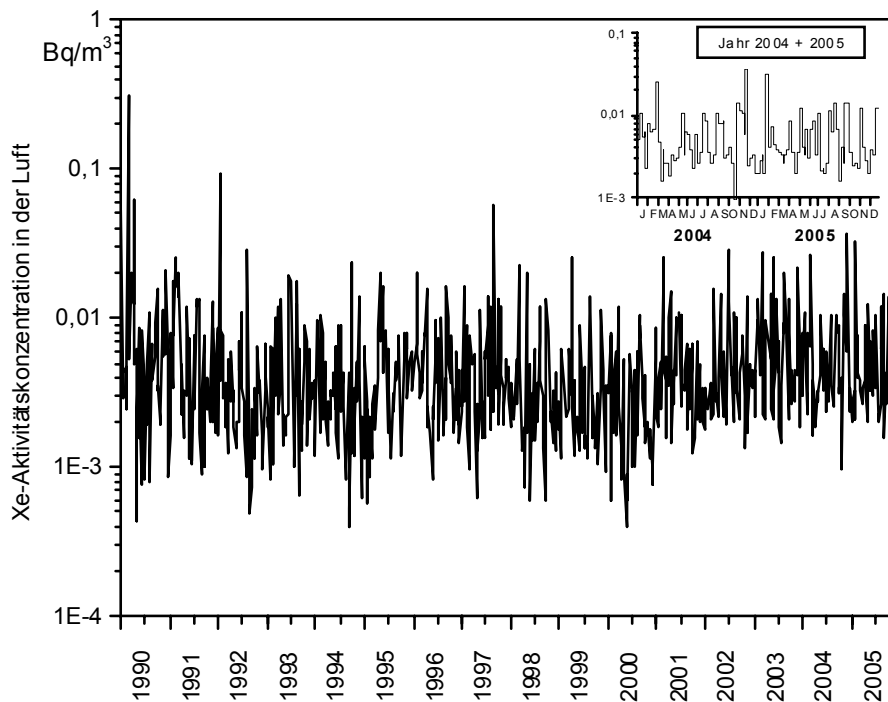


Abbildung 7.2
Wochenmittelwerte der
Aktivitätskonzentration von
Radioxenon in der bodennahen
Luft am Probenentnahmeort
Freiburg

werte der Aktivitätskonzentrationen von ^{133}Xe an den 7 deutschen Probenentnahmestationen lagen – mit Ausnahme einiger Werte in der 49. Kalenderwoche 2004 – wie schon in den vergangenen Jahren zwischen 1 und 100 mBq/m^3 Luft. Als Beispiel ist in [Abbildung 7.2](#) die Zeitreihe der Aktivitätskonzentration der radioaktiven Xenonisotope in Freiburg dargestellt. Die in der Zeitreihe sichtbaren hohen Messwerte von 100 mBq/m^3 Luft und mehr können in der Regel durch Wartungsarbeiten (wie z. B. Revisionen) in Kernkraftwerken erklärt werden.

Im Probenentnahmezeitraum vom 29.11. bis 06.12.2004 (KW 49) wurden erhöhte Messwerte der ^{133}Xe Aktivitätskonzentration in der Rheinebene beobachtet. Der Maximalwert mit einer Aktivitätskonzentration von 170 mBq/m^3 für ^{133}Xe wurde in Offenbach erreicht. Die Quelle für diese Erhöhung konnte nicht eindeutig ermittelt werden, da mehrere entlang des Rheins gelegene Kernkraftwerke als Emittenten in Betracht kommen.

Davon unabhängig wird im Rahmen der Überwachung der Einhaltung des Kernwaffenteststoppabkommens (Comprehensive Test-Ban Treaty, CTBT) auf der Station Schauinsland des BfS eine Radionuklidmessstation (RN 33) betrieben. Sie beinhaltet automatische arbeitende Systeme für den nuklidspezifischen Nachweis aerosolpartikelgebundener Radioaktivität sowie für den Nachweis der radioaktiven Xenon-Isotope ^{135}Xe , $^{133\text{m}}\text{Xe}$, ^{133}Xe und $^{131\text{m}}\text{Xe}$. Das für die Edelgasmessungen verwendete System er-

möglicht die nuklidspezifische Analyse des in der Luft enthaltenen Radioxenons mit einer Nachweisgrenze von z. Zt. ca. 0,3 mBq/m^3 bezogen auf ^{133}Xe im Tagesmittel.

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

Aerosolpartikelgebundene Radioaktivität

Gammastrahlungserfasste Radionuklide

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

Die an den verschiedenen Spurenmessstellen ermittelten Aktivitätskonzentrationen künstlicher Radionuklide in Luft und Niederschlag sind in den Jahren 2004 und 2005 im Vergleich zu den Vorjahren weitgehend unverändert geblieben.

In [Abbildung 7.3](#) sind für die Jahre 2004 und 2005 die Aktivitätskonzentrationen in der bodennahen Luft an der Spurenmessstelle des BfS auf dem Schauinsland (47,9 °N, 7,9 °E, 1205 m ü. NN) für ^{137}Cs den entsprechenden Werten des natürlichen kosmogenen Radionuklids ^7Be gegenübergestellt. Im Gegensatz zu den Aktivitätskonzentrationen der natürlichen Radionuklide, deren Pegel keinen langzeitlichen Änderungen unterworfen ist, ist hier bei dem anthropo-

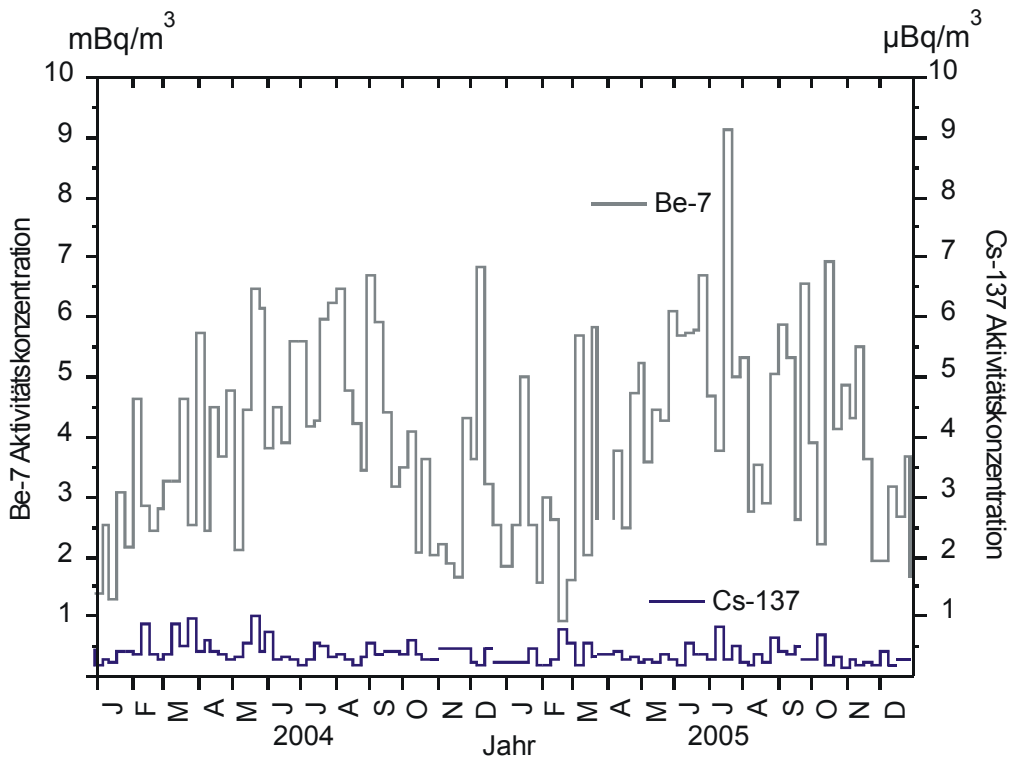


Abbildung 7.3
Wochenmittelwerte der
Aktivitätskonzentration von
 ^7Be und ^{137}Cs in der bodennahen Luft an der
Spurenmessstelle
Schauinsland

genen 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 (vgl. [Abbildung 7.8](#)). In den darauffolgenden Jahren blieb der Wert weitgehend konstant. Die Aktivitätskonzentrationen von ^{137}Cs lag im Berichtszeitraum an der Station Schauinsland im Mittel bei $0,4 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ 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 ^{137}Cs aus höher belasteten Regionen in der Gegend um Tschernobyl erklärbar. Darüber hinaus können auch lokale Quellen (z. B. Bodenbearbeitung, Holzfeuer)

Radiochemisch erfasste Radionuklide

Die Bestimmung von Radionukliden des Urans, Plutoniums und Strontiums in Luftproben erfolgt radiochemisch. Um die geringen Aktivitätskonzentrationen dieser Radionuklide noch erfassen zu können, werden für diese Analysen die Luftfilter eines Monats bzw. eines Quartals zusammengefasst. Die Messungen zeigten keine Auffälligkeiten. [Abbildung 7.4](#) zeigt

zu derartigen Erhöhungen der ^{137}Cs -Aktivitätskonzentration in der bodennahen Luft führen.

Die Aktivitätskonzentrationen für das kosmogene ^7Be lag im Berichtszeitraum im üblichen Schwankungsbereich. An allen Messstationen lässt sich im Jahresrhythmus eine Erhöhung der ^7Be -Aktivitätskonzentration im 2. und 3. Quartal feststellen (vgl. [Abbildung 7.3](#) und [Abbildung 7.8](#)), die auf einen erhöhten Austausch von Luftmassen zwischen Stratosphäre und Troposphäre im Frühjahr (Tropopausenbruch) zurückzuführen sind.

In der 52. Kalenderwoche 2004 wurde anhand von Wochenproben eine erhöhte Aktivitätskonzentration von schwebstoffgebundenem ^{131}I an den Radioaktivitätsmessstellen des DWD in Stuttgart ($75 \text{ mBq}/\text{m}^3$) und Stoetten ($34 \text{ mBq}/\text{m}^3$) festgestellt: Die Herkunft konnte nicht eindeutig geklärt werden. Als mögliche Quelle kommt eine Müllverbrennungsanlage im Stuttgarter Raum in Betracht.

als Beispiel den zeitlichen Verlauf der Aktivitätskonzentrationen der Plutonium-Isotope ^{238}Pu und $(^{239}+^{240})\text{Pu}$ seit dem Jahr 2005 am Probenentnahmeort der PTB in Braunschweig. Die Aktivitätsverhältnisse von $^{238}\text{Pu}/(^{239}+^{240})\text{Pu}$ liegen in den Proben meistens mit Werten zwischen 5 % und 22 % meistens im üblichen Schwankungsbereich.

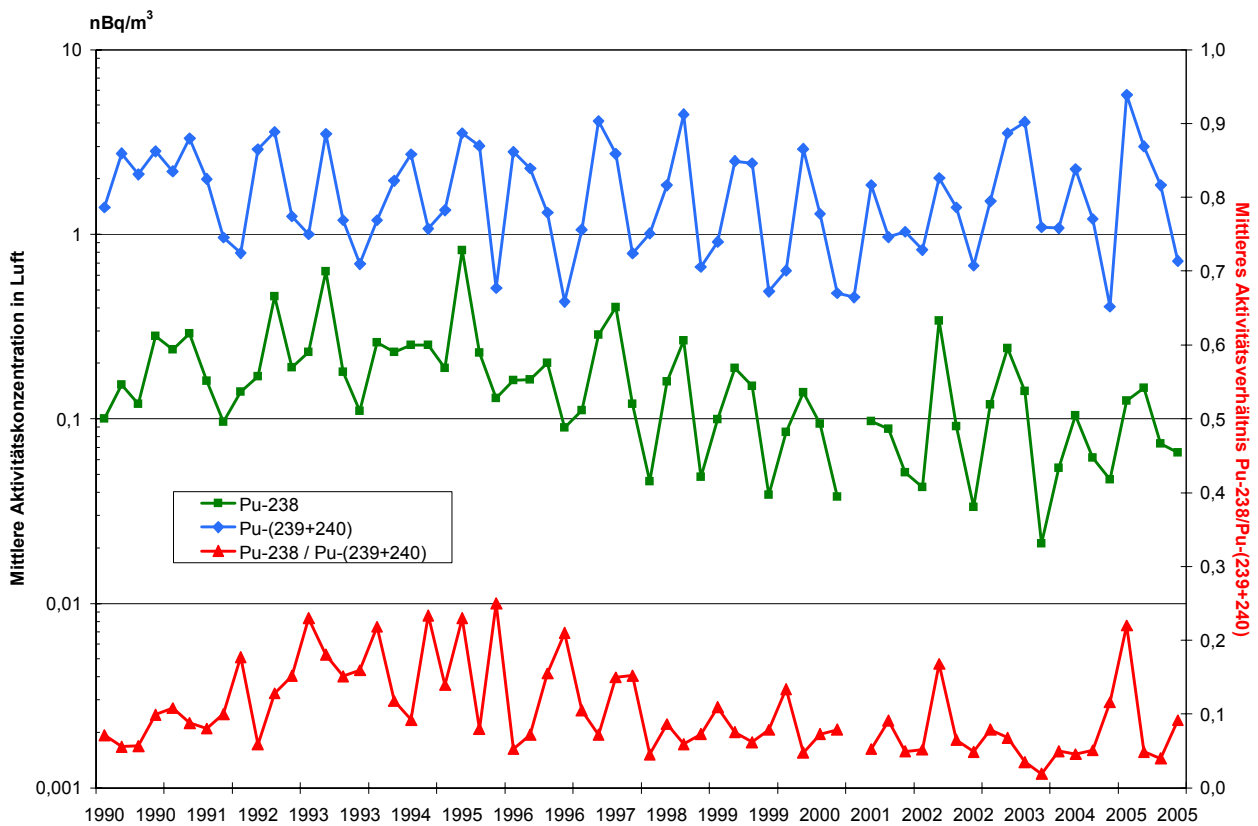


Abbildung 7.4
Aktivitätskonzentrationen von Plutoniumisotopen in der bodennahen Luft in den Jahren 1990 bis 2005 am Probenentnahmeort Braunschweig (PTB)

Messergebnisse der Spurenmesstelle der PTB

Im Berichtszeitraum gab es keine radiologisch relevanten Besonderheiten bei der Spurenmessung von Radionukliden in der bodennahen Luft. Der ^{137}Cs -Gehalt der Luft zeigte die üblichen jährlichen Schwankungen und die für trockene Ostwind-Wetterlagen typischen Erhöhungen des Aktivitätsverhältnisses $A(^{137}\text{Cs})/A(^{40}\text{K})$ - im Jahr 2005 auf maximal 0,24 (Abbildung 7.5 und Abbildung 7.6).

2005 zeigte sich in der 3. Woche eine typische Westwindlage mit einem vernachlässigbar kleinen Ostwindanteil von ca. 6 %. Das in der 3. Woche im Luftstaub gemessene Aktivitätsverhältnis $A(^{137}\text{Cs})/A(^{40}\text{K})$ ist das gleiche wie im Ackerboden in der Umgebung der PTB. In der 8. Woche herrschte jedoch in ca. 51 % der Zeit Ostwind, der größtenteils aus dem Nordostsektor kam. Die Windrichtung allein sagt jedoch nur wenig über den zurückgelegten Weg der Luftmassen und damit über die Herkunft der Radionuklide aus. Diese kann mit Hilfe der regelmäßig gerechneten Rückwärtstrajektorien von Hannover eingegrenzt und mit meteorologischen Ausbreitungsrechnungen genauer ermittelt werden, die der Deut-

sche Wetterdienst bei besonders auffälligen Messwerten (wie z. B. in der 35. Woche 2002, [1]) auf Anforderung durchführt.

Im Berichtszeitraum wurden keine ungewöhnlichen Messergebnisse im Bereich der Spurenmessung radioaktiver Stoffe in der bodennahen Luft beobachtet, so dass an dieser Stelle exemplarisch einige typische Langzeitmessreihen vorgestellt werden, die den Verlauf der Aktivitätskonzentrationen von ^7Be , ^{137}Cs , ^{85}Kr sowie den radioaktiven Xenonisotopen vor und nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl im Jahr 1986 zeigen. Zur Darstellung der für Nord-, Mittel- und Süddeutschland typischen Messreihen wurden aus der Zahl von bundesweit 14 Spurenmessstellen die Ergebnisse von Braunschweig, Offenbach und Freiburg bzw. der Station Schauinsland gewählt. Diese Spurenmessstellen und die DWD-Spurenmessstelle in Berlin melden ihre Messergebnisse regelmäßig über die Leitstelle beim BfS in Freiburg an das EU-weite, so genannte „ausgedünnte Messnetz“ (engl. „sparse network“) der Europäischen Union weiter.

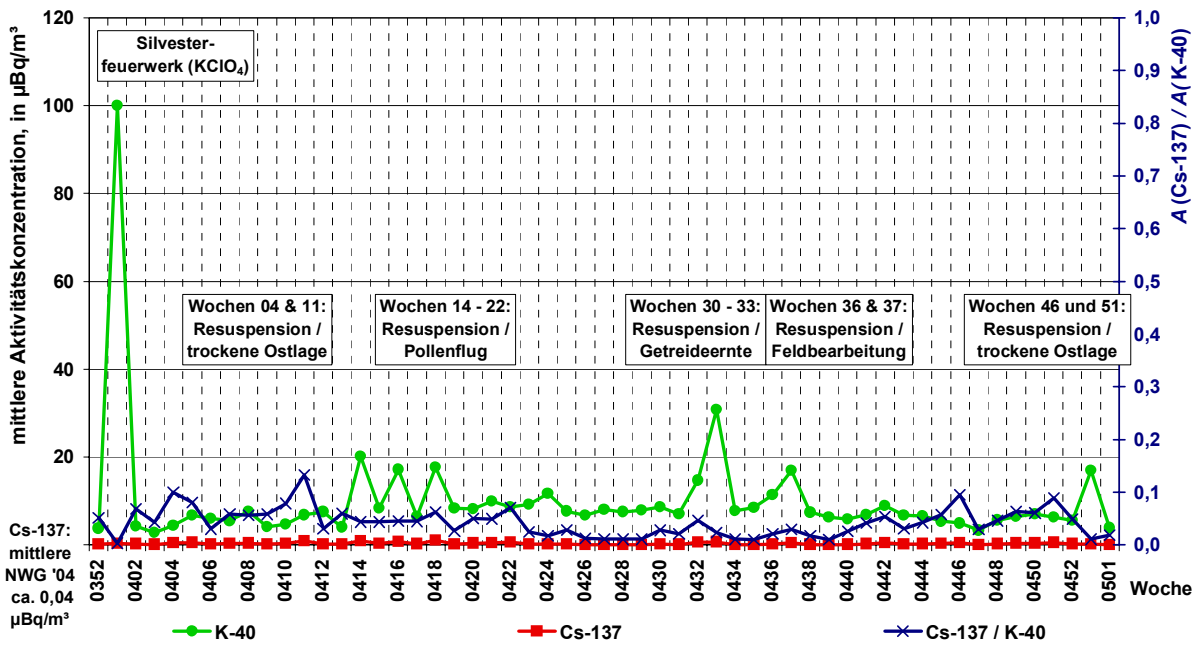


Abbildung 7.5
 Jahrgang 2004 der mittleren wöchentlichen Aktivitätskonzentration von ^{40}K und ^{137}Cs in der bodennahen Luft in Braunschweig

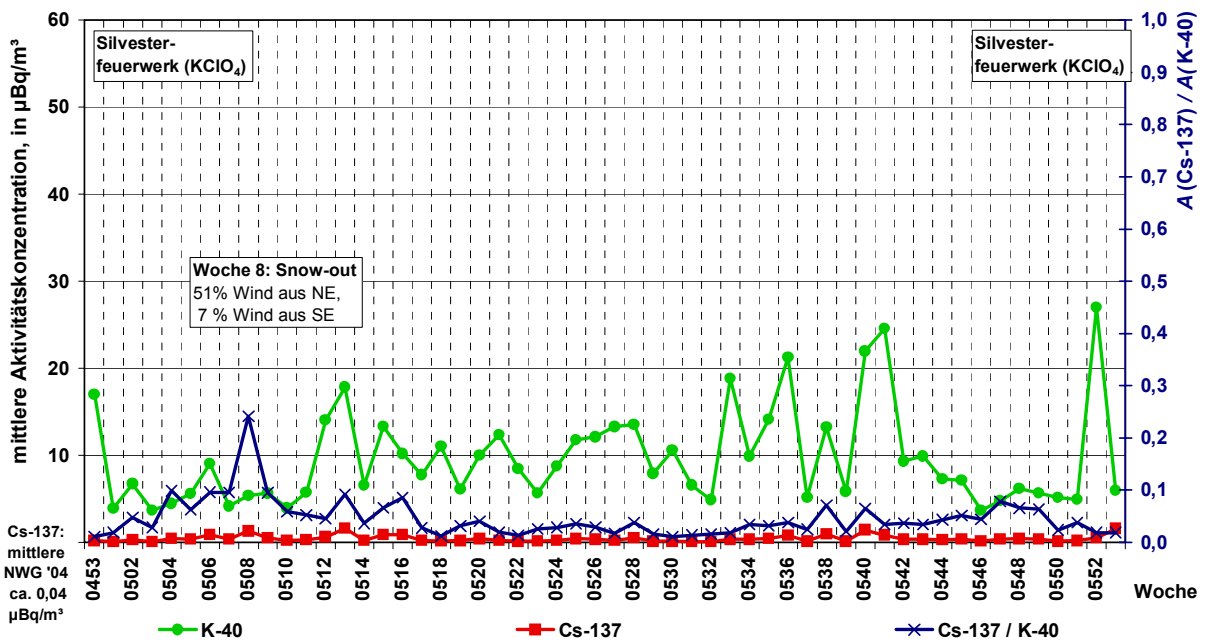


Abbildung 7.6
 Jahrgang 2005 der mittleren wöchentlichen Aktivitätskonzentration von ^{40}K und ^{137}Cs in der bodennahen Luft in Braunschweig

Langzeitmessreihen

Beryllium-7 und Cäsium-137

Als typisches Ergebnis langjähriger Messungen zeigt [Abbildung 7.7](#) die mittleren monatlichen Aktivitätskonzentrationen des kosmogenen ^7Be und des künstlichen ^{137}Cs an den beiden Standorten Braunschweig und Offenbach.

^7Be entsteht in der Stratosphäre durch die Reaktion („Spallation“) der kosmischen Partikel-Strahlung mit den Gasatomen der Lufthülle. Das in der Luft messbare ^{137}Cs ist ein Spaltprodukt und stammt sowohl vom Kernwaffenfallout aus der Mitte des letzten Jahrhunderts als auch vom Reaktorunfall in Tschernobyl im April 1986.

In den Messreihen sind die Zeitverläufe der Aktivitätskonzentrationen in μBq pro Kubikmeter Luft dargestellt. Da die Radionuklide jedoch am Luftstaub gebunden vorliegen, hängen ihre Aktivitätskonzentrationen auch von der Staubkonzentration der Luft ab. Diese wird von den örtlich herrschenden Wetterbedingungen (Windrichtung und -geschwindigkeit, Niederschlagsmenge, -häufigkeit und -intensität) bei der Probenentnahme beeinflusst, so dass kurzzeitige Abweichungen in den Verläufen der Langzeitmessreihen an verschiedenen Orten hierdurch erklärbar sind. Im Folgenden sollen daher die Langzeit-

Trends betrachtet werden, die kurzzeitige Effekte nicht berücksichtigen.

Allgemein sanken nach der Inkraftsetzung des Vertrags über das Verbot oberirdischer Kernwaffenversuche 1963 die Aktivitätskonzentrationen künstlicher Radionuklide in der bodennahen Luft. Da jedoch nicht alle Kernwaffenstaaten das Abkommen unterzeichnet hatten, fanden weitere Kernwaffentests auch in der freien Atmosphäre statt, in deren Folge die dabei freigesetzten frischen Spalt- und Aktivierungsprodukte bis in die Stratosphäre aufstiegen. Von dort gelangten langlebige Radionuklide, wie z.B. das ^{137}Cs , gemeinsam mit dem ^7Be im späten Frühjahr/Sommeranfang des folgenden Jahres verstärkt zur Erdoberfläche zurück, weil sich zu dieser Jahreszeit in Folge der sommerlichen Erwärmung der Atmosphäre ein stärkerer vertikaler Luftaustausch einstellt. Eine länger-periodische Änderung wird der ^7Be -Kurve durch den etwa elfjährigen Sonnenflecken-Zyklus aufgeprägt, weil bei hoher Sonnenaktivität der kosmische Teilchenfluss in der Umgebung der Erde abnimmt. Dadurch wird die Entstehungsrate von ^7Be kleiner und die Aktivitätskonzentration der bodennahen Luft nimmt ab. [Abbildung 7.7](#) zeigt den weitgehend gleichen jahreszeitlichen Verlauf der Kurven von ^7Be und ^{137}Cs in Braunschweig und in Offenbach bis 1986 deutlich.

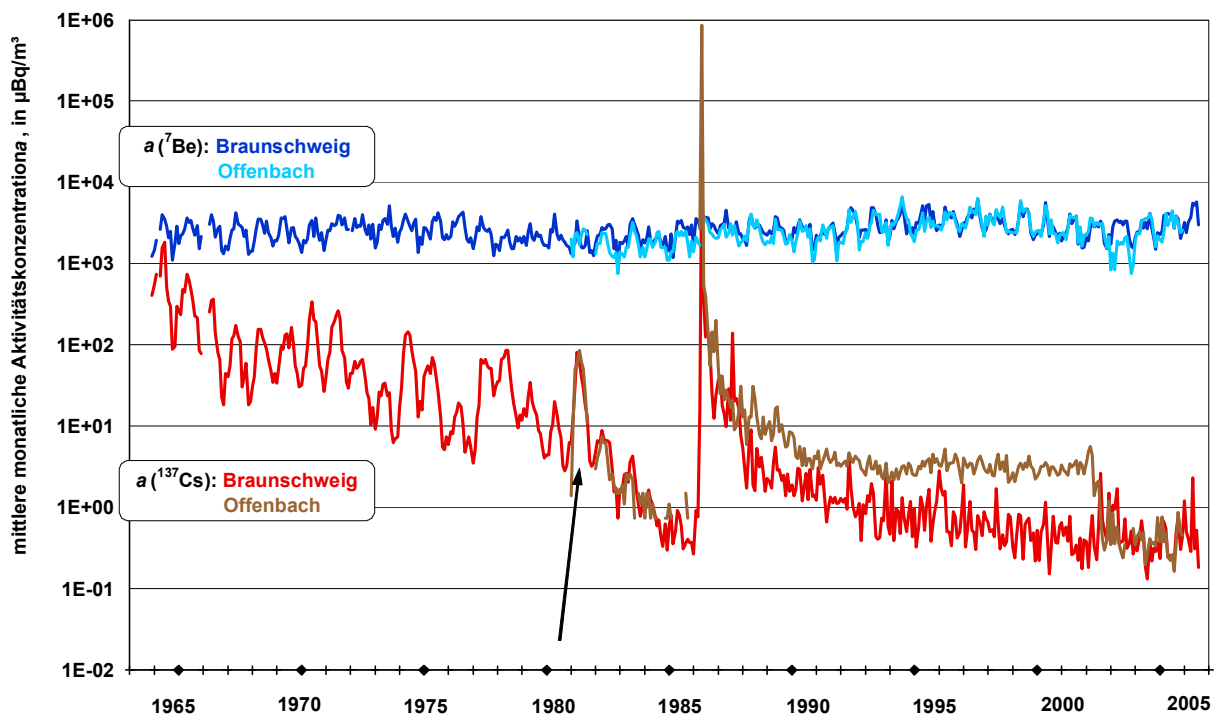


Abbildung 7.7

Langzeitverlauf der mittleren monatlichen Aktivitätskonzentrationen $a(^7\text{Be})$ und $a(^{137}\text{Cs})$ in Braunschweig und Offenbach

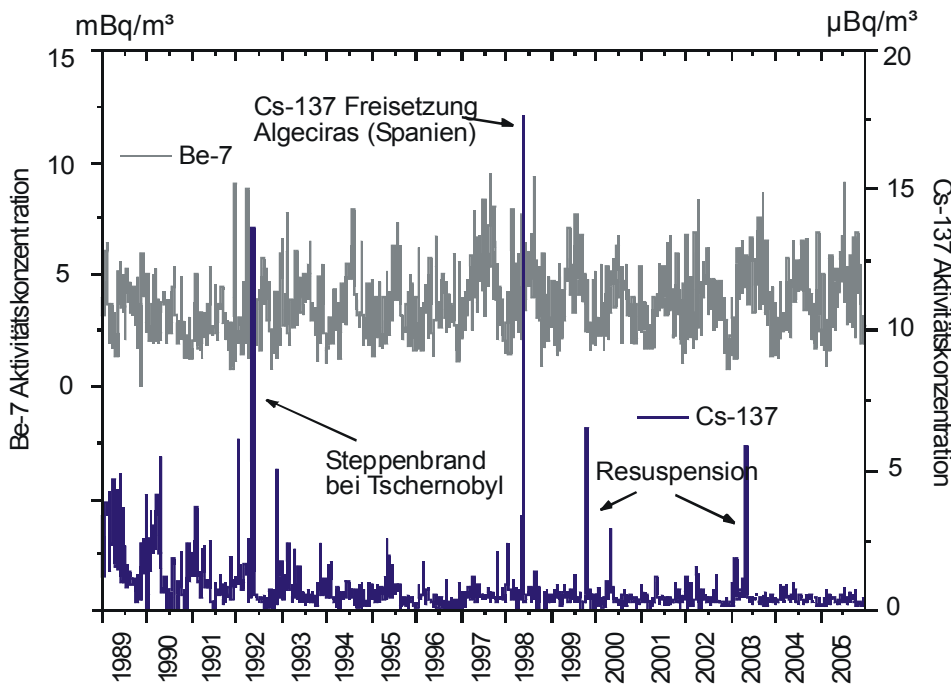


Abbildung 7.8
Langzeitverlauf der mittleren wöchentlichen Aktivitätskonzentrationen $a(^7\text{Be})$ und $a(^{137}\text{Cs})$ auf dem Schauinsland bei Freiburg, Breisgau

Die Messreihe der PTB beginnt 1963, als regelmäßige Messungen der Radioaktivität in der bodennahen Luft in Norddeutschland und Skandinavien aufgenommen wurden, die teilweise noch bis 1990 im Rahmen von Forschungsprojekten fortgeführt wurden [2]. Seit 1989 werden in Braunschweig die Spurenmessungen im Rahmen des IMIS durchgeführt [3].

Die Messreihe des DWD zur Überwachung der Radioaktivität in der Atmosphäre beginnt 1957 mit Messungen der Betaaktivität in der Luft und im Niederschlag an bis zu 12 Messstellen. Spurenmessungen an Schwebstoffe gebundener Radionuklide für die Messstelle Offenbach sind seit 1981 dokumentiert. Die Aktivitätskonzentrationen liegen in einem ähnlichen Bereich wie die am Probenentnahmeort Braunschweig und zeigen bis zur Mitte der 80er Jahre praktisch den gleichen jahreszeitlichen Verlauf. Kurzfristige Unterschiede sind durch die o. g. lokalen meteorologischen Effekte erklärbar. Als Konsequenz des Tschernobyl-Unfalls wurde das IMIS als Vorsorgesystem für nukleare Notfälle eingerichtet. Die hierfür erforderlichen Nachweisgrenzen wurden in Hinblick auf die radiologische Relevanz für Mensch und Umwelt festgelegt. Die einzuhaltenden Nachweisgrenzen von $300 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ Luft für die flächendeckenden Messungen des DWD wie auch für die Spurenmessungen lagen wesentlich höher als die technisch erreichbaren Werte. Die beim DWD ermittelten Nachweisgrenzen sind im Diagramm gemeinsam mit den signifikanten Messwerten dargestellt. Daher schwankt der Kurvenverlauf scheinbar weniger stark als bei der Kurve von Braunschweig. Ab dem Jahr

1989 bis 2002 sind im wesentlichen nur die Nachweisgrenzen dokumentiert, was den Anschein erweckt, die Messwerte in Offenbach lägen signifikant höher als in Braunschweig. Nach der Modernisierung der DWD-Aerosolsammler wird ^{137}Cs in Offenbach deutlich empfindlicher gemessen, und seit Anfang 2003 ist der Verlauf der Aktivitätskonzentration des ^{137}Cs in Offenbach wieder in guter Übereinstimmung mit dem Verlauf der Kurve in Braunschweig. Es liegen keine grundsätzlich verschiedenen Langzeit-trends an den beiden Standorten vor.

Als typisches Beispiel eines Eintrags von „frischem“ ^{137}Cs ist die Erhöhung durch den letzten atmosphärischen Kernwaffentest (Pfeil) hervorgehoben. Der Test wurde im Oktober 1980 in China durchgeführt und war im Folgejahr an beiden Standorten gemeinsam mit dem jährlichen Sommermaximum der Aktivitätskonzentration des ^7Be messbar. Als Folge des Unfalls von Tschernobyl wurde 1986 soviel ^{137}Cs eingetragen, dass der gleichlaufende Jahresgang von ^7Be und ^{137}Cs heute nicht mehr so deutlich zu beobachten ist. Seither befindet sich in der bodennahen Luft überwiegend ^{137}Cs , das mit Bodestaub aufgewirbelt („resuspendiert“) wird, so dass ein möglicher Effekt durch noch immer aus der Stratosphäre ausfallende Spuren von Kernwaffen-Fallout überdeckt wird.

Im Vergleich zu den in den Langzeit-Messreihen des DWD und der PTB diskutierten Monatsmittelwerte zeigt **Abbildung 7.8** die auf dem Schauinsland (ca. 1200 m über N.N.) bei Freiburg seit 1989 vom

BfS gemessenen Wochenmittelwerte der Aktivitätskonzentrationen von ^7Be und ^{137}Cs .

In diesen Höhen lassen sich so genannte „Ferntransport-Phänomene“, bei denen Radioaktivität aus großen Entfernungen herantransportiert wird, besser beobachten als in den oft mehr städtisch oder landwirtschaftlich geprägten Niederungen. Bei den Beispielen in der [Abbildung 7.8](#) handelt es sich im Jahre 1992 um eine Messwerterhöhung durch Bodestaub aus den höher mit Tschernobyl-Fallout kontaminierten Gegenden in Weißrussland und der Ukraine, wo er durch Steppenbrände in größere Höhen gehoben und mit Höhenströmungen nach Süddeutschland verfrachtet wurde. Im Vergleich dazu fiel der Eintrag von ^{137}Cs im Jahr 1998 mit $17,7 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ deutlich höher aus. Damals war in einem Stahlwerk bei Algeciras (Spanien, Straße von Gibraltar) unabsichtlich eine ^{137}Cs -Quelle bei der Stahlherstellung im Hochofen geschmolzen und die freigesetzte Radioaktivität in nördliche Richtung transportiert worden [4].

Die Kurve der Aktivitätskonzentration von ^7Be zeigt auf dem Schauinsland den erwarteten jahreszeitlichen Verlauf mit den bekannten Maxima im Frühsommer und Minima im Winter. Wegen der höheren Zeitauflösung durch die Darstellung der Wochenmittelwerte ist der Schwankungsbereich jedoch entsprechend größer als bei der Darstellung von Monatsmittelwerten. Aufgrund der Lage der Station (1200 m ü. N.N.) sind hier höhere Werte für die Aktivitätskonzentration des kosmogenen ^7Be zu erwarten als bei niedriger gelegenen Stationen.

In den vergangenen 20 Jahren erfreute sich die Spurenmessung radioaktiver Stoffe in der bodennahen Luft eines zunehmenden Interesses, weil zuverlässige Messwerte im Spurenbereich - nicht zuletzt auch durch die Einrichtung des „EU sparse net“ – zur Erkennung und Verfolgung langfristiger Trends erforderlich wurden.

Radioaktive Edelgase

Analyseverfahren

Eine bewährte Methode zum Nachweis radioaktiver Edelgase in Luftproben wurde am BfS-Freiburg Anfang der 70er Jahre entwickelt und wird dort seit 1973 im Routinemessbetrieb eingesetzt [7]. Zu diesem Zweck werden die Edelgasfraktionen der Luft mit Hilfe eines kryogenen Anreicherungsverfahrens aufkonzentriert und nach chromatographischer Reinstdarstellung, wobei eine Trennung der Edelgase nach Elementen erfolgt, im Proportionalzählrohr gemessen. In der Routine erfolgt die Probenentnahme über den Zeitraum einer Woche. In Freiburg und

an der Station Schauinsland werden zusätzlich parallel Tagesproben genommen, die im Falle erhöhter Messwerte in den Wochenproben eine genauere zeitliche Auflösung ermöglichen. In einigen Fällen - abhängig von den meteorologischen Verhältnissen - ist es dann möglich, unter Zuhilfenahme von Trajektorienrechnungen den Emittenten zu bestimmen.

Aufgrund des im BfS-Edelgaslabor eingesetzten integralen Messverfahrens kann nicht direkt zwischen den verschiedenen Xenon-Isotopen unterschieden werden. Erst aus dem Verlauf der effektiven Zerfallskurve des Isotopengemisches können die Beiträge von ^{133}Xe , $^{131\text{m}}\text{Xe}$ bzw. von ^{135}Xe an der Gesamtktivität ermittelt werden. Die effektive Zerfallskurve des Isotopengemisches wird aus einer Reihe von aufeinander folgenden Einzelmessungen über einen längeren Zeitraum hinweg bestimmt.

Krypton-85

^{85}Kr ist ein Radionuklid, das sowohl in der Natur entsteht als auch durch menschliche Aktivitäten gebildet wird. Seine Halbwertszeit beträgt 10,76 Jahre. Es entsteht zu einem sehr geringen Anteil auf natürliche Weise aus der kosmischen Höhenstrahlung sowie aus Kernreaktionen des Urans. Der Hauptanteil ist anthropogen und entsteht in Kernreaktoren. Es wird bei der Wiederaufarbeitung von Brennelementen in die Atmosphäre freigesetzt. Es ist das einzige derzeit regelmäßig messbare künstliche Radionuklid, dessen Aktivitätskonzentration von einigen Bq/m^3 in der Luft nicht abnimmt, sondern wegen seiner stetigen Freisetzung langsam ansteigt. Seine Freisetzungsrate übersteigt die Zerfallsrate aus dem radioaktiven Zerfall, so dass zurzeit in Deutschland ein jährlicher Anstieg von ca. $30 \text{ mBq}/\text{m}^3$ beobachtet wird, der dem globalen Trend entspricht. Dies wird in [Abbildung 7.9](#) verdeutlicht, die den zeitlichen Verlauf des Grundpegels der Aktivitätskonzentration von ^{85}Kr in Mitteleuropa zeigt. Er ergibt sich aus dem Mittelwert über alle mitteleuropäischen Sammelstationen, wobei pro Station nur jeweils der niedrigste Messwert der Wochenproben eines Monats verwendet wurde.

Das BfS verfügt über Langzeitmessreihen von ^{85}Kr und radioaktivem Xenon an mehreren, weltweit verteilten Sammelstationen und damit über einen weltweit einzigartigen Datensatz. Diese Daten dienen der Überwachung der Umweltradioaktivität. Sie finden auch Anwendung für Verifikationsaufgaben im Rahmen des Nichtverbreitungspaktes und in der Wissenschaft zur Überprüfung von Ausbreitungsmodellen [8, 9, 10].

[Abbildung 7.10](#) zeigt die Langzeitmessreihe für ^{85}Kr am Probenentnahmeort Freiburg. Die Werte wurden

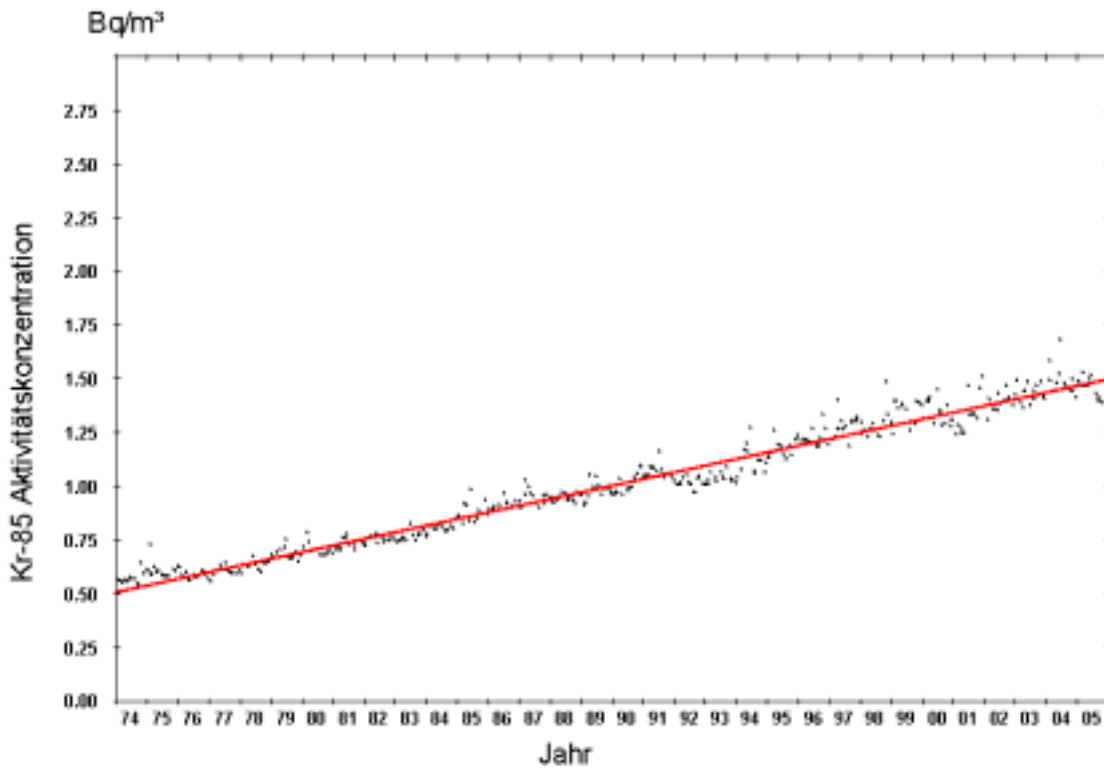


Abbildung 7.9
Der Grundpegel der
Aktivitätskonzentration
von ^{85}Kr in Mitteleuropa

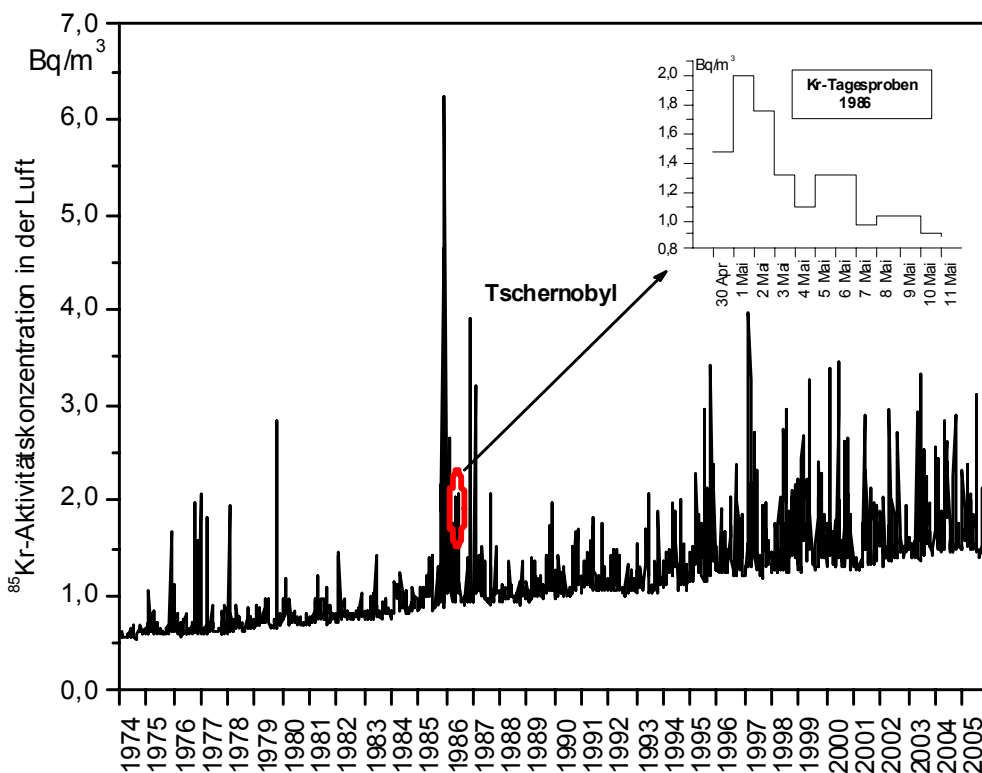


Abbildung 7.10
Die Aktivitätskonzentration von
 ^{85}Kr am Probenentnahmepunkt
Freiburg. Der Ausschnitt zeigt
die Messwerte von Tagesproben
direkt nach dem Unfall von
Tschernobyl

anhand von Wochenproben ermittelt. Im Ausschnitt sind die Ergebnisse der Tagesproben zur Zeit des Reaktorunfalls von Tschernobyl dargestellt.

Wie bereits erläutert, ist ^{85}Kr das einzige künstliche Radionuklid, dessen Aktivitätskonzentration in der Atmosphäre kontinuierlich ansteigt. Das bedeutet,

dass mehr ^{85}Kr in die Atmosphäre freigesetzt wird als zerfällt. Derzeit liegt die mittlere Aktivitätskonzentration an den deutschen Sammelstationen bei etwa $1,5 \text{ Bq/m}^3$.

Des Weiteren fallen die relativ starken Schwankungen auf. Die sind damit zu erklären, dass die Station

häufig in Abluftfahnen der in Europa liegenden Wiederaufarbeitungsanlagen liegt. Die hohen Messwerte in den Jahren 1985 und 1986 haben ihre Ursache in Emissionen der Wiederaufarbeitungsanlage

Karlsruhe (WAK), die inzwischen stillgelegt wurde. Im Vergleich zu diesen Erhöhungen erscheint der Beitrag durch den Reaktorunfall von Tschernobyl klein.

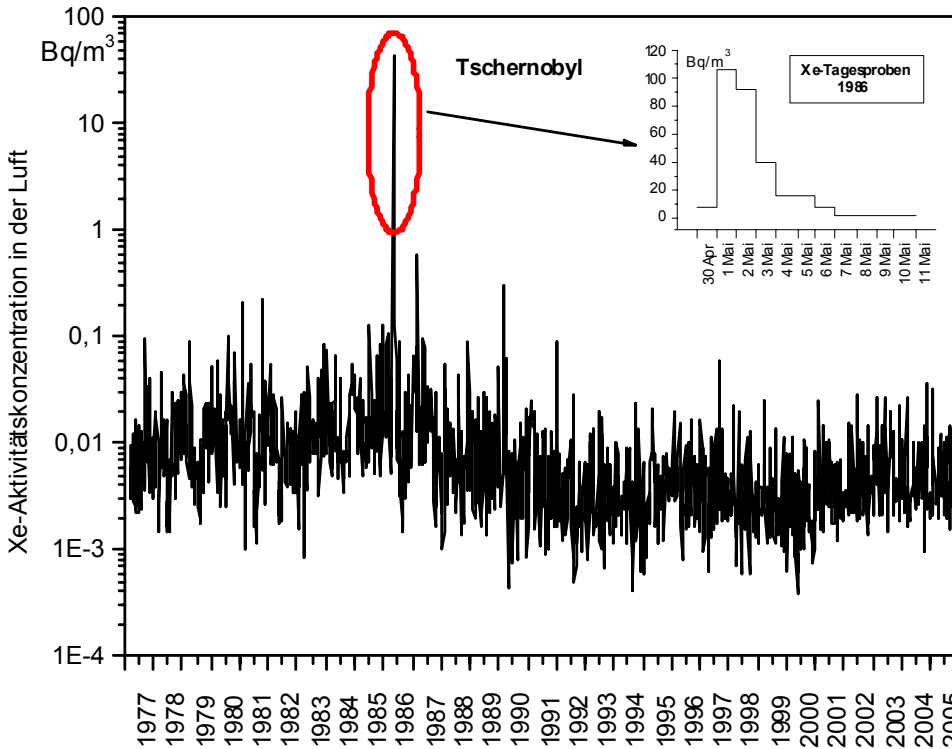


Abbildung 7.11 Die Langzeitmessreihe der Aktivitätskonzentration von ^{133}Xe in der Luft am Probenentnahmeort Freiburg. Der Ausschnitt zeigt die Messwerte von Tagesproben direkt nach dem Unfall von Tschernobyl

Radioxenon

Radioaktive Xenonisotope entstehen bei der Kernspaltung und werden auch im bestimmungsgemäßen Betrieb von Kernkraftwerken und Isotopenproduktionsanlagen in die Atmosphäre freigesetzt. Von diesen Xenonisotopen lässt sich in der Umwelt überwiegend ^{133}Xe aufgrund der vergleichsweise längeren Halbwertszeit von 5,24 Tagen und der hohen Spaltausbeute von ca. 6 % nachweisen. Xenonisotope mit kürzeren Halbwertszeiten werden im Normalbetrieb durch Verzögerungsstrecken und Aktivkohlebetten in den Abluftanlagen der Kernkraftwerke weitgehend zurückgehalten. Die Messwerte der Aktivitätskonzentrationen von ^{133}Xe liegen in der Regel an den sieben deutschen Probenentnahmestationen zwischen 1 mBq/m³ und 100 mBq/m³. Hohe Messwerte von 100 mBq/m³ Luft und mehr können in der Regel durch Wartungsarbeiten (wie z. B. Revisionen) in Kernkraftwerken erklärt werden.

Neben dem Hauptisotop ^{133}Xe können dennoch weitere radioaktive Xenonnuklide aus kerntechnischen Anlagen, bei Nuklearexplosionen oder von medizinischen Quellen in die Atmosphäre freigesetzt werden.

Tabelle 8.1

Wesentliche Zerfalleigenschaften radioaktiver Xenonisotope

Nuklid	$T_{1/2}$	Zerfallsart, ($E_{\beta, \text{max}}$)	E_{γ} (P_{γ})
$^{131\text{m}}\text{Xe}$	11,84 d	γ	163,9 keV (1,96%)
^{133}Xe	5,24 d	β , (346 keV)	81 keV (37,0%)
$^{133\text{m}}\text{Xe}$	2,19 d	γ	233,2 keV (10,3%)
^{135}Xe	9,10 h	β , (905 keV)	249,8 keV (90 %)

Die wichtigen Zerfalleigenschaften der hierbei relevanten radioaktiven Xenonisotope sind in [Tabelle 8.1](#) zusammengefasst [5, 6].

Für ^{133}Xe werden im Mittel Aktivitätskonzentrationen, je nach Lage der Station, zwischen 3 mBq/m³ und 9 mBq/m³ gemessen. Aufgrund der kurzen Halbwertszeit der Xenonisotope unterliegt der aus Emissionen von kerntechnischen Anlagen im Normalbetrieb resultierende Untergrundpegel ausgeprägten Schwankungen zwischen 1 mBq/m³ und 100 mBq/m³. Der daraus resultierende Beitrag zur Strahlenexposition ist mit 0,000005 nSv/h bis

0,0005 nSv/h sehr gering. Zum Vergleich: Die in Deutschland gemessenen Werte für die Gammaortsdosisleistung liegen zwischen 60 nSv/h (Norddeutschland) und 230 nSv/h (Mittelgebirge). Diese Unterschiede entstehen durch den jeweiligen Gehalt an natürlichen Radionukliden im Boden sowie durch die mit der Höhe zunehmende kosmische Strahlung.

Deutlich größer ist die auf Grund des Reaktorunglücks in Tschernobyl gemessene Xe-Aktivitätskonzentration von 43 Bq/m³ in der Wochenprobe vom 28. April bis 5. Mai 1986 an der Station Freiburg (Abbildung 7.11). In der Ausschnittsvergrößerung sind die Messwerte der entsprechenden Tagesproben dargestellt. Der Spitzenwert der Aktivitätskonzentration des ¹³³Xe wurde in der Probe vom 1. Mai

1986 ermittelt, der Beitrag durch das radioaktive Xenon zur Strahlenexposition betrug an diesem Tag etwa 1 nSv/h. Zwischen 1988 und 1994 ist die tendenzielle Abnahme der Aktivitätskonzentration um etwa eine Größenordnung erkennbar, die sich auch an anderen Stationen zeigt [11 a, b, c]. Diese Abnahme ist auf die Verringerung der ¹³³Xe Emissionen aus Kernkraftwerken zurückzuführen [12].

Der trotz der kurzen Halbwertszeit des Xenons und des weiten Transportweges, wesentlich höhere Messwert für ¹³³Xe im Vergleich zur ⁸⁵Kr-Aktivitätskonzentration lässt sich durch das Verhältnis von ¹³³Xe zu ⁸⁵Kr von etwa 200 im Reaktorinventar des Tschernobylreaktors erklären.

Literatur

- [1] Trugenberger-Schnabel, A., Peter, J., Kanzliwius, R. Bernhard, C., Bergler, I. (Hrsg.): *Umweltradioaktivität in der Bundesrepublik Deutschland, Bericht der Leitstellen des Bundes und des Bundesamtes für Strahlenschutz, BfS-Schrift 34/05, Bundesamt für Strahlenschutz, ISBN 3-86509-312-2, 2005*
- [2] Kolb, W.: *Aktivitätskonzentrationen von Radionukliden in der bodennahen Luft Norddeutschlands und Nordnorwegens im Zeitraum 1963 bis 1990. Report PTB-Ra-29, PTB, Braunschweig, Germany, ISSN 0341-6747, ISBN 3-89429-162-1*
- [3] Wershofen H., Arnold, D. *Radionuclides in Ground-level Air in Braunschweig - Report of the PTB Trace Survey Station for 1998 to 2003. PTB-Bericht Ra-45, ISSN 0341-6747, ISBN 3-86599-431-7 Braunschweig, November 2005*
- [4] Bieringer, J., Dalheimer, A., Dyck, W., Steinkopff, T., Wershofen, H.: *Die Radioaktivitätsfreisetzung in Algerien. In: „Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung in der Bundesrepublik Deutschland 1998 bis 2001“, Bericht der Leitstellen des Bundes und des Bundesamtes für Strahlenschutz. Bundesamt für Strahlenschutz, Salzgitter, BfS Schriften 27/2003, ISBN 3-89701939-6, 2003*
- [5] Bowyer, T.W. et al.: *Xenon Radionuclides, Atmospheric Monitoring, In: 'Encyclopedia of Environmental Analysis and Remediation', Robert A. Meyers (editor), John Wiley & Sons Inc., 5299-5314 1998*
- [6] Firestone, R.B. and Shirley, V.S. (Editor): *Table of Isotopes, Eight Edition, John Wiley & Sons Inc., 1996*
- [7] Stockburger H., Sartorius H., Sittkus A.: *Messung der Krypton-85- und Xenon-133-Aktivität der atmosphärischen Luft, Z. Naturforsch. 32a, S. 1249-1263, 1977*
- [8] Kalinowski, M.B., Sartorius, H., Uhl, St., Weiss, W.: *Conclusions on plutonium separation from atmospheric Krypton-85 measured at various distances from the Karlsruhe reprocessing plant. Journal of Environmental Radioactivity 73, pp 203–222, 2004*
- [9] Winger, K. Feichter, J., Kalinowski, M.B., Sartorius, H., Schlosser, C.: *A new compilation of the atmospheric Krypton-85 inventories from 1945 to 2000 and its evaluation in a global transport model. Journal of Environmental Radioactivity 80, pp 183–215, 2005*
- [10] Weiss, W., Sartorius, H., Stockburger, H.: *Global Distribution of Atmospheric Krypton-85, A Data Base for the Verification of Transport and Mixing Models, Technical Report of the Results of a Consultants Meeting 'Isotopes of Noble Gases as Tracers in Environmental Studies', Technical Report Series No. 332, IAEA, Vienna, pp 29-62, 1992*
- [11] (a) Sartorius, H.: *Spurenanalyse: Die radioaktiven Edelgase Kr-85 und Xe-133, BfS Jahresbericht 1992, S. 102*
 (b) Sartorius, H.: *Der Xenon-Untergrundpegel in Deutschland, BfS Jahresbericht 1997, S. 82*
 (c) Sartorius, H.: *Der Krypton-85 Untergrundpegel in der nördlichen Hemisphäre, BfS Jahresbericht 1998, S. 67*
- [12] Maushardt, R.: *Monitoring Emissions from Nuclear Facilities: Could Relevant Activities Escape Undetected?, Strahlenschutzpraxis 4, 1996, S. 70, ISSN 0947-434 X*

Bearbeitet von der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), Koblenz
Leitstelle für Oberflächenwasser, Schwebstoff und Sediment in Binnengewässern
(G. Dersch, W.J. Krause)

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

In Binnengewässern wird die Radioaktivität in den Kompartimenten Oberflächenwasser, Schwebstoff und Sediment ermittelt. Mit den dynamischen 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 das eigentliche Langzeitspeichermedium; hier lassen sich die langfristigen Auswirkungen radioaktiver Kontaminationen aufzeigen. Eine spätere Weiterverfrachtung bereits abgelagerter Radionuklide infolge Resuspension von Sedimenten - beispielsweise bei Hochwasserereignissen - ist möglich und kann u.a über Schwebstoffmessungen entsprechend verfolgt werden (Abbildung 8.1).

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 Kernwaffenversuche der 50er und 60er Jahre sowie aus Ableitungen kerntechnischer Anlagen und Isotopen verarbeitender Betriebe. Die langlebigen Spaltprodukte ^{90}Sr

und ^{137}Cs wurden hauptsächlich durch den Fallout der atmosphärischen Kernwaffenversuche und als Folge des Reaktorunfalls von Tschernobyl 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 2004 und 2005 erhaltenen Messergebnisse ergibt für den radiologischen Gütezustand der Binnengewässer folgendes Bild:

Oberflächenwasser wies ^3H -Gehalte im Jahresmittel überwiegend unterhalb der im Routinemessprogramm geforderten Nachweisgrenze von 10 Bq/l auf. Selbst in Vorflutern, in die ^3H aus kerntechnischen Anlagen abgeleitet wurde, wurden im Fernbereich der Emittenten nur geringfügig höhere Jahresmittelwerte bis ca. 30 Bq/l erhalten (Abbildung 8.2). Die mittleren Aktivitätskonzentrationen von ^{90}Sr und ^{137}Cs lagen meist unter 0,01 Bq/l und damit ebenfalls unter den geforderten Nachweisgrenzen (8.3 und 9.4). Die von kerntechnischen Anlagen eingeleiteten anlagenspezifischen Spalt- und Aktivierungsprodukte – außer ^3H – waren im Fernbereich der Emittenten im Allgemeinen nicht mehr nachweisbar. Lediglich im Küstenbereich der Ems konnte ^{60}Co bis 0,01 Bq/l bestimmt werden. ^{131}I trat sporadisch auf mit Einzelwerten bis 0,1 Bq/l. Die Bestimmungen der Gesamt-Alpha-Aktivität bzw. von ^{234}U , ^{235}U und ^{238}U ergaben durchweg Werte, die dem natürlichen Urangehalt der Binnengewässer entsprechen: z.B. für ^{238}U schwankten die Werte regional zwischen 0,0005 und 0,1 Bq/l.

In den Kompartimenten **Schwebstoff** und **Sediment** ist von der Vielzahl der nach dem Reaktorunfall in die Binnengewässer eingetragenen Radionuklide nur noch das langlebige ^{137}Cs von Bedeutung. Die mittleren spezifischen Aktivitäten betragen hier bis 100, überwiegend aber weniger als 50 Bq/kg TM (Abbildung 8.6 und Abbildung 8.8). Höhere ^{137}Cs -Gehalte mit teilweise über 300 Bq/kg TM im Mittel wurden wiederum in einigen Seen gemessen: z. B. Schwebstoffe aus dem Starnberger See und dem Steinhuder Meer sowie Sedimente aus dem Schaalsee (Schleswig-Holstein) und dem Schollener See (Sachsen-Anhalt). ^{58}Co bzw. ^{60}Co waren in Schwebstoffen und Sedimenten aus Rhein, Mosel,

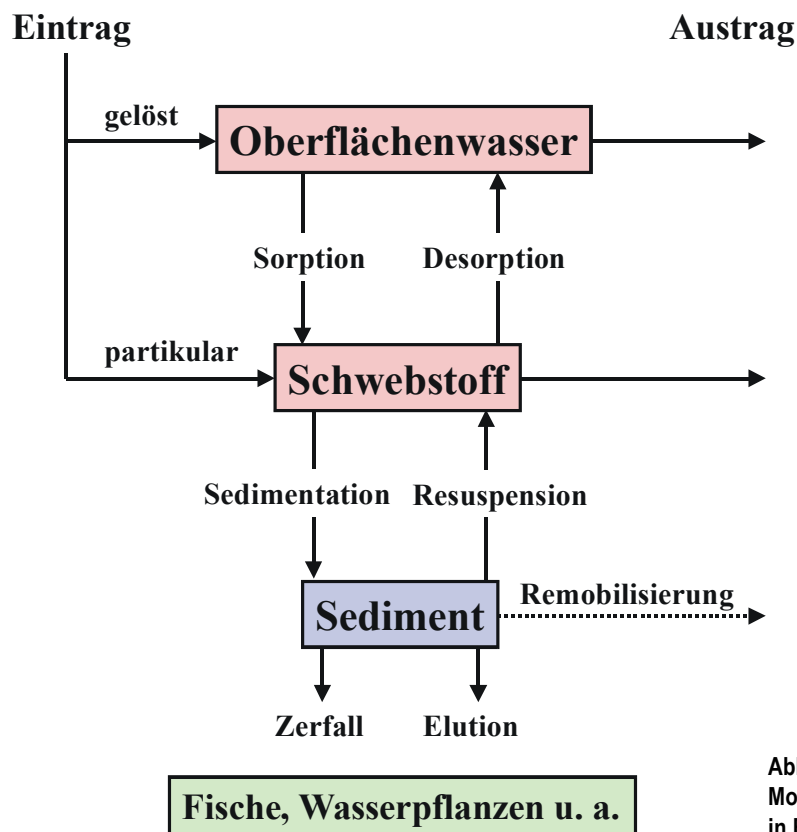


Abbildung 8.1
Modell zum Verhalten von Radionukliden
in Fließgewässern

Ems, Jadebusen, Weser, Elbe und Eider in geringen mittleren spezifischen Aktivitäten von meist unter 5 Bq/kg TM nachweisbar und unterschritten damit die geforderte Nachweisgrenzen des Routinemessprogramms zum StrVG von 5 Bq/kg TM (Abbildung 8.5 und Abbildung 8.7). Nur in Einzelfällen wurden an unmittelbar am Auslaufbauwerk von kerntechnischen Anlagen entnommenen Sedimentproben leicht erhöhte mittlere Werte an ^{60}Co bis 18 Bq/kg TM bestimmt, die jedoch schon bei in kurzer Entfernung genommenen Proben wieder zurückgingen. Wiederum sporadisch konnte das kurzlebige ^{131}I insbesondere in Schwebstoffen verschiedener Vorfluter gemessen werden mit Einzelgehalten bis 320 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 auf der Basis von Werten aus 2005 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 zugrunde, 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 $\mu\text{Sv/a}$.

Mittlere Gehalte an ^{137}Cs von 102 Bq/kg TM konnten an Sedimentproben aus der Donau gemessen werden. Für den Fall, dass hier aus verkehrswasserwirtschaftlichen Gründen Sohlenmaterial gebaggert und an Land gelagert werden muss, kann die auf dem Expositionspfad "Aufenthalt auf Spülfeldern" zu erwartende effektive Dosis für Erwachsene (> 17 a; Aufenthaltsdauer 1000 h/a) auf ca. 11 $\mu\text{Sv/a}$ abgeschätzt werden. Allein die auf die natürlichen Radionuklide ^{40}K (500 Bq/kg TM), Th_{nat} (4 Bq/kg TM) und U_{nat} (40 Bq/kg TM) zurückgehende Dosis liegt mit ca. 28 $\mu\text{Sv/a}$ deutlich höher. In direkt an Auslaufbau-

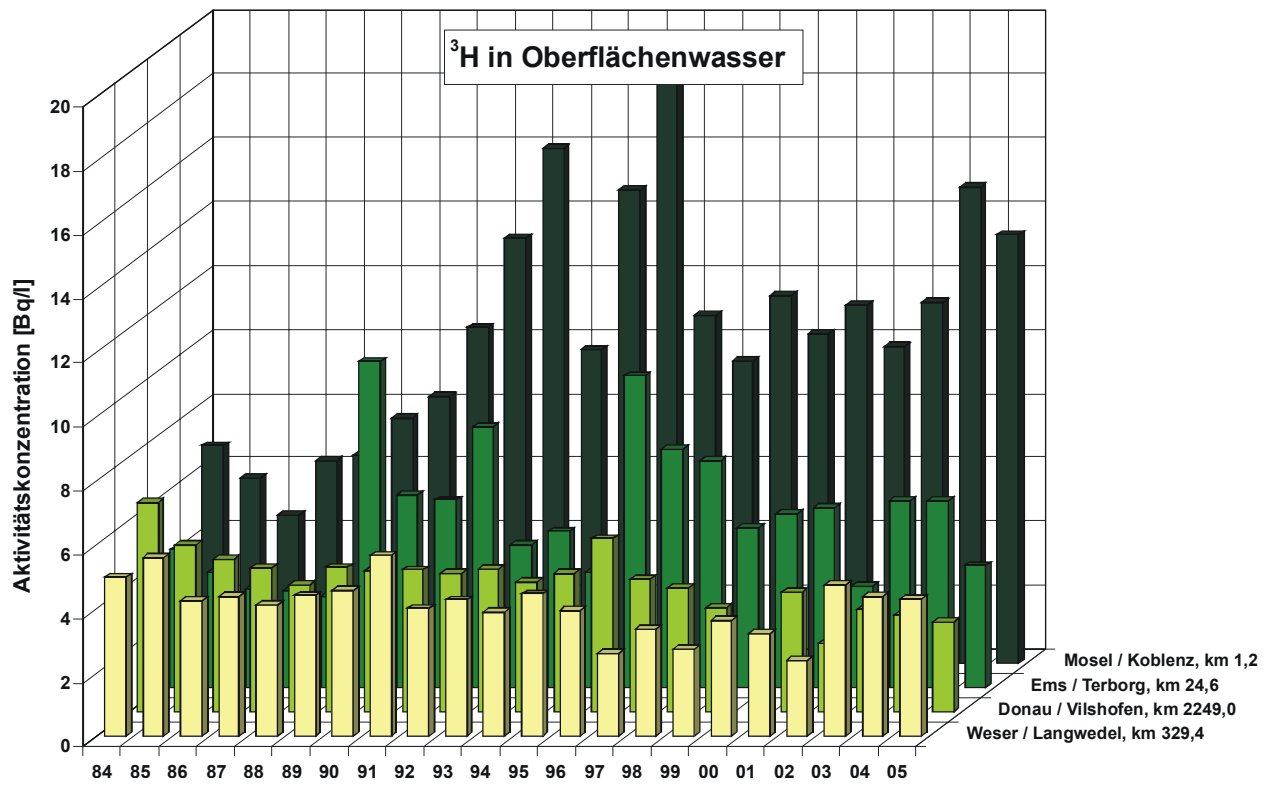


Abbildung 8.2
Aktivitätskonzentration von Tritium in ausgewählten Binnengewässern (Jahresmittelwerte)

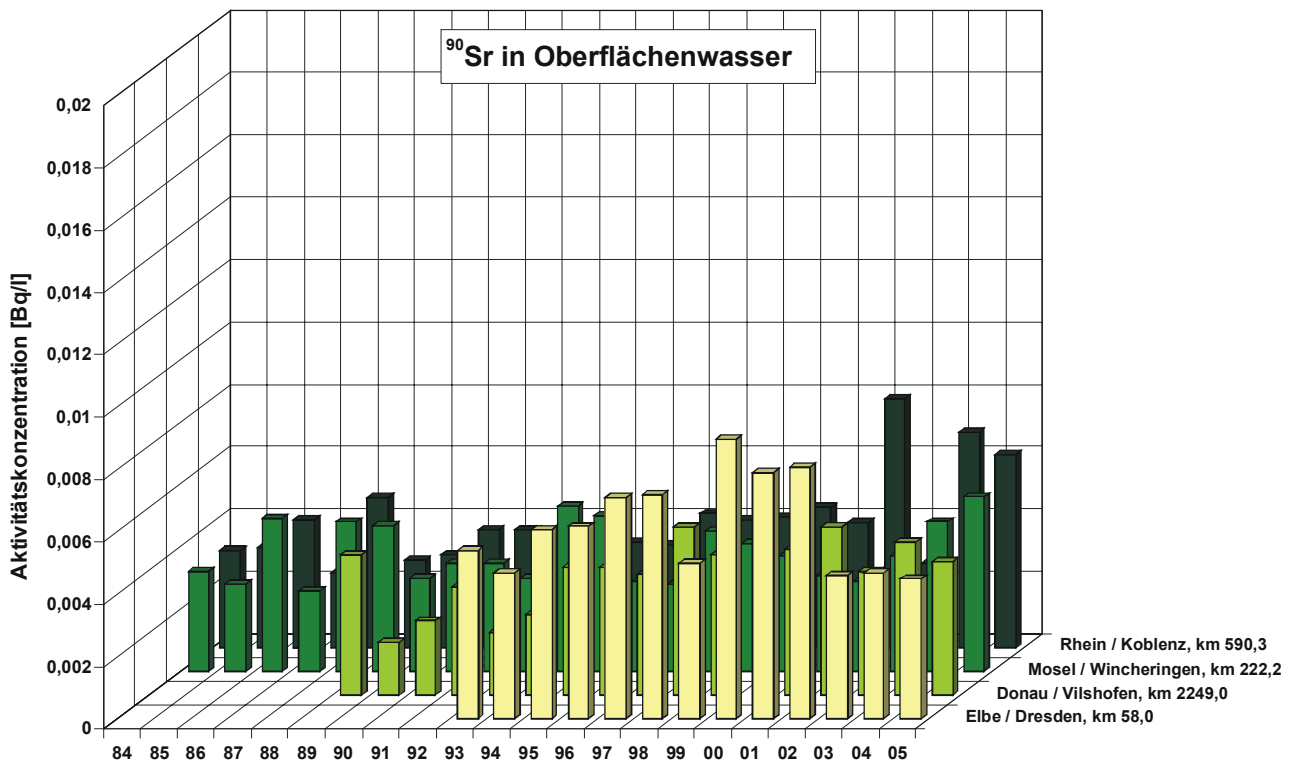


Abbildung 8.3
Aktivitätskonzentration von ⁹⁰Sr und in ausgewählten Binnengewässern (Jahresmittelwerte)

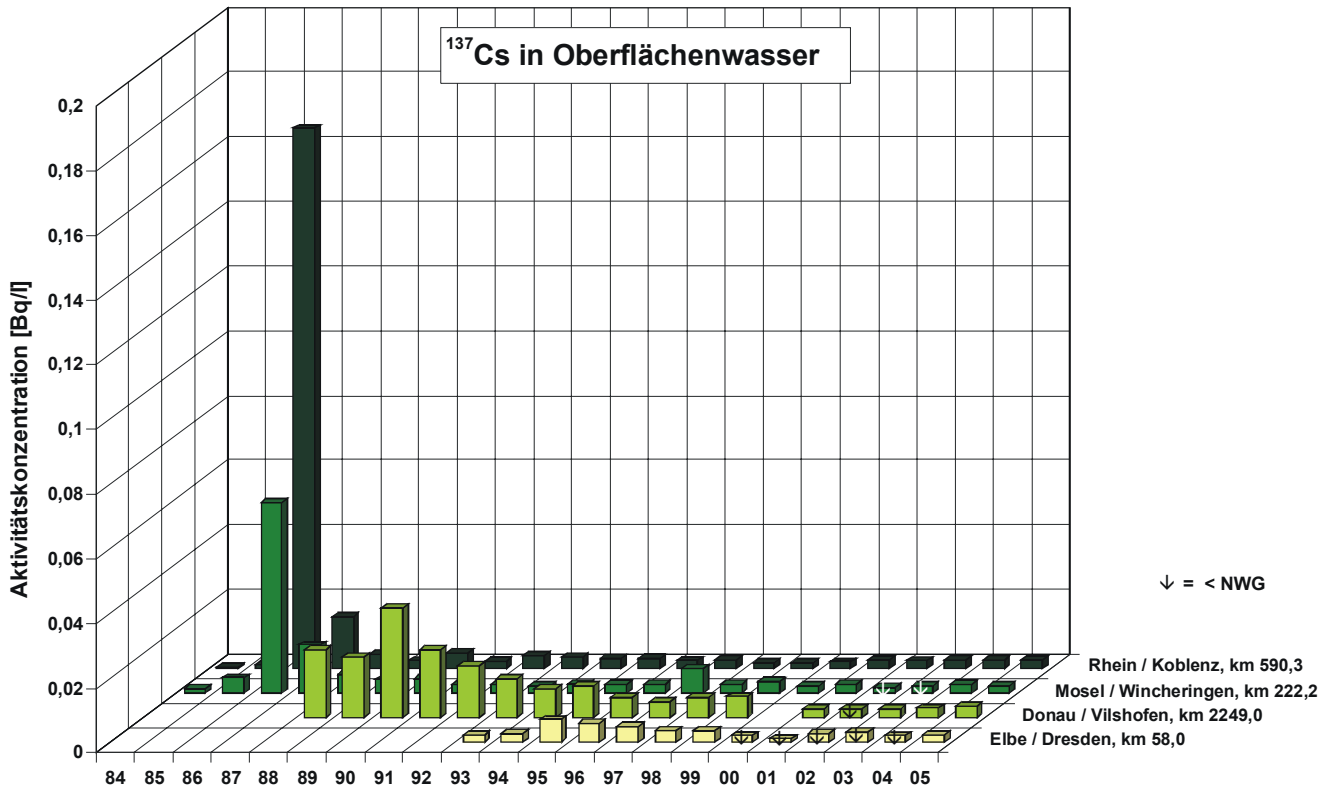


Abbildung 8.4
Aktivitätskonzentration von ¹³⁷Cs in ausgewählten Binnengewässern (Jahresmittelwerte)

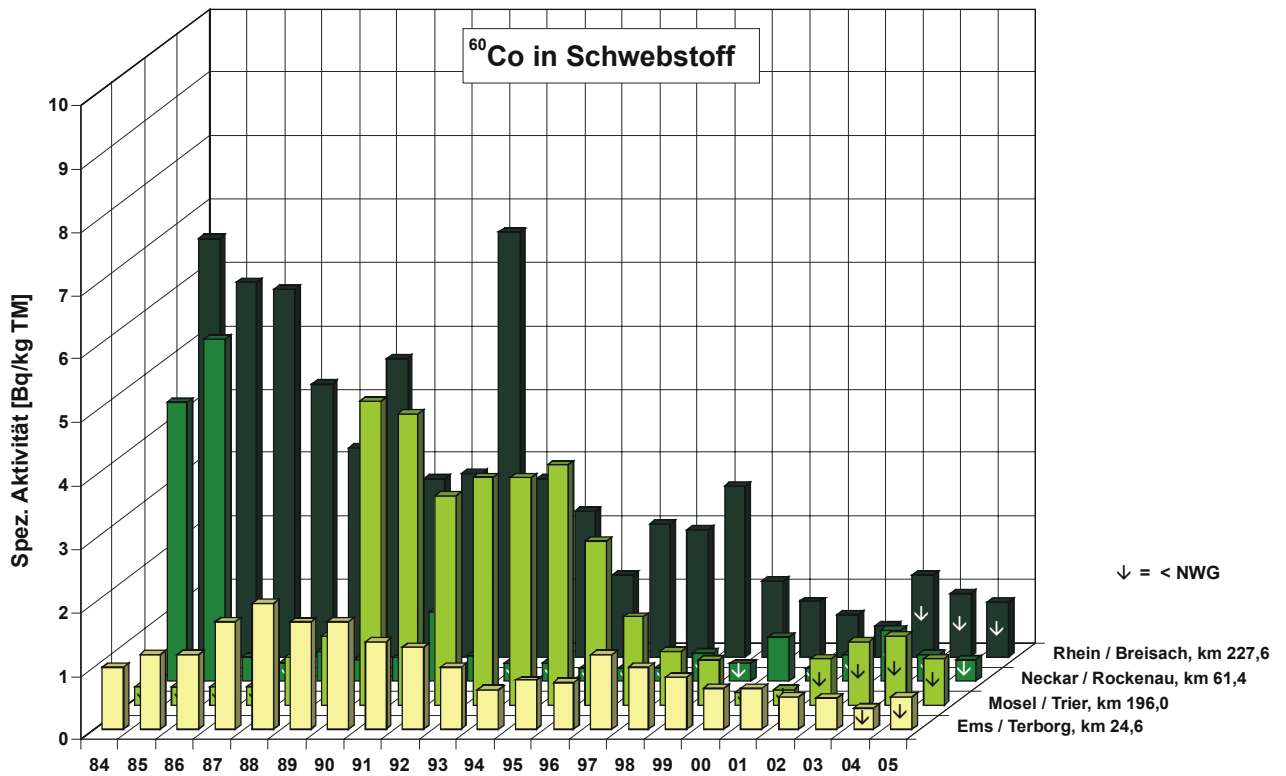


Abbildung 8.5
Spezifische Aktivität von ⁶⁰Co in Schwebstoffproben ausgewählter Binnengewässer (Jahresmittelwerte)

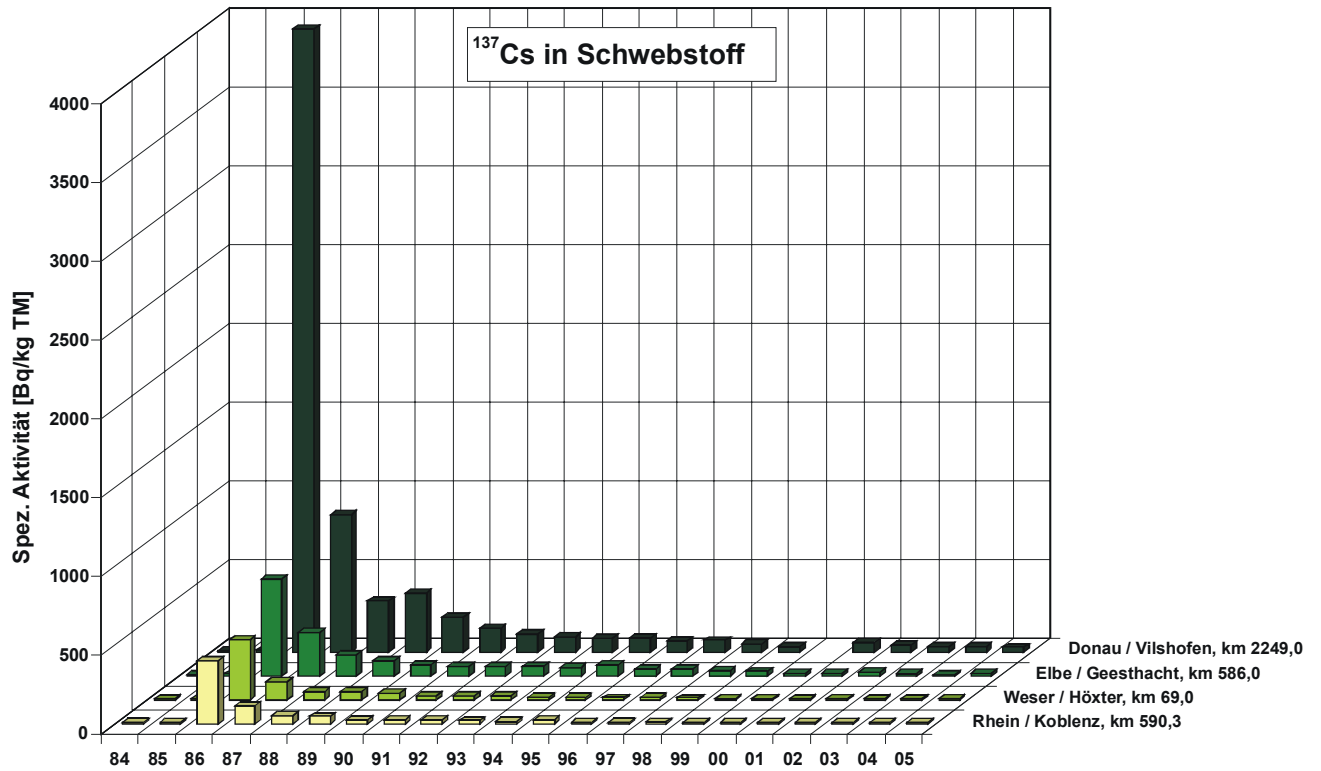


Abbildung 8.6

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

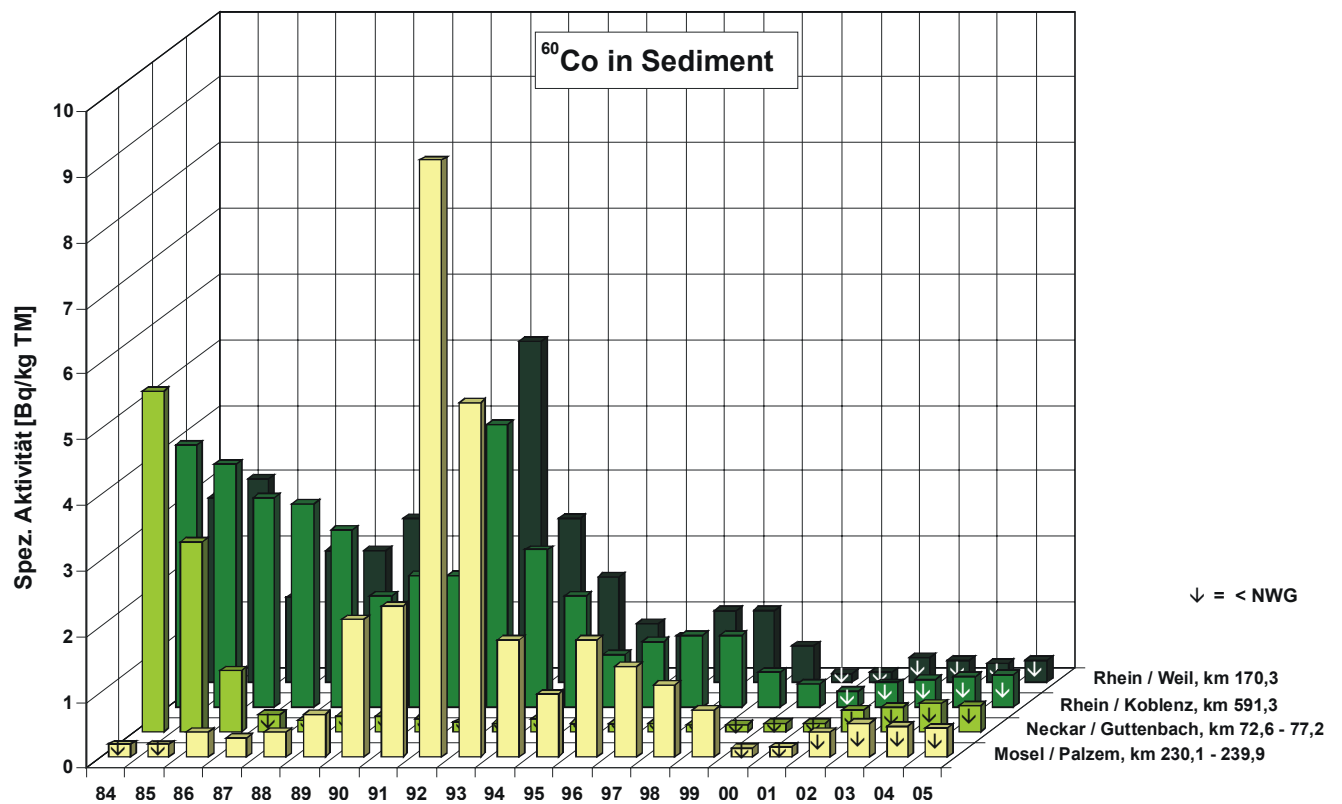


Abbildung 8.7

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

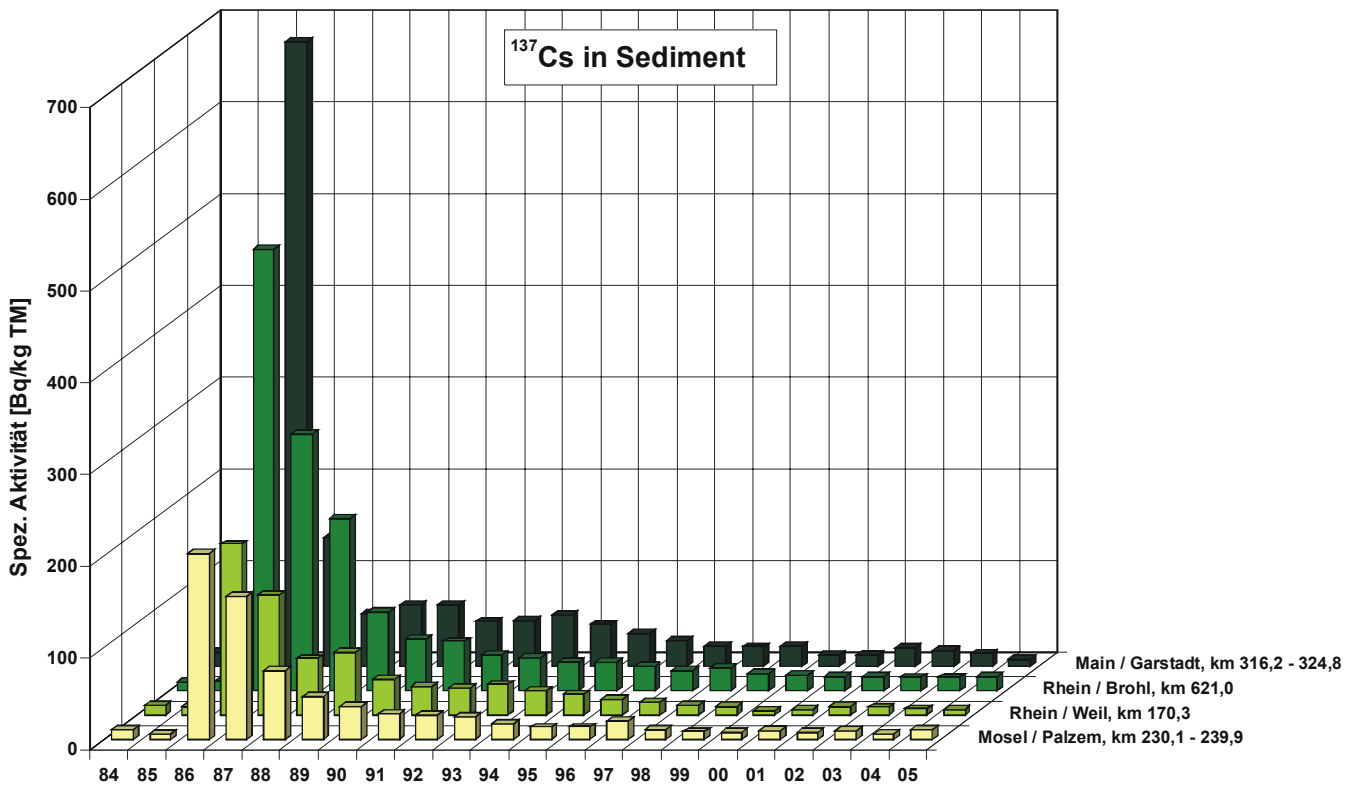


Abbildung 8.8

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

werken kerntechnischer Anlagen entnommenen Sedimenten wurde 2005 ^{60}Co mit bis 16 Bq/kg TM im Mittel bestimmt. In diesem Fall würde die effektive Dosis mit den gleichen Annahmen anteilig ca. 5 $\mu\text{Sv/a}$ betragen und der Dosisgrenzwert nach § 47 StrlSchV ebenfalls deutlich unterschritten.

Der radiologische Gütezustand der Binnengewässer unterlag im Zeitraum von 2004 bis 2005 keinen signifikanten Veränderungen im Vergleich zu den Vorjahren. Die Schwankungen können – vom radioaktivem Zerfall abgesehen – mit den in Gewässern ablaufenden Dispersions-, Sedimentations- und Resuspensionsprozessen erklärt werden, die zu inhomogenen Verteilungen der radioaktiven Stoffe in den Kompartimenten der Gewässern führen können. Diese Prozesse sind letztlich auch dafür ursächlich, dass die Aktivitätskonzentrationen bzw. spezifischen Aktivitäten nach einem Eintrag (hier ^{137}Cs durch Tschernobyl) an einzelnen Entnahmestellen stärker abneh-

men als dies der physikalischen Halbwertszeit entsprechen würde (Abbildung 8.4., Abbildung 8.6 und Abbildung 8.8). 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 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 den Reaktorunfall von Tschernobyl in die Gewässer gelangten. Demgegenüber sind die Auswirkungen von Radionukliden infolge von Ableitungen aus kerntechnischen Anlagen praktisch vernachlässigbar.

9 RADIOAKTIVE STOFFE IN TRINK- UND GRUNDWASSER

Bundesamt für Strahlenschutz, Fachbereich Strahlenschutz und Umwelt, Berlin
Leitstelle für Trink- und Grundwasser, (H. Viertel, Th. Bünger, D. Obrikat)

Überwachung nach StrVG und REI

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 2004 und 2005 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. aus Talsperren) und nur in sehr geringer Konzentration auf.

In [Tabelle 9.1](#) und [Tabelle 9.2](#) 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 2004 und 2005 zusammengefasst. Zum Vergleich sind auch die Messwerte

des natürlichen Radionuklids ^{40}K in den Tabellen aufgeführt.

Die Zusammenstellung der **Trinkwasser**-Werte zeigt, dass mehr als 95% der Messwerte für ^{137}Cs unterhalb der bei den Messungen erreichten Nachweisgrenzen liegen, die im wesentlichen vom Volumen des zur Messung aufbereiteten Wassers abhängen. Als Mindestnachweisgrenze werden im Messprogramm für den Normalbetrieb (Routinemessprogramm) 10 mBq/l gefordert; die für ^{137}Cs -ermittelten Messwerte lagen im Jahr 2004 im Bereich von 1,0 bis 7,0 mBq/l und im Jahr 2005 bei 0,2 mBq/l. Bei den Maximalwerten handelt es sich um Trinkwässer, die aus Oberflächengewässern (z.B. aus Talsperren) gewonnen wurden. ^{90}Sr , hauptsächlich aus dem Fallout der Kernwaffenversuche, konnte in Konzentrationen oberhalb der Nachweisgrenzen in etwa 50% der Trinkwasserproben nachgewiesen werden, der Maximalwert lag im Jahr 2004: 70 mBq/l und im Jahr 2005 bei 18 mBq/l.

Tabelle 9.1
Überwachung von Trinkwasser in der Bundesrepublik Deutschland in den Jahren 2004 und 2005
(Auswertung am 25.07.2006)

Nuklid	Gesamtzahl	< NWG	Aktivitätskonzentration in mBq/l		
			Minimalwert	Maximalwert	Median
2004					
^{40}K	348	201	14	1300	< 150
^{137}Cs	375	368	1,0	7,0	< 6,5
^3H	115	98	720	95000	< 5700
^{90}Sr	127	67	0,22	70	< 3,4
G-Alpha	5	1	31	80	60
2005					
^{40}K	361	223	14	1900	150
^{137}Cs	372	371		0,20*	< 6,6
^3H	104	93	1900	53000	< 5800
^{90}Sr	122	66	0,048	18	< 4,0
G-Alpha	2	0	57	73	65

* Einzelwert

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

Die Maximalwerte der Tritium-Konzentration (2004: 95 Bq/l, 2005: 53 Bq/l) wurden im Rahmen der Umgebungsüberwachung bei kerntechnischen Anlagen ermittelt. Diese Werte stammen aus Einzelwasserversorgungen in der Nähe eines Altrheinarms, der in der Fließrichtung von Grund- und Oberflächenwasser aus dem Bereich des Forschungszentrums Karlsruhe liegt. Selbst unter der Annahme, dass der gesamte Trinkwasserbedarf mit Wasser aus den Einzelwasserversorgungen gedeckt würde, ergäbe sich nur eine unwesentliche Erhöhung der Strahlenexposition für die betroffenen Personen gegenüber der natürlichen Strahlenexposition. Das Trinkwasser aus öffentlichen Wasserversorgungen in den Ortschaften in der Umgebung des Forschungszentrums weist lediglich Tritiumkonzentrationen bis zu 10 Bq/l auf.

Im **Grundwasser** liegen immer mehr Messwerte für ^{137}Cs unterhalb der bei den Messungen erreichten Nachweisgrenzen (Tabelle 9.2). Die tatsächlich gemessenen Werte reichen im Jahr 2004 von 0,098 bis 12 mBq/l und 2005 von 5,0 bis 19 mBq/l. Hier stammen die höchsten Werte aus Beobachtungsbrunnen für oberflächennahes Grundwasser.

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

Der Bereich der Tritium-Messwerte liegt im Jahr 2004 bei 0,82 bis 180 Bq/l (Median: < 5,8 Bq/l) und 2005 bei 1,8 bis 190 Bq/l (Median: < 5,0 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 im Jahr 2004 darüber hinaus ^{60}Co in Konzentrationen bis zu 320 mBq/l, und im Jahr 2005 bis 120 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 Radionukli-

de verursacht wird, vernachlässigt werden. Legt man die Maximalwerte für ^{137}Cs und ^{90}Sr zugrunde, ergeben sich bei einem angenommenen jährlichen Trinkwasserverzehr von 700 Liter für den Erwachsenen Ingestionsdosen von 0,00003 bzw. 0,0014 Millisievert pro Jahr.

Messprogramm zur Bestimmung natürlicher Radionuklide in Trinkwasser

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

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

Der Indikatorparameter Gesamtrichtdosis (total indicative dose) ist im Sinne der EU-Trinkwasserrichtlinie in Anlehnung an die im Strahlenschutz gebräuchliche Ingestionsdosis als rechnerische Größe ein Parameter für die Qualität des Trinkwassers, wobei alle dosisrelevanten künstlichen und natürlichen Radionuklide zu berücksichtigen sind, nicht jedoch ^{40}K , Radon und Radonfolgeprodukte.

Im Hinblick auf die Erarbeitung geeigneter Mess- und

Tabelle 9.2

Überwachung von Grundwasser in der Bundesrepublik Deutschland in den Jahren 2004 und 2005
(Auswertung am 25.07.2006)

Nuklid	Gesamtzahl	< NWG	Aktivitätskonzentration in mBq/l		
			Minimalwerte	Maximalwerte	Mediane
2004					
⁴⁰ K	308	172	11	12000	< 240
⁶⁰ Co	475	460	13	320	< 20
¹³⁷ Cs	537	533	0,098	12	< 15
³ H	574	500	820	180000	< 5800
⁹⁰ Sr	95	54	0,051	11	2,6
R-Beta	50	47	290	500	< 110
G-Alpha	225	42	36	6000	350
2005					
⁴⁰ K	266	137	11	1100	< 150
⁶⁰ Co	516	497	16	120	< 18
¹³⁷ Cs	385	380	5,0	19	< 11
³ H	447	353	1800	190000	< 5000
⁹⁰ Sr	98	57	0,041	24	3,0
R-Beta	24	24			< 100
G-Alpha	39	29	26	140	60

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

Die Federführung für dieses Messprogramm liegt in Fortsetzung früherer Arbeiten zu dieser Thematik bei der Leitstelle für die Überwachung der Radioaktivität in Trinkwasser, Grundwasser, Abwasser, Klärschlamm, Reststoffen und Abfällen des BfS. Seit September 2003 wurden in etwa 330 Wasserwerken bzw. Wasserversorgungsanlagen, u.a. in Sachsen, Thüringen, Sachsen-Anhalt, Berlin, Brandenburg,

Nordrhein-Westfalen und Bayern insgesamt 500 Proben entnommen und auf die oben genannten natürlichen Radionuklide untersucht. Beprobte wurden stets die in die Versorgungsnetze eingespeisten aufbereiteten Trinkwässer (Reinwässer) und die korrespondierenden, d.h. in den Aufbereitungsprozess eingespeisten, Rohwässer oder – in den Fällen wo keine Aufbereitung stattfindet – die nicht aufbereiteten Trinkwässer.

Die Untersuchungen werden im Jahr 2006 fortgesetzt.

Literatur

- [1] Trugenberger-Schnabel, A., Peter, J., Kanzliwius, R. Bernhard, C., Bergler, I. (Hrsg.): Umwelt-radioaktivität in der Bundesrepublik Deutschland 1998 bis 2001, Daten und Bewertung, BfS-Schrift 27/2003, Salzgitter 2003

10 RADIOAKTIVE STOFFE IN NORD- UND OSTSEE

Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg und Rostock
Leitstelle für Meerwasser, Meeresschwebstoff und -sediment (H. Nies, J. Herrmann)

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 dem Forschungsschiff GAUSS des Bundesamtes 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 Wiederaufbereitungsanlagen 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 führt 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 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 verblieben. Die Menge des Zuflusses an salzreichem und aktivitätsarmem Nordseewasser durch die Bodenschicht des Kattegat ist 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.

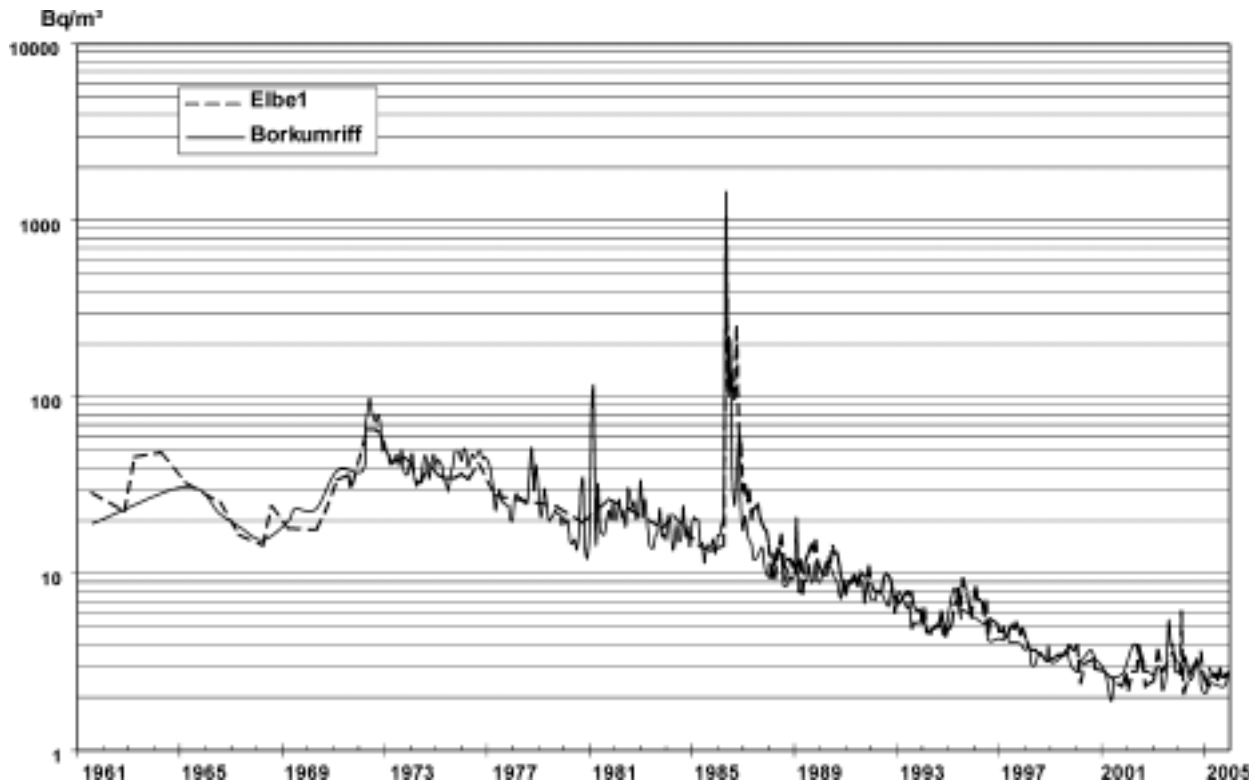


Abbildung 10.1
 Zeitlicher Verlauf der ^{137}Cs -Aktivitätskonzentration (Bq/m^3) an den Positionen der ehemaligen Feuerschiffe „Borkumriff“ und „Elbe 1“ in der Deutschen Bucht

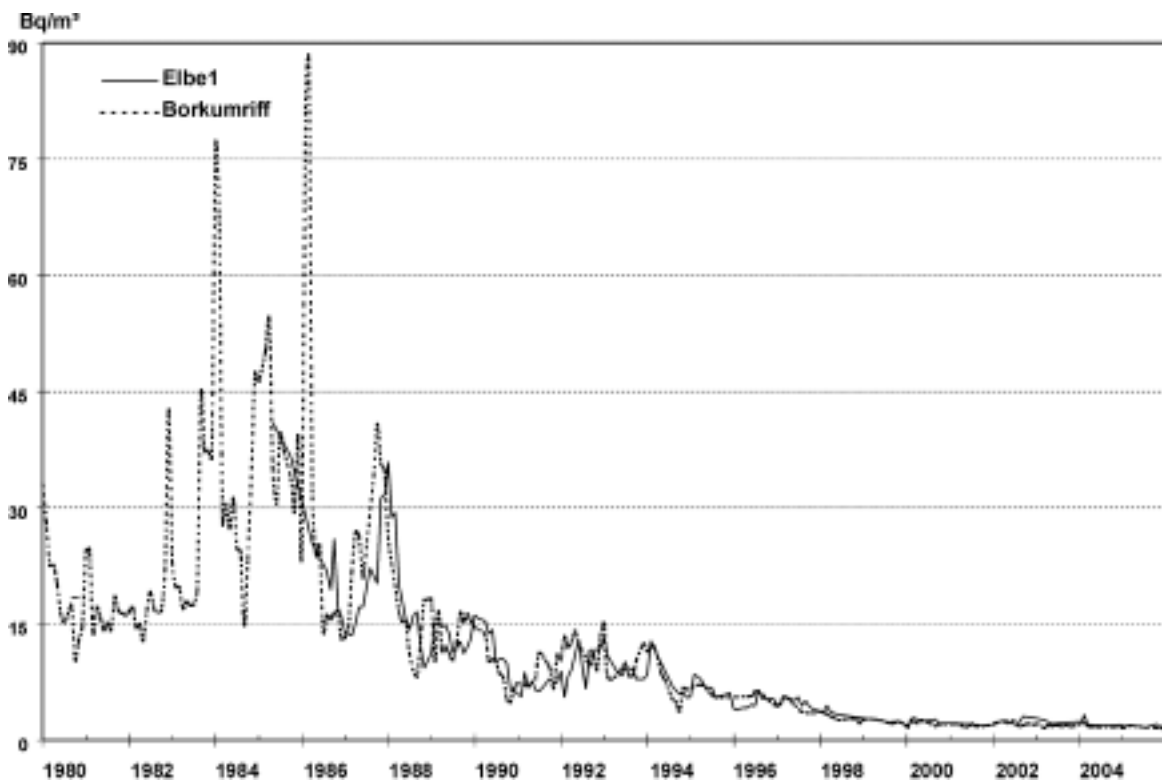


Abbildung 10.2
 Zeitlicher Verlauf der ^{90}Sr -Aktivitätskonzentration (Bq/m^3) an den Positionen der ehemaligen Feuerschiffe „Borkumriff“ und „Elbe 1“ in der Deutschen Bucht

Meerwasser in der Nordsee

Die Probenahme zur Überwachung der Deutschen Bucht bzw. Nordsee erfolgte 2004 auf Fahrten im Januar, März, August und November sowie 2005 auf Fahrten im Januar, Mai und November, wobei im August 2004 eine Beprobung der gesamten Nordsee stattfand. 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 10.1 und Abbildung 10.2) 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. Diese 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, wie auch aus Abbildung 10.3 ersichtlich ist. Der Fallout von Tschernobyl mit seinem charakteristischen Verhältnis der Radionuklide ^{134}Cs zu ^{137}Cs war in der deutschen Bucht bereits zwei bis drei Jahre nach dem Unfall nicht mehr zu messen. ^{134}Cs ist im Wasser der Nordsee ebenfalls nicht mehr nachweisbar (NWG ca. $0,2 \text{ Bq/m}^3$).

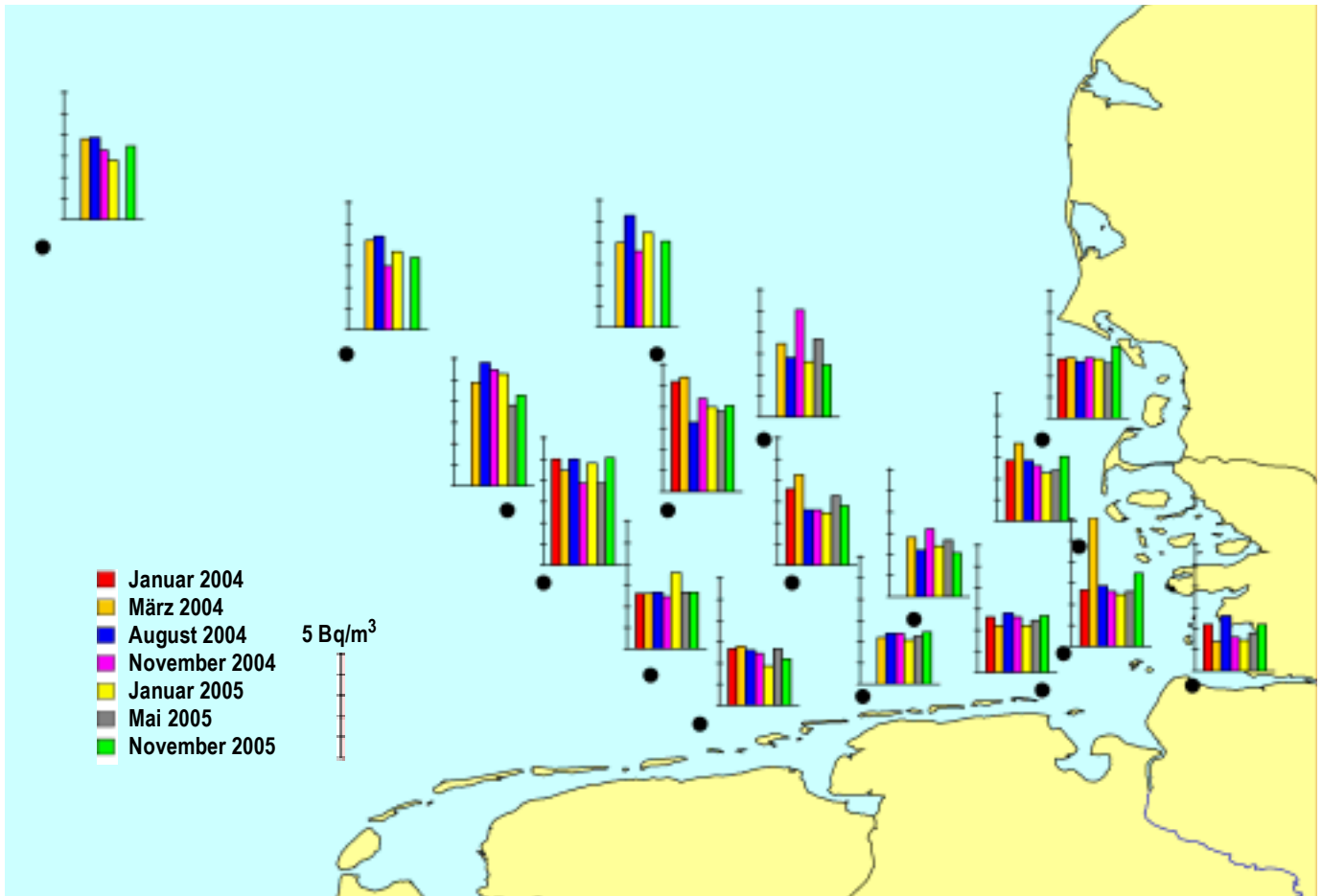


Abbildung 10.3
Verteilung der ^{137}Cs -Aktivitätskonzentration im Wasser der Deutschen Bucht in den Jahren 2004 und 2005

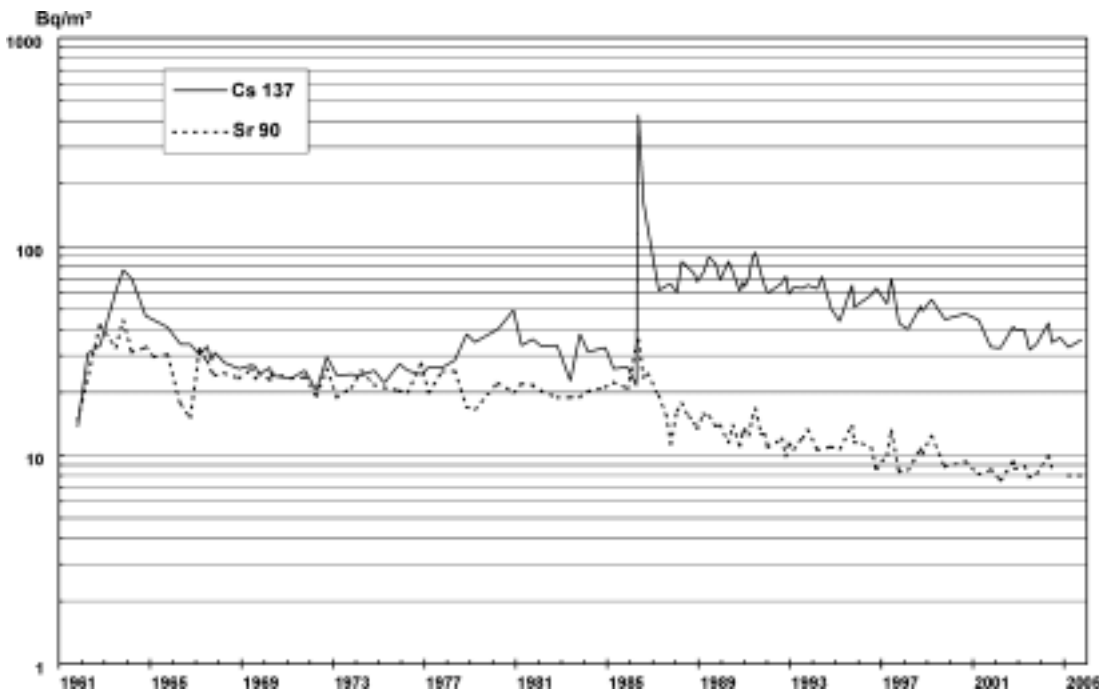


Abbildung 10.4
Verlauf der
Aktivitätskonzentration von
 ^{137}Cs und ^{90}Sr an der Position
Schleimündung in der Ostsee
seit 1961

In [Abbildung 10.3](#) wird die Verteilung der Aktivitätskonzentration von ^{137}Cs an der Wasseroberfläche in der Deutschen Bucht im Januar, März, August und November 2004 sowie im Januar, Mai und November 2005 dargestellt. Die Konzentrationen überstreichen einen Bereich von 1,4 an der Elbemündung bis 6,1 Bq/m^3 vor der Elbemündung in der 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 (0,6 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 ^{90}Sr . Die Ergebnisse der ^{90}Sr -Analysen liegen zum Zeitpunkt der Erstellung dieses Berichtes leider noch nicht vor. Die Vorjahre zeigten aber, dass aus der Elbe leicht höhere Konzentrationen an ^{90}Sr zu beobachten waren als für ^{137}Cs .

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 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 wieder. 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 Belts zu sehen.

[Abbildung 10.4](#) 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 für beide 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 im Juni 2005 etwa zwischen 31 Bq/m^3 im westlichen und 47 Bq/m^3 im östlichen Teil des überwachten Gebietes

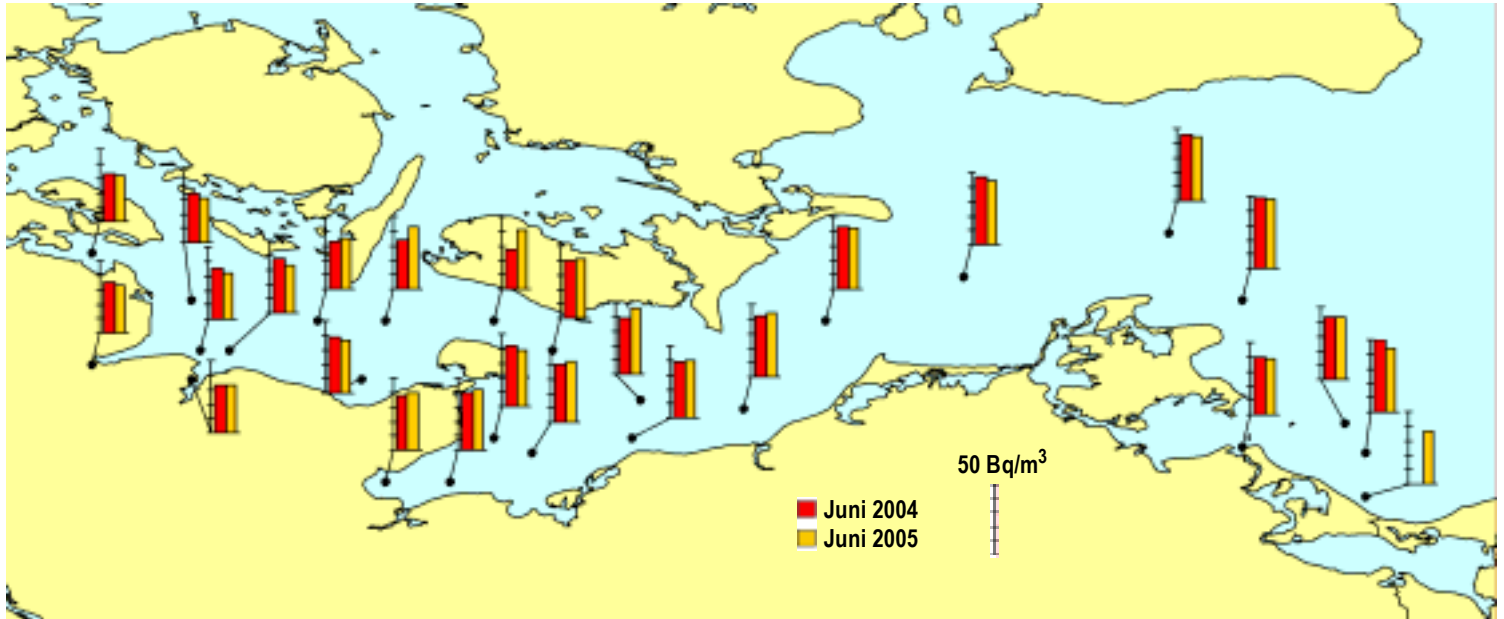


Abbildung 10.5
Verteilung von ^{137}Cs im Wasser der westlichen Ostsee im Juni 2004 und Juni 2005

(Abbildung 10.5). 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 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 Fehmarnbelts den größten Unterschied in der ^{137}Cs -Konzentration zwischen Oberflächen- und Bodenwasser auf. Dies war auch in den Vorjahren zu beobachten.

Die Konzentrationen von ^{90}Sr liegen in der westlichen Ostsee zwischen 7,8 und 10,5 Bq/m^3 (Abbildung 10.5) und damit um den Faktor 2 - 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 Mobi-

lität 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

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. In [Abbildung 10.6](#) ist das Inventar in kBq/m^2 im Juni 2005 an einigen ausgewählten Sedimentstationen der westlichen Ostsee bis in 16 cm Tiefe dargestellt. Die höchsten Werte von 5,5 (Eckernförder Bucht) und 3,8 kBq/m^2 (Neustädter Bucht) sind in den wasseraustauscharmen Buchten zu finden. 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 10.6

¹³⁷Cs Inventar (kBq/m²) in Sedimentkernen der westlichen Ostsee im Juni 2005.
Das Inventar wird bis 16 cm Sedimenttiefe erfasst

11 RADIOAKTIVE STOFFE IN FISCHEN

Bundesforschungsanstalt für Fischerei, Institut für Fischereiökologie, Hamburg
Leitstelle für Fisch und Fischereierzeugnisse, Krustentiere, Schalentiere, Meereswasserpflanzen
(G. Kanisch)

Als Folge des Reaktorunfalls Tschernobyl traten in Fischen des Meeres und der Binnengewässer praktisch nur ^{137}Cs und ^{134}Cs auf. Seit etwa Mitte 1987 nahmen die Aktivitäten dieser Isotope kontinuierlich ab. Einige charakteristische zeitliche Entwicklungen der ^{137}Cs -Werte bis 2005 (Daten der Messstellen der Bundesländer und der Leitstelle; Jahresmittelwerte) werden in den Abbildungen aufgezeigt.

Binnenseen

Den höchsten ^{137}Cs -Anstieg nach Tschernobyl wiesen Fische aus Binnenseen auf. [Abbildung 11.1](#) zeigt im Vergleich zwischen Süddeutschland (Baden-Württemberg und Bayern) und Norddeutschland (Schleswig-Holstein, Hamburg, Niedersachsen, Bremen, sowie ab 1991 auch Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern), dass der Rückgang von ^{137}Cs in Binnenseefischen beider Regionen ab 1988 nahezu parallel erfolgte. Bis 2005 fielen die ^{137}Cs -Jahresmittelwerte auf 1,0 Bq/kg Feuchtmasse (FM) in Süddeutschland und 2,7 Bq/kg FM in Norddeutschland.

Fließgewässer

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

nenseen. Die schon Anfang 1987 einsetzende Abnahme vollzog sich wegen der schneller zurückgehenden ^{137}Cs -Konzentration in Fließgewässern deutlicher als in Binnenseen. [Abbildung 11.2](#) zeigt den zeitlichen Verlauf der ^{137}Cs -Jahresmittelwerte. Ab 1988 verlief die Abnahme in Süddeutschland und Norddeutschland wiederum etwa parallel. Bis 2005 ging der mittlere ^{137}Cs -Aktivitätswert auf 0,19 Bq/kg FM (Süddeutschland) bzw. 0,30 Bq/kg FM (Norddeutschland) zurück und lag um etwa eine Größenordnung unter demjenigen von Fischen aus Binnenseen. Der Unterschied zwischen nord- und süddeutschen Fließgewässern ist im Rahmen der statistischen Schwankungen vernachlässigbar. In Fließgewässern der dazwischen liegenden Region betrug 2005 der mittlere ^{137}Cs -Wert 0,19 Bq/kg FM.

Fischteiche

Die zeitliche Entwicklung für ^{137}Cs in Fischen aus Fischteichen (Fischwirtschaften, Angelteiche, Baggerseen, [Abbildung 11.3](#)) war qualitativ ähnlich wie in Fließgewässern. Bis 1989 waren die in Fischteichen gefundenen Mittelwerte etwa um die Hälfte niedriger als in Fließgewässern, ab 1990 war praktisch kein Unterschied mehr zu verzeichnen.

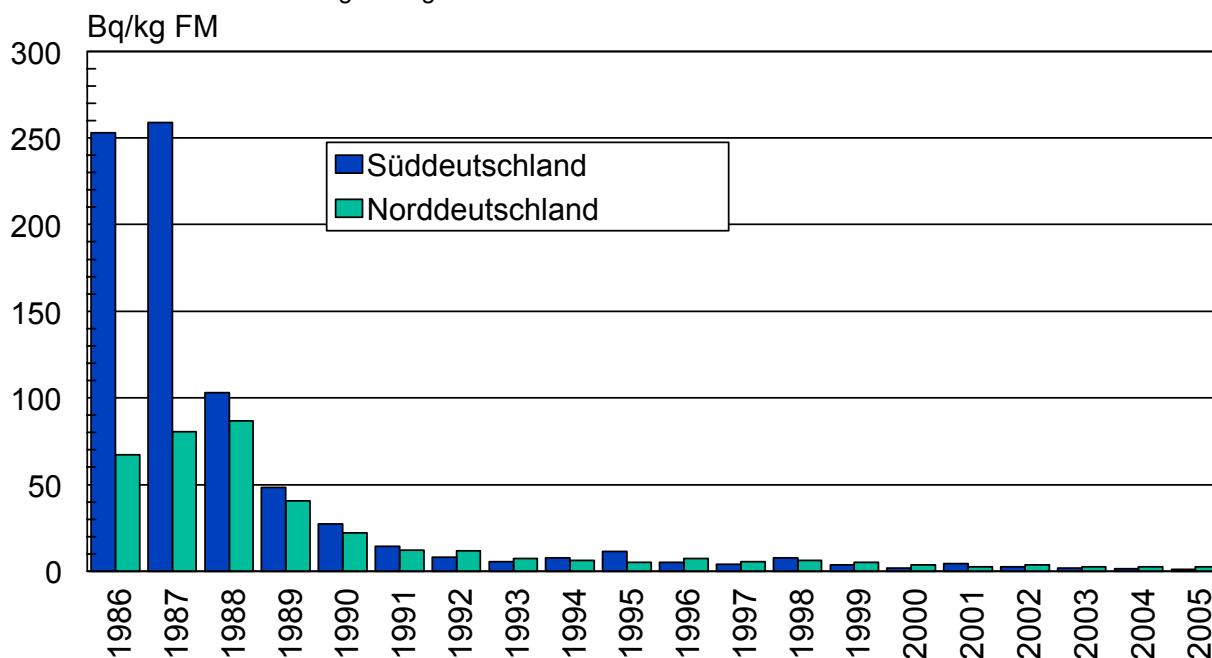


Abbildung 11.1
Jahresmittelwerte der ^{137}Cs -Aktivität in Fischen aus Binnenseen

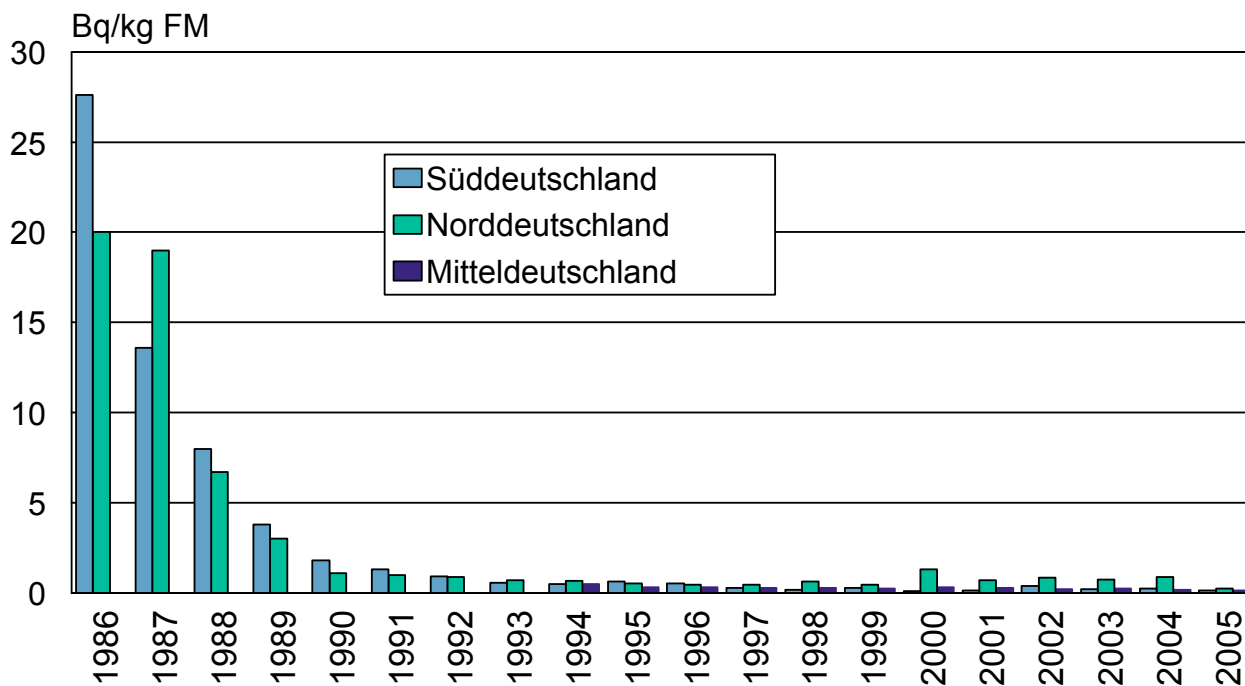


Abbildung 11.2
 Jahresmittelwerte der ¹³⁷Cs-Aktivität in Fischen aus Fließgewässern

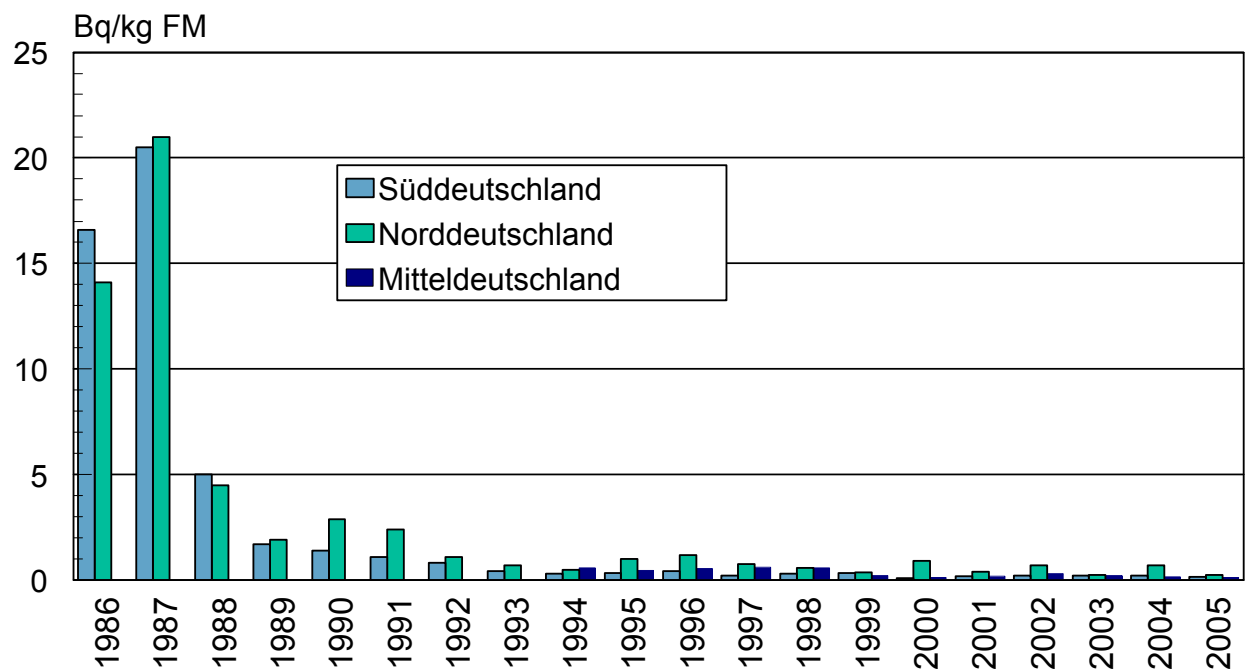


Abbildung 11.3
 Jahresmittelwerte der ¹³⁷Cs-Aktivität in Fischen aus Fischteichen

Karpfen und Forellen

Für die aus Binnengewässern wirtschaftlich bedeutendsten Fische, Forellen und Karpfen, nahmen die mittleren ^{137}Cs -Werte (vgl. [Abbildung 11.4](#)) seit 1987, von nicht mehr als 10 Bq/kg ausgehend, kontinuierlich ab und erreichten 2003 Werte von 0,14 Bq/kg (Forellen) bzw. 0,27 Bq/kg (Karpfen). Da

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

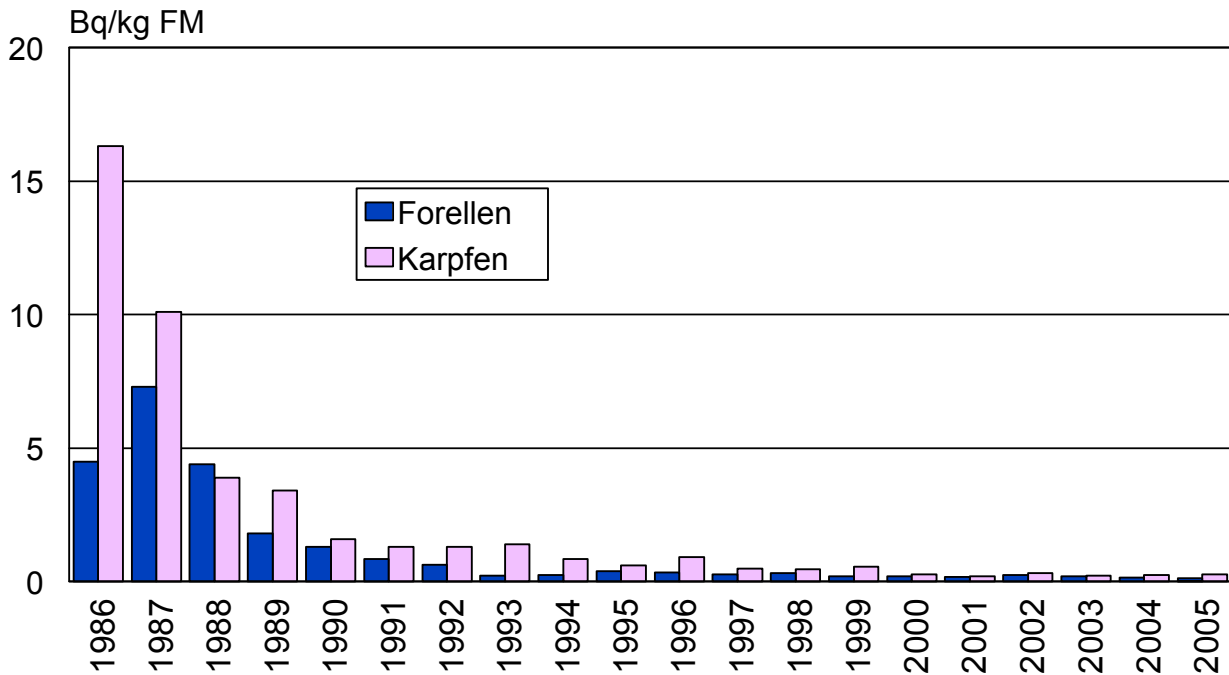


Abbildung 11.4
Jahresmittelwerte der ^{137}Cs -Aktivität in Fischen in Karpfen und Forellen

Nord- und Ostsee

Fisch aus der Nordsee, der bereits vor Tschernobyl durch ^{137}Cs aus europäischen Wiederaufarbeitungsanlagen kontaminiert war, zeigte nach dem Reaktorunfall bei den ^{137}Cs -Jahresmittelwerten bis 3 Bq/kg keinen deutlichen Trend ([Abbildung 11.5](#)). Hier war der Tschernobyl-Einfluss wegen des raschen Abtransports des Fallouts im Nordseewasser sehr gering. Ab 1988 ist bis Mitte der 90iger Jahre eine leichte Abnahme zu verzeichnen, die danach aber geringer wurde. Der mittlere ^{137}Cs -Wert lag 2005 bei 0,23 Bq/kg FM. Die Abnahme ist im wesentlichen eine Folge der seit etwa Mitte der 70er Jahre bis etwa Mitte der 80er Jahre kontinuierlich um etwa zwei Größenordnungen reduzierten ^{137}Cs -Ableitungen der englischen Wiederaufarbeitungsanlage Sellafield. Ab etwa Mitte der 90er Jahre mindert das aus dem Sediment der Irischen See remobilisierte und in die Nordsee transportierte ^{137}Cs die weitere Abnahme.

Für ^{137}Cs in Fischen aus der Ostsee ([Abbildung 11.5](#)) war dagegen ein deutlicher Anstieg nach Tschernobyl zu verzeichnen. Der mittlere ^{137}Cs -Wert im Ostseefisch lag von 1988 bis 1990 bei etwa 7 Bq/kg. Es ist seitdem eine nur geringe Abnahme erkennbar. Ursache hierfür ist ein langsamer, südwestlich gerichteter Transport von durch den Reaktorunfall höher kontaminierten Wassermassen aus der Bottensee. Zudem ist der Wasseraustausch mit der Nordsee erheblich geringer als derjenige der Nordsee mit dem Nordostatlantik. In den weiter östlichen Gebieten wurden nach früheren Untersuchungen der Leitstelle ^{137}Cs -Werte von früher bis über 20 Bq/kg FM (etwa 10 Bq/kg FM in 2004) im Fisch gefunden, in der westlich gelegenen Kieler Bucht dagegen nur Werte bis etwa 9 Bq/kg FM (etwa 6 Bq/kg FM in 2004). Die in [Abbildung 11.5](#) feststellbare Variation der Jahresmittelwerte - es gehen sowohl Messwerte der Ländermessstellen als auch der Leitstelle ein - ist im wesentlichen darauf zu-

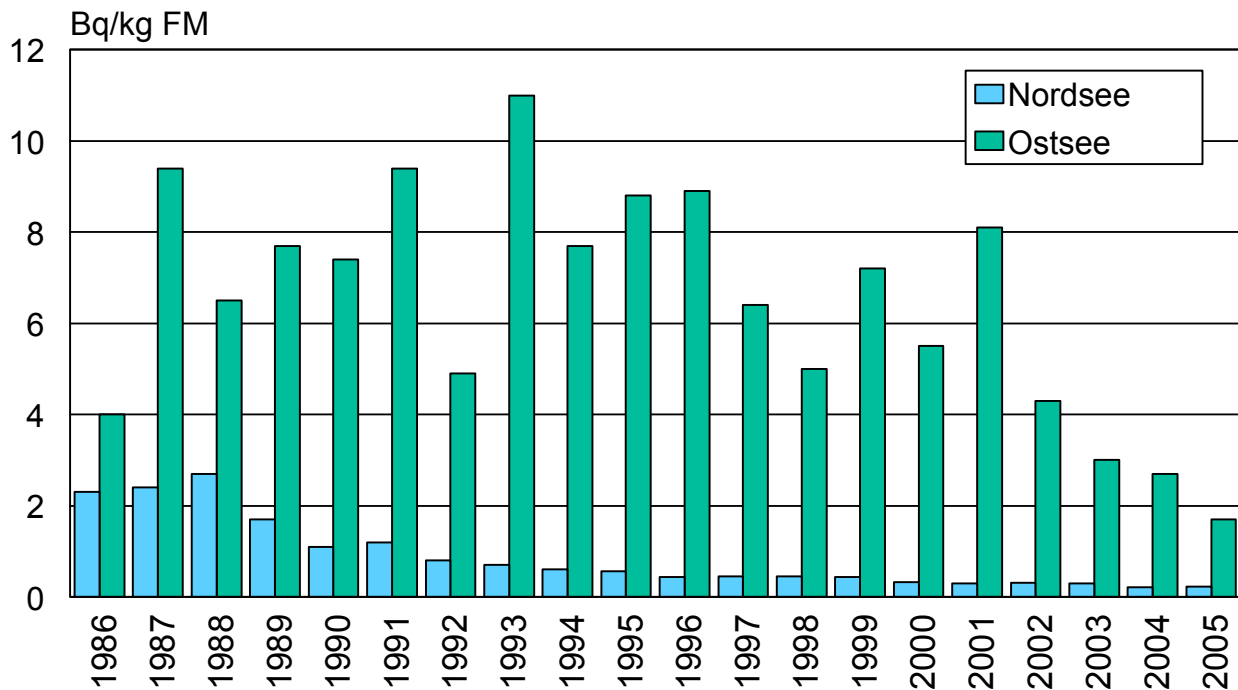


Abbildung 11.5
 Jahresmittelwerte der ^{137}Cs -Aktivität in Fischen aus Nord- und Ostsee

rückzuführen, dass der Anteil von Fischproben mit höheren ^{137}Cs -Werten aus der östlichen Ostsee von Jahr zu Jahr variierte.

Nimmt man zu den Fischen aus Nord- und Ostsee die nicht geringe Anzahl derjenigen Meeresfische hinzu, für die von den Messstellen andere oder aber keine Herkunftsgewässer angegeben wurden (überwiegend Importe, vor allem aus Dänemark), bewegte sich ^{137}Cs 1986 bis 1991 im jährlichen Mittel zwischen etwa 2 und 3 Bq/kg FM. Danach setzte eine langsame Abnahme ein, wobei 2004 und 2005 Mittelwerte von 0,24 und 0,21 Bq/kg FM erreicht wurden.

Ergebnisse

Zusammenfassend ist festzustellen, dass der Tschernobyl-Fallout bei Meeresfisch nur in der Ostsee eine Rolle spielte. Mittlere ^{137}Cs -Werte sind dort 2003 nur geringfügig höher als im Mittel bei Fischen aus Binnenseen. Eine größere Bedeutung hatte der Fallout zunächst für die Fische der Binnengewässer, vor allem der Binnenseen. Bis 2005 war hier jedoch ein deutlicher Rückgang der mittleren ^{137}Cs -Aktivität auf etwa 2 Bq/kg FM 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 1993 bis 2005 langsam ab.

2005 ergab sich für die Strahlenexposition der Bevölkerung durch Verzehr von jährlich 5,6 kg Meeresfisch 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. 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, die damit 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.

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.

12 EFFEKTIVE ¹³⁷Cs-HALBWERTSZEITEN IN FISCHEN AUS BINNENSEEN UND FLIEßGEWÄSSERN UND ¹³⁷Cs-SORPTIONSVERHALTEN IN BÖDEN

Bundesforschungsanstalt für Fischerei, Institut für Fischereiökologie, Hamburg
Leitstelle für Fisch und Fischereierzeugnisse, Krustentiere, Schalentiere, Meereswasserpflanzen
(G. Kanisch)

Als Folge des Reaktorunfalls in Tschernobyl im April 1986 kam es in den Binnengewässern innerhalb des ersten bis zweiten Jahres danach zu einem bedeutenden Anstieg der ¹³⁷Cs-Aktivität in den Fischen. In den Jahren danach nahm die Aktivität in den Gewässern und im Fisch etwa exponentiell ab. Spätestens Mitte der 90er Jahre war festzustellen, dass die Abnahme sich verlangsamt hatte.

Ab Ende der 90er Jahre wurden erstmals Hinweise auf eine Veränderung der effektiven Halbwertszeit der Abnahme des aus dem Tschernobyl-Fallout stammenden ¹³⁷Cs in Fischen aus dem Süßwasserbereich, aber auch z.B. in der Vegetation, international veröffentlicht [1],[2]. In den ersten Jahren nach Tschernobyl wurden für die Abnahme des ¹³⁷Cs zunächst effektive Halbwertszeiten von etwa <1 bis 4 Jahren (T_1) beobachtet. In späteren Jahren wurde, entgegen früherer Annahmen, eine deutliche Verlangsamung der Abnahme des ¹³⁷Cs festgestellt, mit effektiven Halbwertszeiten von 6 bis 30 Jahren (T_2). Dies wurde mit einer zeitlichen Änderung des Sorptions-Verhaltens des ¹³⁷Cs an Böden der Einzugsgebiete der Gewässer in Verbindung gebracht [3],[4]. Die Folge davon ist, dass das Tschernobyl-¹³⁷Cs deutlich länger im Fisch zu messen sein wird und jetzt nur noch langsam abnimmt, allerdings auf mittlerweile recht niedrigem Aktivitätsniveau.

Die in Deutschland im Rahmen der Messprogramme nach dem Strahlenschutzvorsorgegesetz (IMIS) und der Überwachung in der Umgebung von Kernkraftwerken (REI) erhaltenen Messdaten bieten eine sehr gute Basis für Auswertungen, da sie - nach Tschernobyl - mittlerweile einen Zeitraum von nahezu 20 Jahren überdecken. In einem früheren Beitrag der Leitstelle [5] wurde die Auswertung von Radioaktivitätsdaten von Fischen aus Binnenseen und Fließgewässern bereits ausführlich dargestellt.

Hier werden Ergebnisse der Wiederholung der letzten Auswertung [5] unter Einbeziehung neuerer Daten präsentiert. Es wird die Auswirkung des Mechanismus „¹³⁷Cs-Fixierung im Boden“ auf die effektiven Halbwertszeiten diskutiert. Weiterhin werden die Messdaten mit einem neueren Kompartimentmodell der Universität Uppsala verglichen, welches die Komplexität des Ökosystems Fließgewässer stark

reduziert und vor allem den Einfluss des ¹³⁷Cs-Eintrags aus den Gewässereinzugsgebieten deutlich herausstellt.

Auswertung der Messdaten

Zur Anpassung eines sehr einfachen empirischen Modells mit den Kompartimenten Wasser und Fisch an die Messdaten von ¹³⁷Cs im Fisch wird die folgende Gleichung (1) verwendet (näheres vgl. [5]).

$$C_f(t) = A_1 \cdot [\exp(-t/T_1 \cdot \ln 2) - \exp(-t/T_b \cdot \ln 2)] + A_2 \cdot [\exp(-t/T_2 \cdot \ln 2) - \exp(-t/T_b \cdot \ln 2)] \quad (1)$$

$C_f(t)$ ist die von der Zeit t abhängige Aktivitätskonzentration im Fischfleisch. A_1 und A_2 sind die Anfangsaktivitäten ($t = 0$) der beiden überlagerten Abklingkurven (Bq/kg FM), sowie T_1 und T_2 die effektiven Halbwertszeiten und T_b die effektive biologische Halbwertszeit. Die biologische Halbwertszeit bezieht sich allein auf den Fisch. Die im Fisch gleichzeitig ablaufenden Prozesse der Zufuhr und der Ausscheidung von ¹³⁷Cs führen direkt nach dem Tschernobyl-Fallout zu einem gegenüber der Aktivitätskonzentration im Wasser verzögerten Anstieg im Fisch. In den beiden effektiven Halbwertszeiten T_1 und T_2 werden alle Prozesse zusammengefasst, welche zur Abnahme der Aktivität mit der Zeit beitragen, auch der radioaktive Zerfall des ¹³⁷Cs. Der größte theoretisch zu erwartende Wert für T_1 und T_2 , die physikalische Halbwertszeit von ¹³⁷Cs (30,2 Jahre), liegt dann vor, wenn der radioaktive Zerfall der einzige Prozess ist, der zu einer Abnahme der Aktivität im Fisch führt.

Für **Binnenseen** bzw. **Fließgewässer** wurden für diesen Bericht insgesamt 21 bzw. 16 Fisch-See- bzw. Fisch-Fluss-Kombinationen verwendet.

Abbildung 12.1 zeigt in grafischer Form die jeweils für Binnenseen und Fließgewässer aus den Least-Squares-Anpassungen von Gl. (1) erhaltenen Werte für T_1 und T_2 sowie deren Zusammenfassung statistischer Auswertungen. Die Berechnung einer Standardunsicherheit des Medianwerts ist [6] entnommen. Bei dem Mittelwert handelt es sich um den (ungewichteten) arithmetischen Mittelwert.

Im Falle der Fließgewässer zeigen Mittelwert und Median der effektiven Halbwertszeiten eine bessere

Übereinstimmung als bei Binnenseen, was im wesentlichen darauf zurückzuführen ist, dass für die betrachteten Fließgewässer deutlich mehr Messdaten zur Verfügung stehen. Es ist davon auszugehen, dass der Median deutlich invarianter (robuster) gegenüber dem Einfluss von einzelnen möglicherweise zu hohen Werten ist. Die Medianwerte für die effektive Halbwertszeiten T_1 und T_2 stimmen angesichts ihrer Standardunsicherheiten im Vergleich zwischen Binnenseen und Fließgewässern gut überein, für T_1 sogar hervorragend. T_2 ist praktisch 10fach größer als T_1 . Da die Zeitverläufe in Fließgewässern weiter unten näher betrachtet werden, sollen hier exemplarisch für Binnenseen die ^{137}Cs -Zeitreihen für den Ammersee in Bayern (Abbildung 12.2) und den Flögelner See in Niedersachsen (Abbildung 12.3) gezeigt werden. Neben den Messdaten sind darin als rote Kurven die Least-squares-Anpassungen nach Gl. (1) inklusive ihrer 95%-Kofidenzintervallkurven aufgeführt (näheres vgl. [5]).

Bedeutung der Bindung von ^{137}Cs in Böden für den Zeitverlauf

Im Lauf der letzten Jahre wurden von J.T. Smith und Kollegen [2], [3], [4] eine Reihe von Informationen zum zeitlichen Bindungsverhalten von ^{137}Cs an Böden und dessen Auswirkung auf terrestrische und aquatische Ökosysteme zusammengetragen. Diese wurden kürzlich in einem Buch in kompakterer Form

zusammengeführt [7]. Danach ergibt sich folgendes Bild für das Sorptionsverhalten von ^{137}Cs .

Das lösliche ^{137}Cs wird selektiv an **bestimmte Sorptionsstellen** (Frayed Edge Sites, FES) auf **illitischen Tonmineralien** gebunden. Mit der Zeit diffundiert es dann ins Illit-Gitter hinein und steht danach dem direkten Ionenaustausch nicht mehr zur Verfügung. Dieser langsame Sorptions-Prozess wird als **Fixierung** (Fixation) bezeichnet.

In Böden mit niedrigem bis mittlerem Gehalt an organischen Bestandteilen (< 40%) wird ^{137}Cs hauptsächlich an den illitischen Bestandteilen (FES) sorbiert. So lange ein Boden einen signifikanten Anteil an illitischen Mineralien enthält, wird ^{137}Cs hauptsächlich an deren FES sorbiert. Dies bedeutet für verschiedene Böden, dass die zeitliche Änderung (Rate) der Fixierung durch die gleiche Diffusionsrate des ^{137}Cs in das illitische Gitter bestimmt wird, also nahezu unabhängig vom Bodentyp ist. Lediglich bei Böden mit hohem Gehalt an organischen Bestandteilen wird der größere Anteil an ^{137}Cs an regulären Ionenaustauschstellen gebunden, was zur Folge hat, dass hier die Abnahme mit der Zeit deutlich geringer ausfällt.

Die langsame Fixierung des ^{137}Cs an Bodenmineralien steuert die **Änderungen** (d.h. Raten) seiner Verfügbarkeit für den Transfer in viele Ökosystem-Kompartimente einschließlich der Gewässer. Verände-

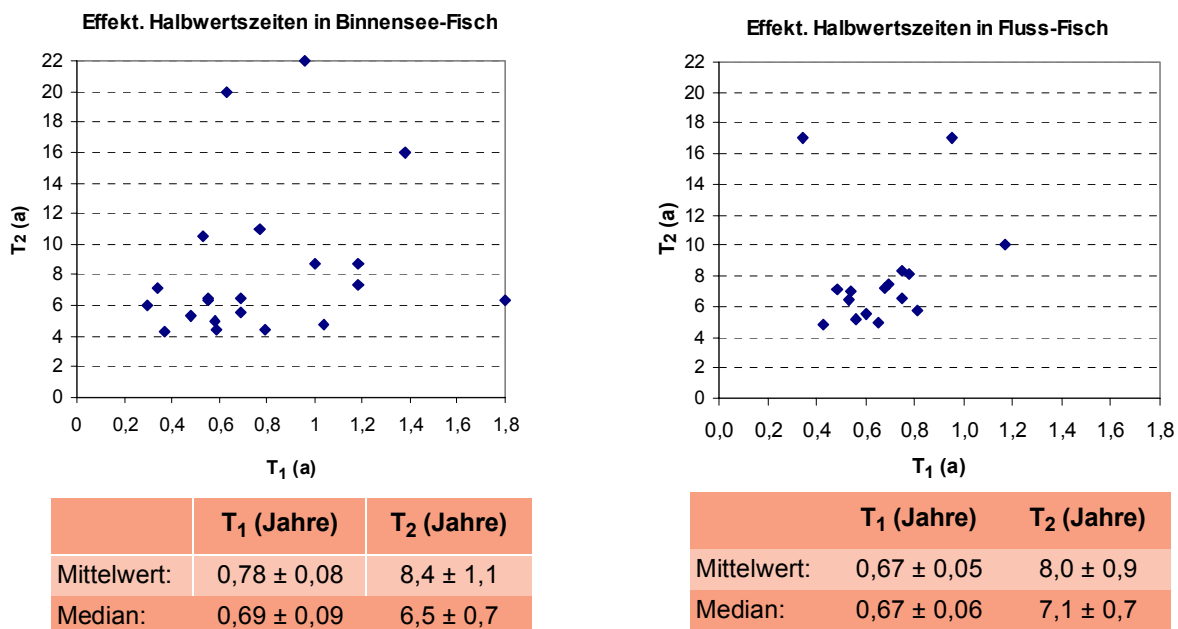


Abbildung 12.1 Streudiagramme der aus Least-squares-Anpassungen erhaltenen Werte für die effektiven Halbwertszeiten T_1 und T_2 sowie die Ergebnisse statistischer Auswertungen. Die angegebenen Unsicherheiten sind Standardunsicherheiten des Mittelwerts bzw. Medians

rungen des Cäsium-Inventars im Ökosystem werden zu einem großen Anteil durch langsam ablaufende Änderungen der Cäsium-Verfügbarkeit im Boden kontrolliert.

Aus dem experimentellen Befund, dass die effektiven Halbwertszeiten verschiedener Ökosystemkomponenten in den ersten Jahren nach Tschernobyl bei etwa 1 bis 4 Jahren lagen, in späteren Jahren aber deutlich zunahm, d.h., dass die Rate der Abnahme sich deutlich verringerte, wurde gefolgert, dass der Sorptions-/Desorptionsvorgang von ^{137}Cs in Böden und Sedimenten nach einigen Jahren zu einem **reversiblen stationären Zustand** tendiert. Das Cäsium bleibt also nicht irreversibel im Boden gebunden, sondern steht für eine lange Zeit nach der Fallout-Deposition für den Transfer in andere Komponenten des Ökosystems zur Verfügung.

Vereinfachtes Kompartimentmodell für Fließgewässer

Nach Vereinfachungen an schon publizierten, zunächst vergleichsweise komplexen Kompartimentmodellen für Binnenseen, wurde 2005 von Prof. Lars Håkanson (Universität Uppsala) ein Modell veröffentlicht, das die Struktur des Fließgewässer-Ökosystems stark vereinfachte [8]. Ein Jahr zuvor wurde schon ein Vorläufer des Modells publiziert [9]. Die Struktur, in **Abbildung 12.4** dargestellt, wurde auf das System von 5 Kompartimenten reduziert: die Fläche des **Gewässereinzugsgebiets, unterteilt in Einström- und Ausströmfläche**, das Flusswasser sowie das **Sediment, aufgeteilt in Akkumulationsflächen und Erosions- und Transportflächen**.

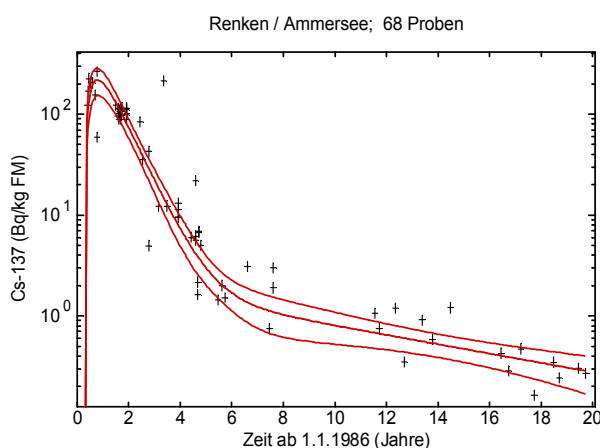


Abbildung 12.2
 ^{137}Cs -Aktivität in Renken aus dem Ammersee, Bayern

Das Modell macht Berechnungen für einen bestimmten „Bezugspunkt“ des Flusses, so dass nur das von diesem Punkt stromauf gelegene Einzugsgebiet betrachtet zu werden braucht. Der stromauf gelegene Teil des Flusses (up-stream stretch) und des dazugehörigen Einzugsgebiets wird als ein einziges Kompartiment-System betrachtet. Hierbei sind die innerhalb des Flusses ablaufenden, an sich recht komplexen Austauschvorgänge stark vereinfacht worden. Das Hauptaugenmerk dagegen gilt dem zeitlich veränderlichen ^{137}Cs -Bindungsverhalten im Boden des Einzugsgebiets. Die Frage ist, wie dieses den zeitlichen Ablauf der ^{137}Cs -Kontaminationen im Gewässer steuert. Einige Zeit nach der Deposition des Fallouts auf das Einzugsgebiet und das Gewässer wird das ^{137}Cs im Wasser im wesentlichen über das langsame Auswaschen aus dem großen Anteil der Einströmflächen (inflow area, trockene Flächen) am gesamten Einzugsgebiet über die Ausströmflächen (outflow area, feuchte Flächen) kontrolliert. Der rasche Rückgang des ^{137}Cs im Gewässer wenige Tage bis Wochen nach der frischen Fallout-Deposition (flushing) wird in diesem Bericht nicht berücksichtigt; dies entspräche in Gl. (1) einer dritten Exponentialfunktion mit einer dritten effektiven Halbwertszeit, die wesentlich kleiner als T_1 ist, könnte aber wegen der auf die Aufnahme im Fisch verzögernd wirkenden biologischen Halbwertszeit durch die Messungen im Fisch auch nicht erfasst werden.

Das Modell wird getrieben durch fünf Variable:

1. Fallout-Deposition (Bq/m^2)
2. Fläche des Einzugsgebiets (up-stream stretch, m^2)

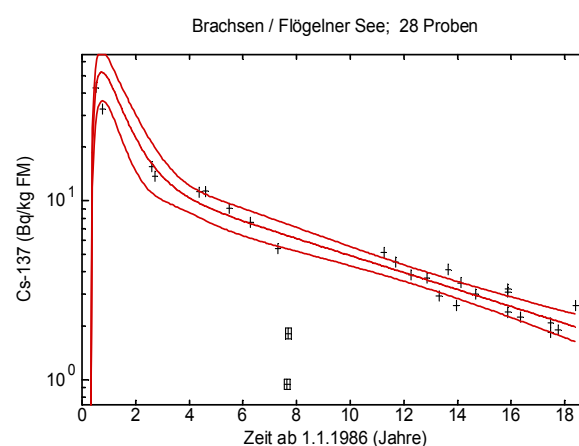


Abbildung 12.3
 ^{137}Cs -Aktivität in Brachsen aus dem Flögelner See, Niedersachsen (zwei der Werte wurden als Ausreißer behandelt)

3. Bodentyp, charakterisiert durch eine Bodentextur-Klasse SC
4. mittlerer jährlicher Niederschlag (mm/Jahr)
5. Breitengrad, Höhe über Meeresspiegel, Kontinentalität (Abstand zum Ozean)

Alle anderen intern verwendeten Variablen und Transferraten sind im Modell durch darauf aufbauende Gleichungen festgelegt (vgl. [8]).

Für die im dritten Abschnitt dieses Beitrags behandelte Fixierung des ^{137}Cs an Böden wird im Modell eine zeitabhängige Fixierungsfunktion $\text{Fix}f$ eingeführt. Diese beschreibt den Anteil des nach einer betrachteten Zeit t (in Monaten) nach der ^{137}Cs -Deposition noch für den Transfer verfügbaren ^{137}Cs :

$$\text{Fix}f(t) = 1/(t-1)^{(40 \times \text{SC})/100} \quad (2)$$

Ihr zeitlicher Verlauf wird durch die Bodentextur-Klasse SC bestimmt (vgl. [8]). Für vier verschiedene Werte dieser Variablen wird der zeitliche Verlauf dieser Funktion in [Abbildung 12.5](#) dargestellt. Für Böden mit relativ hohem organischen Anteil ($\text{SC}=0,25$) steht auch nach langer Zeit noch ein vergleichsweise hoher Anteil des ^{137}Cs zum Transport zur Verfügung. Es ist zu beachten, dass die gewählte Fixierungsfunktion gar nicht Gebrauch von den zwei experimentell beobachteten unterschiedlichen effektiven Halbwertszeiten macht. $\text{Fix}f(t)$ tritt im Modell in denjenigen drei Transferraten als Faktor auf, die in der Modellstruktur in [Abbildung 12.4](#) als grüne (verstärkte) Pfeile dargestellt sind.

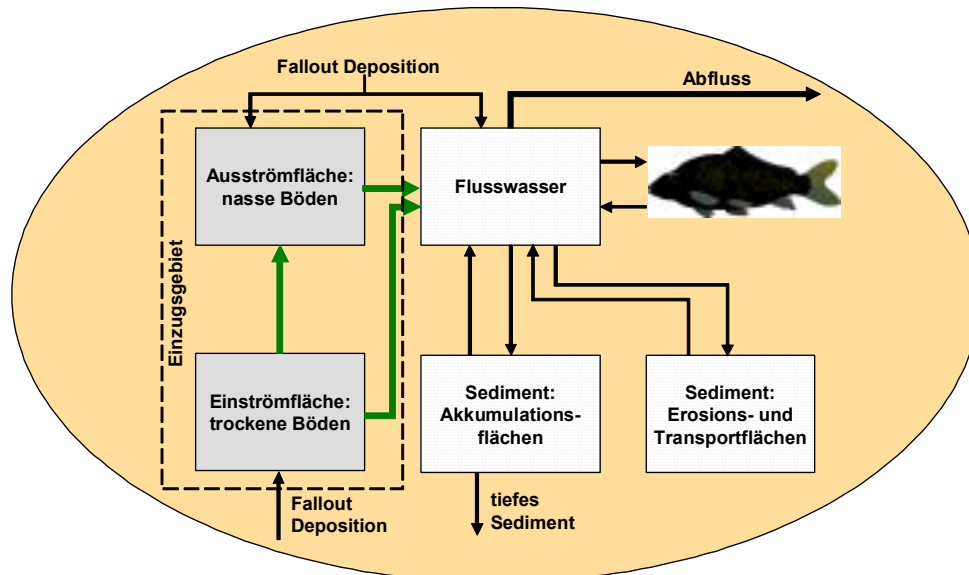


Abbildung 12.4
Struktur des Kompartimentmodells der Universität Uppsala für ein Fließgewässer (Up-stream stretch), ergänzt um das Kompartiment „Fisch“

Das so beschriebene Modell wurde vom Autor nach [8] programmiert und in das bereits vorhandene Windows-Programm integriert, mit dem auch die Least-squares-Anpassungen an die aus einer Microsoft-Access-Datenbank selektierbaren Messdaten erfolgen. Dabei wurde das ursprünglich nicht vorhandene sechste Kompartiment des Fisches hinzugefügt; das einfache Submodell dazu, das auch die Basis für Gl. (1) ist, wurde schon in [5] beschrieben. Neben den o.a. fünf Variablen, für die Werte einzugeben sind, erfordert letzteres noch die Berücksichtigung der fischartabhängigen biologischen Halbwertszeit und des Konzentrationsfaktors. Darüber hinaus wurden noch zwei interne Variablen mit variierbaren

Faktoren versehen: der relative Anteil der Ausströmflächen am Einzugsgebiet und die von der mittleren Niederschlagsmenge gesteuerten ^{137}Cs -Oberflächenabflussrate (Runoff-Rate) des Einzugsgebiets. Diese Faktoren wurden „per Hand“ variiert, bis die mit dem Programm erhaltenen Zeitverläufe gut zu den Messdaten passten.

Für die Rechnung mit dem Modell wurden sechs Beispiele von vier Flüssen herausgesucht, aus denen jeweils auch Daten aus der Umgebungsüberwachung eines Atomkraftwerks zur Verfügung standen. Die erhaltenen Ergebnisse sind in [Abbildung 12.6](#) dargestellt. Dabei wurden SC-Werte zwischen 2 und 3 ver-

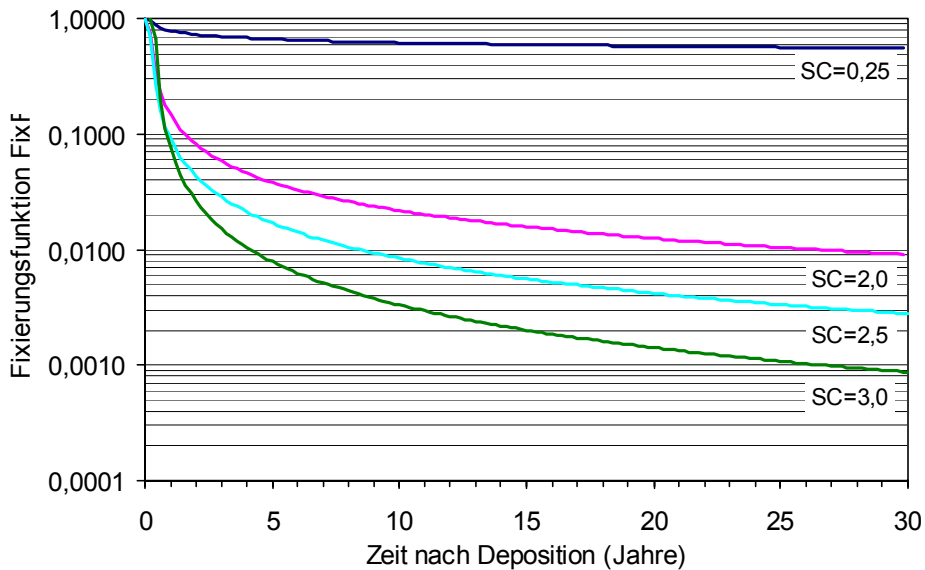


Abbildung 12.5

Zeitabhängigkeit der Modell-Funktion für die ^{137}Cs -Fixierung an Böden;

Parameter: Werte der Bodentextur-Klassen SC in Abhängigkeit vom Anteil der Sand- und der organischen Fraktion; 2.0: 20-35%; 2.5: 5-20%; 3.0: 5-10%; zum Vergleich: Sc=0.25 für Böden mit organischer Fraktion > 50%

wendet (vgl. [Abbildung 12.5](#)). Für die weiter oben angeführten 5 Steuervariablen wurden Werte geschätzt; hier bedarf es noch weiterer Arbeit zur Ermittlung besserer Werte. Als effektive biologische Halbwertszeit T_b wurden Werte zwischen 0,3 und 0,5 Jahren, als ^{137}Cs -Konzentrationsfaktor für Fisch der Wert 300 l/kg verwendet. Dafür, dass die Modell-Anpassungen „per Hand“ durchgeführt wurden, sind diese schon gut gelungen, die Übereinstimmung mit den Fitkurven nach Gl. (1) sowie mit den Messdaten ist gut. Im Bereich des Maximums, innerhalb eines Jahres nach Tschernobyl, scheint die Modellkurve die Daten oft besser wiederzugeben als die Anpassung nach Gl. (1), da letztere gerade in diesem Bereich deutlich zur Unterschätzung des Maximums neigt. Hier hat das Modell den Vorteil, dass eine einfache Form der kurzzeitig wirksamen Flushing-Komponente offenbar enthalten ist.

Folgerungen

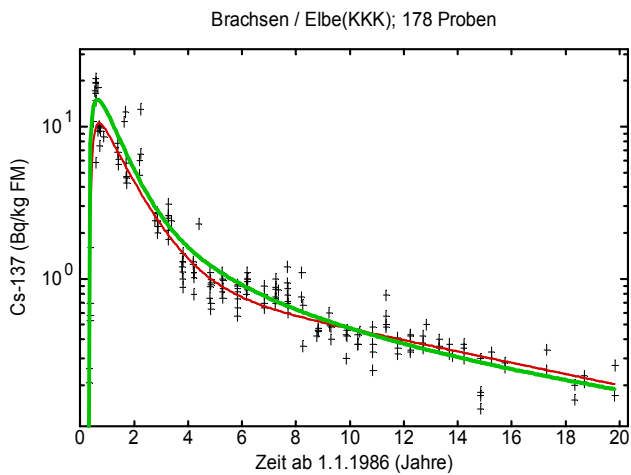
Flussinterne Wechselwirkungen zwischen Wasser, Schwebstoff, Sediment, Pflanzen und Biota, die sich im Detail sehr kompliziert darstellen können, spielen für die Vorhersage des langfristigen Zeitverlaufs eine eher untergeordnete Rolle. Wichtiger ist offenbar die zeitliche Entwicklung des ^{137}Cs -Bindungsverhaltens im Boden.

Es steht noch aus, ein ähnlich einfaches Kompartimentmodell für Binnenseen aufzustellen. Dann soll-

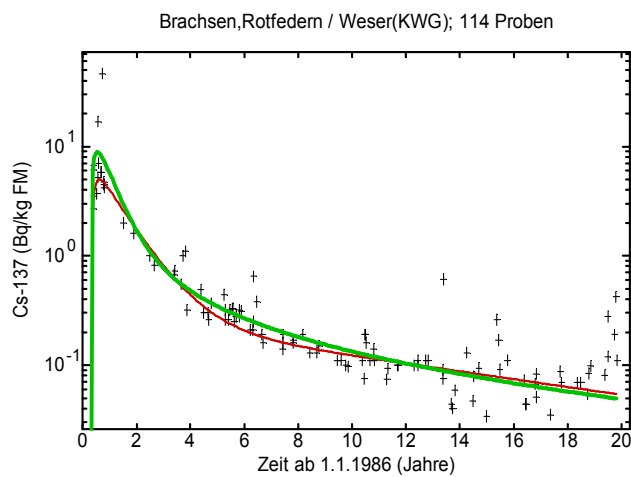
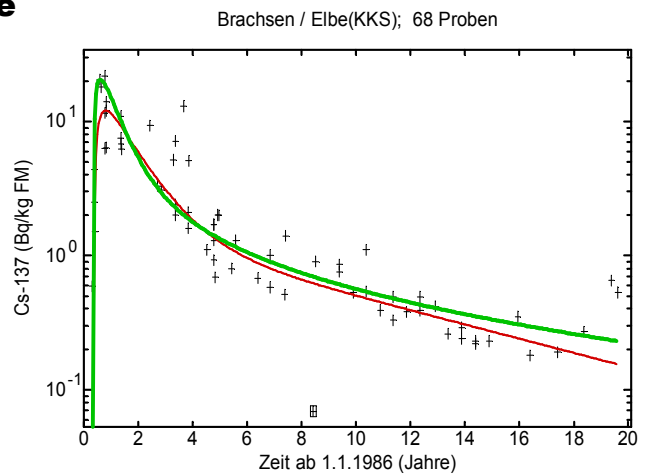
ten alle Gewässer, zu denen aus den Messprogrammen nach StrVG/IMIS und der Umgebungsüberwachung (REI) ausreichend Fischdaten zur Verfügung stehen (siehe [5]), in die Modellrechnungen einbezogen werden. Es bedarf noch weiterer Recherchen zur Schätzung der Variablen, die das Modell steuern.

Mit dem vorgestellten Modell, ergänzt um ein vergleichbar einfaches für Binnenseen, kann im Falle eines Unfalles, ähnlich dem in Tschernobyl, der zeitliche Verlauf der Radioaktivität in Fischen der Binnenseen und Flüsse langfristig, auf mindestens 20 Jahre im voraus, prognostiziert werden. Bislang war ein solches Modell in Deutschland nicht im Einsatz. Es bietet sich an, ein solches Modell auch im Modellsystem PARK zu verwenden, das als Prognosemodell für das IMIS-System entwickelt worden ist, bisher aber nur den terrestrischen Bereich abdeckt.

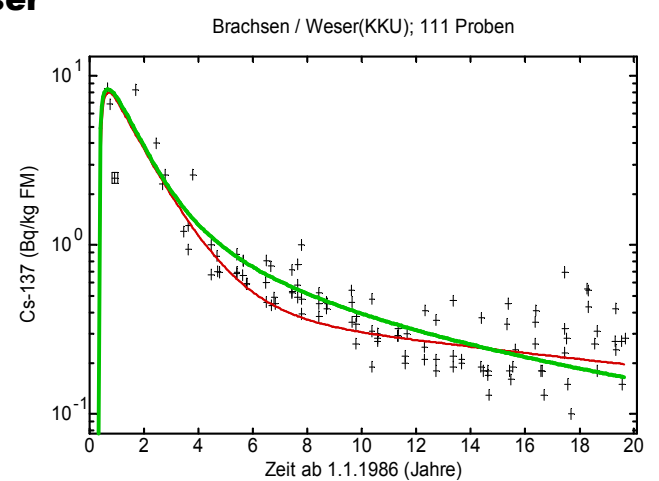
Aus diesem Beitrag ergibt sich – weiterhin - der Bedarf, die 1994 bis 1996 in den grafischen Darstellungen offenkundig gewordenen Lücken (IMIS) nach Möglichkeit noch aus den Datenbeständen der Ländermessstellen zu schließen sowie diese Datenreihen auch künftig fortzusetzen. Dies könnte die Information über die effektive Halbwertszeit T_2 verbessern, welche letztlich bestimmt, wie lange man mit dem Tschernobyl- ^{137}Cs in den Fischen aus den Binnengewässern zu rechnen haben wird.



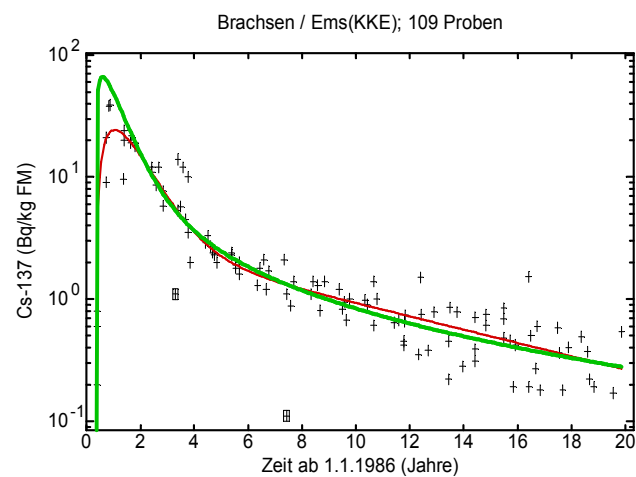
Elbe



Weser



Ems



Donau

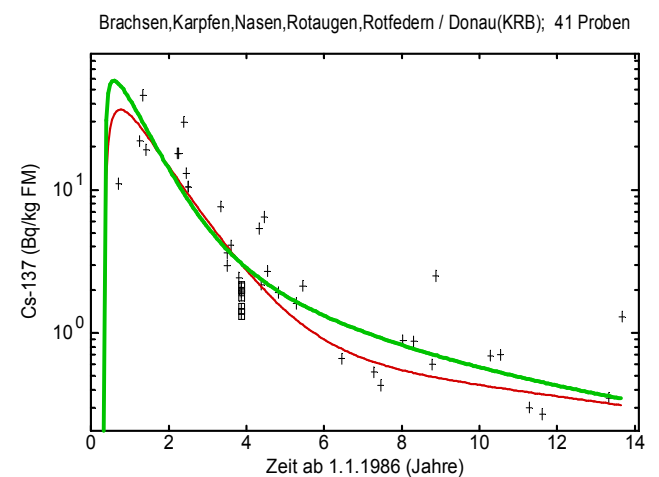


Abbildung 12.6

Vergleich der Least-squares-Anpassung des empirischen Modells (rote, dünnere Kurve) und des vereinfachten Kompartimentmodells (grüne, dickere Kurve) am Beispiel von sechs Fließgewässern mit Messdaten aus dem Bereich der jeweiligen Atomkraftwerke

Literatur

- [1] Jonsson, B., Forseth, T., Ugedal, O.: Chernobyl radioactivity persists in fish. *Nature* 400, p. 417, 1999
- [2] Smith, J.T., Comans, R.N.J., Beresford, N.A., Wright, S.M., Howard, B.J., Camplin, W.C.: Chernobyl's legacy in food and water. *Nature* 405, p. 141, 2000
- [3] Smith, J.T., Fesenko, S.J., Howard, B.J., Horrill, A.D., Sanzharova, N.I., Alexakhin, R.M., Elder, D.G., Naylor, C.: Temporal Change in Fallout ^{137}Cs in Terrestrial and Aquatic Systems: A Whole Ecosystem Approach. *Environ. Sci. Technol.* 33, pp. 49-54, 1999
- [4] Smith, J.T., Clarke, R.T., Saxén, R.: Time-dependent behaviour of radiocaesium: A new method to compare the mobility of weapons test Chernobyl derived fallout. *J. Environ. Radioactivity* 49, pp. 65-83, 2000
- [5] Kanisch, G. Effektive Halbwertszeiten von ^{137}Cs in Fischen aus Binnenseen und Fließgewässern. In: Trugenberger-Schnabel, A., Peter, J., Kanzliwius, R. Bernhard, C., Bergler, I. (Hrsg.): *Umweltradioaktivität in der Bundesrepublik Deutschland. Bericht der Leitstellen des Bundes und des Bundesamtes für Strahlenschutz, Daten und Bewertung für 2002 und 2003.* BfS-SCHR-34/05, S. 73-80, Salzgitter, Juni 2005
- [6] Müller, J.W.: "Possible Advantages of a Robust Evaluation of Comparisons". *J. Res. Natl. Inst. Stand. Technol.* 105, pp. 551-555, 2000.
- [7] Smith, J.T., Beresford, N.A.: "Chernobyl - Catastrophe and Consequences". Springer Verlag Berlin-Heidelberg-New York, 310 p., 2005
- [8] Håkanson, L.: A new general mechanistic river model for radionuclides from single pulse fallouts which can be run by readily accessible driving variables. *J. Environ. Radioactivity* 80: 357-382, 2005
- [9] Håkanson, L.: A new generic sub-model for radionuclide fixation in large catchments from continuous and single-pulse fallouts, as used in a river model. *J. Environ. Radioactivity* 77: 247-273, 2004

13 BODEN, PFLANZEN, FUTTER- UND DÜNGEMITTEL

Bundesforschungsanstalt für Ernährung und Lebensmittel
 Institut für Chemie und Technologie der Milch, Kiel

Leitstelle für Boden, Bewuchs, Futtermittel und Nahrungsmittel pflanzlicher und tierischer Herkunft
 (G. Haase)

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 2004/5 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 2004/5 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 und Maissilagen	2004	245	< 0,5	5,3	1	< 0,03	-
	2005	251	< 0,5	6,6	1	0,02	-
Futterrüben	2004	39	< 1,1	24,9	-	-	-
	2005	27	< 0,4	1,1	-	-	-
Futtergetreide	2004	140	< 0,3	1,6			
	2005	147	< 0,2	0,9			
Futterkartoffeln	2004	82	< 0,4	2,8			
	2005	70	< 0,5	3,6			
Erbsen	2004	2	< 0,2	< 0,2	1	0,7	-
	2005	4	< 0,2	< 0,2	-	-	-
Raps	2004	4	< 0,2	< 0,3			
	2005	7	< 0,3	0,5			
Ölkuchen/ Ölschrote	2004	1	< 1,3	-			
	2005	3	< 0,3	0,3			

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

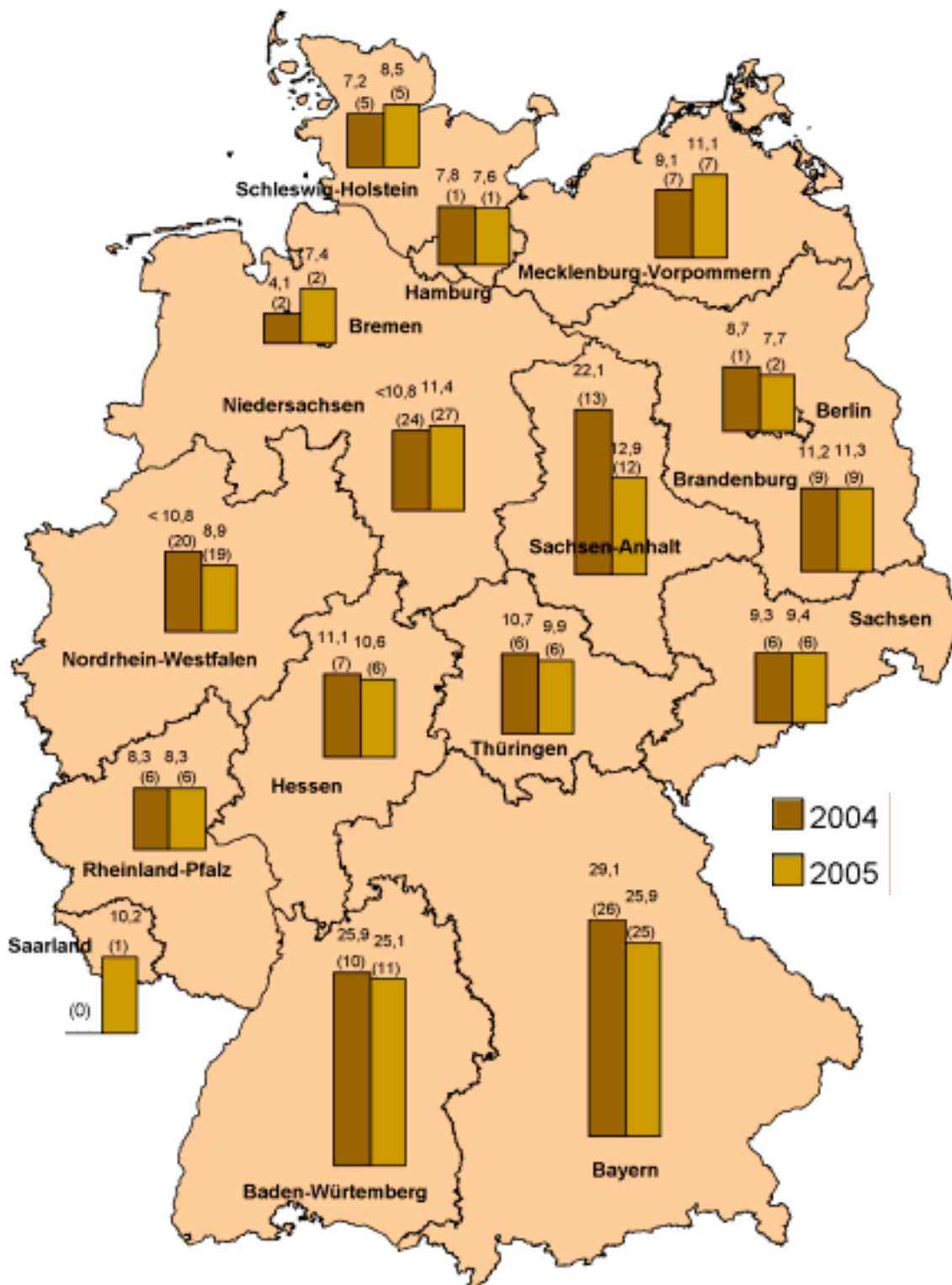


Abbildung 13.1

Radioaktive Kontamination von Ackerböden mit ^{137}Cs in den Jahren 2004 und 2005 nach Messungen der Bundesländer (Mittelwerte in Bq/kg TM, Anzahl der Messwerte in Klammern)

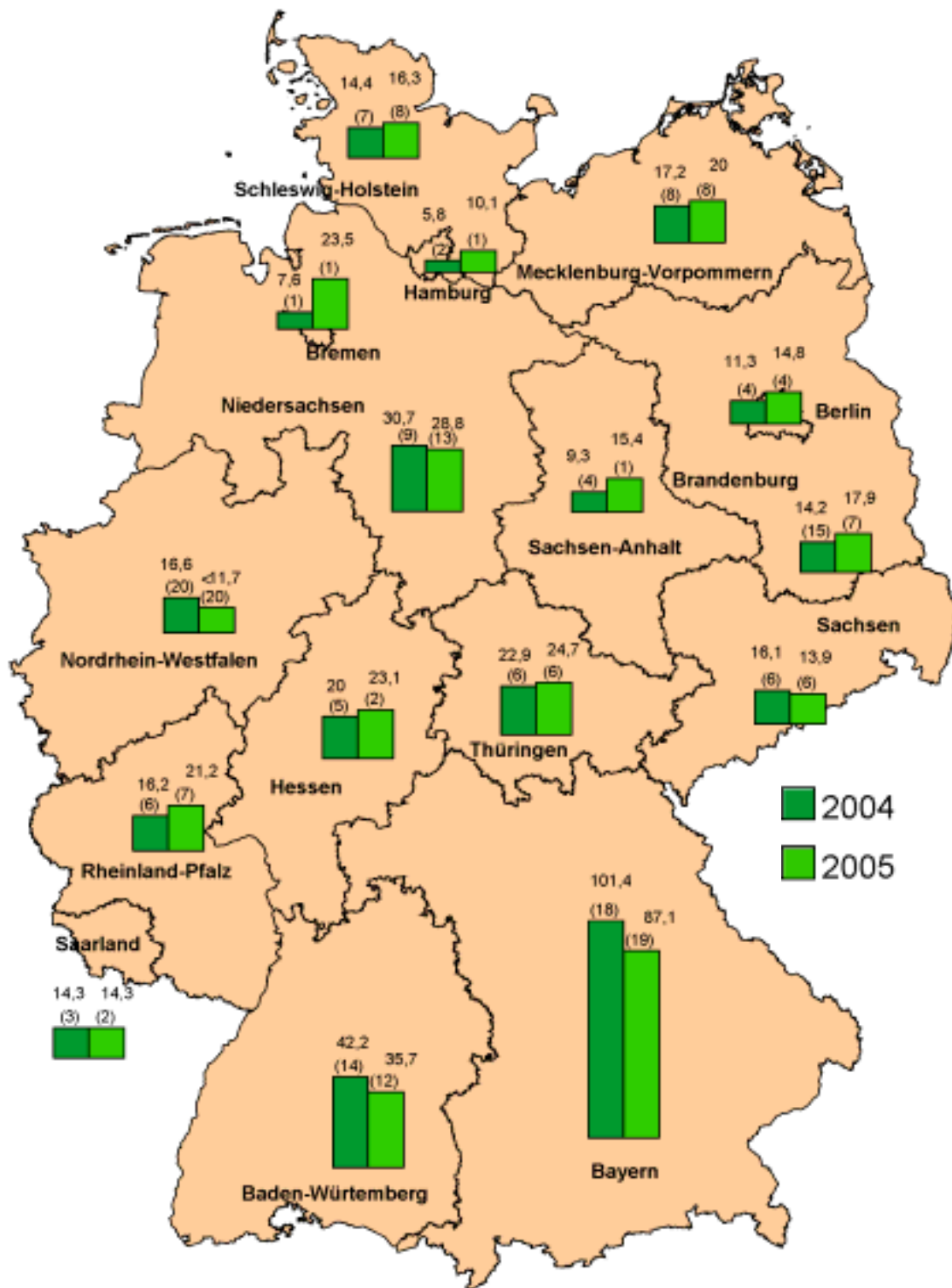


Abbildung 13.2
 Radioaktive Kontamination von Weideböden mit ^{137}Cs in den Jahren 2004 und 2005 nach Messungen der Bundesländer
 (Mittelwerte in Bq/kg TM, Anzahl der Messwerte in Klammern)

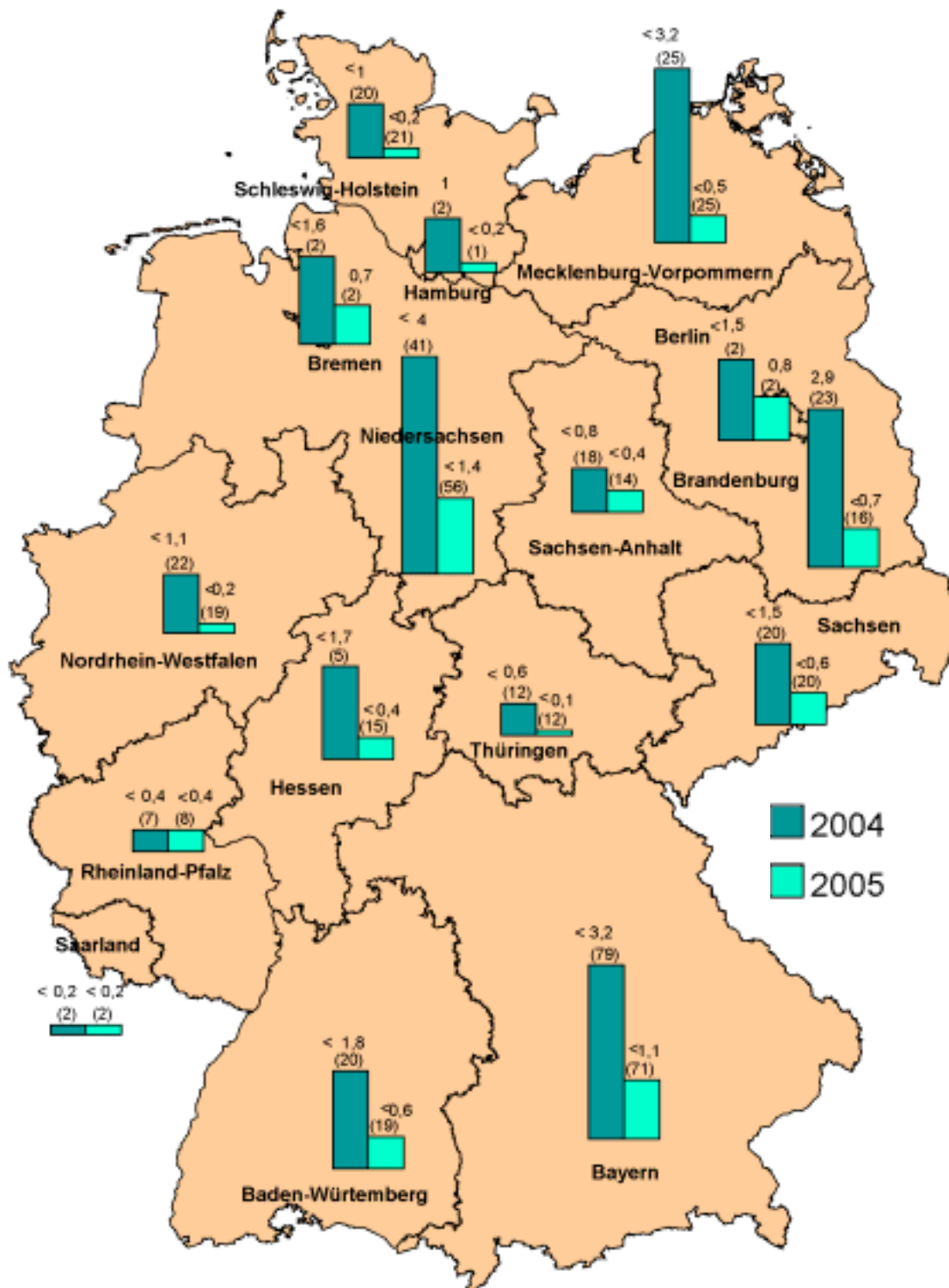


Abbildung 13.3

Radioaktive Kontamination von Weide- und Wiesenbewuchs mit ^{137}Cs in den Jahren 2004 und 2005 nach Messungen der Bundesländer (Mittelwerte in Bq/kg TM, Anzahl der Messwerte in Klammern)

14 RADIOAKTIVE STOFFE IN MILCH UND MILCHPRODUKTEN

Bundesforschungsanstalt für Ernährung und Lebensmittel
Institut für Chemie und Technologie der Milch, Kiel

Leitstelle für Boden, Bewuchs, Futtermittel und Nahrungsmittel pflanzlicher und tierischer Herkunft
(G. Haase)

Die Kontamination von Milch und Milchprodukten mit dem vor und nach dem Tschernobylunfall deponierten ^{137}Cs , die bereits in den Vorjahren ein sehr niedriges Niveau erreicht hatte, vermindert sich gegenwärtig von Jahr zu Jahr nur noch äußerst geringfügig. ^{134}Cs war wegen der kürzeren Halbwertszeit nicht mehr nachzuweisen. Die ^{90}Sr -Aktivitätskonzentration ist in den Jahren 2004-2005 auf extrem niedrigem Niveau ebenfalls nahezu konstant geblieben.

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 2005.

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).

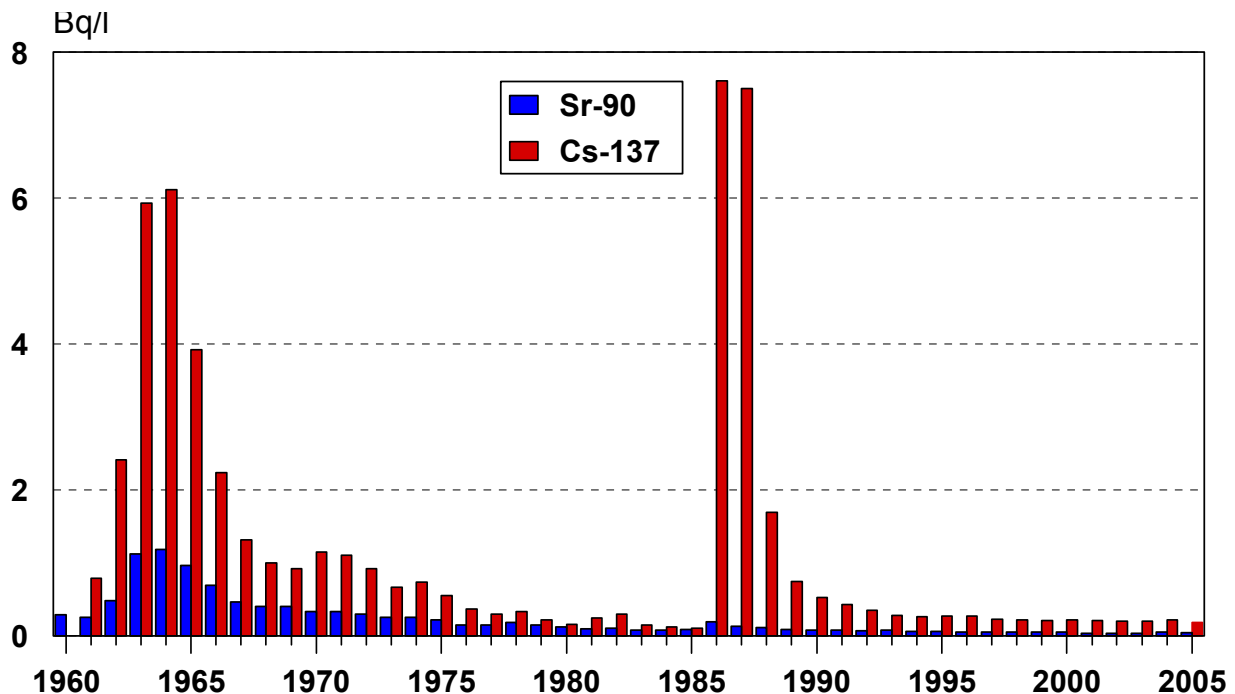


Abbildung 14.1

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

Tabelle 14.1

Bereiche der radioaktiven Kontamination von Milch und Milchprodukten im Jahr 2004

Produkt	N	Aktivität in Bq/kg			
		¹³⁴ Cs		¹³⁷ Cs	
		max. Wert	min. Wert	max. Wert	min. Wert
Rohmilch	1112	< 0,23	< 0,001	8,3*	< 0,01
Trinkmilch	2	< 0,21	-	0,19	< 0,13
Käse	5	< 0,20	< 0,13	< 0,34	< 0,13
Importe					
Käse	109	< 0,24	< 0,001	0,72	< 0,001
Friskkäse	4	-	-	0,15	< 0,10
Molkereieiweißkäse	1	< 0,14	-	< 0,2	-
Schafskäse	12	< 0,2	< 0,07	< 0,28	< 0,09
Ziegenkäse	2	< 0,12	< 0,12	0,17	< 0,14
Lakenkäse	5	< 0,19	< 0,08	< 0,34	< 0,10

*) Der Wert ist nicht repräsentativ

Tabelle 14.2

Bereiche der radioaktiven Kontamination von Milch und Milchprodukten im Jahr 2005

Produkt	N	Aktivität in Bq/kg			
		¹³⁴ Cs		¹³⁷ Cs	
		max. Wert	min. Wert	max. Wert	min. Wert
Rohmilch	1129	< 0,24	< 0,01	2,51	< 0,01
Käse	7	< 0,18	< 0,10	0,53	< 0,11
Importe					
Käse	102	< 0,23	< 0,01	0,84	< 0,05
Friskkäse	5	< 0,07	< 0,04	< 0,13	< 0,06
Schafskäse	12	< 0,2	< 0,03	< 0,2	< 0,03
Ziegenkäse	6	< 0,16	< 0,03	< 0,2	< 0,03
Lakenkäse	2	< 0,12	< 0,06	0,18	< 0,07

15 GESAMTNAHRUNG, SÄUGLINGS- UND KLEINKINDERNAHRUNG

Bundesforschungsanstalt für Ernährung und Lebensmittel,
 Institut für Chemie und Technologie der Milch, Kiel
 Leitstelle für Boden, Bewuchs, Futtermittel und Nahrungsmittel pflanzlicher und tierischer Herkunft
 (G. Haase)

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 2005 mit $0,29 \text{ Bq}/(\text{d} \cdot \text{p})$ ($\text{d} = \text{Tag}$; $\text{p} = \text{Person}$) nach oben abgeschätzt werden und zeigt somit kaum eine Veränderung zum Vorjahr (Abbildung 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 $0,11 \text{ Bq}/(\text{d} \cdot \text{p})$, 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:

$$^{90}\text{Sr} : 40 \text{ Bq}/(\text{a} \cdot \text{p})$$

$$^{137}\text{Cs} : 106 \text{ Bq}/(\text{a} \cdot \text{p})$$

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 spezifischen Aktivitäten in $\text{Bq}/\text{kg FM}$ (Feuchtmasse) für ^{90}Sr und ^{137}Cs , gemittelt über alle durch die Bundesländer erfassten Daten, aufgezeigt. Im Vergleich zum Vorjahr weichen die Werte etwas nach oben ab, was allerdings noch in den statistischen Schwankungen liegt.

Literatur

[1] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung, Jahresbericht 2004 und Jahresbericht 2005

Tabelle 15.1

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

Jahr	Spezifische Aktivität in $\text{Bq}/\text{kg FM}$								
	^{90}Sr			^{137}Cs					
	Weizen	Kartoffeln	Kernobst	Rindfleisch	Schweinefleisch	Kalb-fleisch	Weizen	Kartoffeln	Kernobst
2004	< 0,17	< 0,04	< 0,02 *	< 1,06	< 0,23	< 0,78	< 0,14	< 0,16	< 0,13 *
2005	0,18	< 0,06	< 0,03 *	< 1,26	< 0,19	< 0,66	< 0,14	< 0,16	< 0,16 *

* Inland und Einfuhr

Tabelle 15.2

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

		Spezifische Aktivität in Bq/kg FM							
Monat		^{137}Cs					^{90}Sr		
	Jahr	N	Mittelwert (Bereich)			N	Mittelwert (Bereich)		
Jahr (gesamt)	2004	231	< 0,15	(< 0,01 -	1,74)	50	< 0,05	(< 0,00 -	0,31)
	2005	247	< 0,17	(< 0,00 -	4,32)	56	< 0,05	(< 0,00 -	0,31)

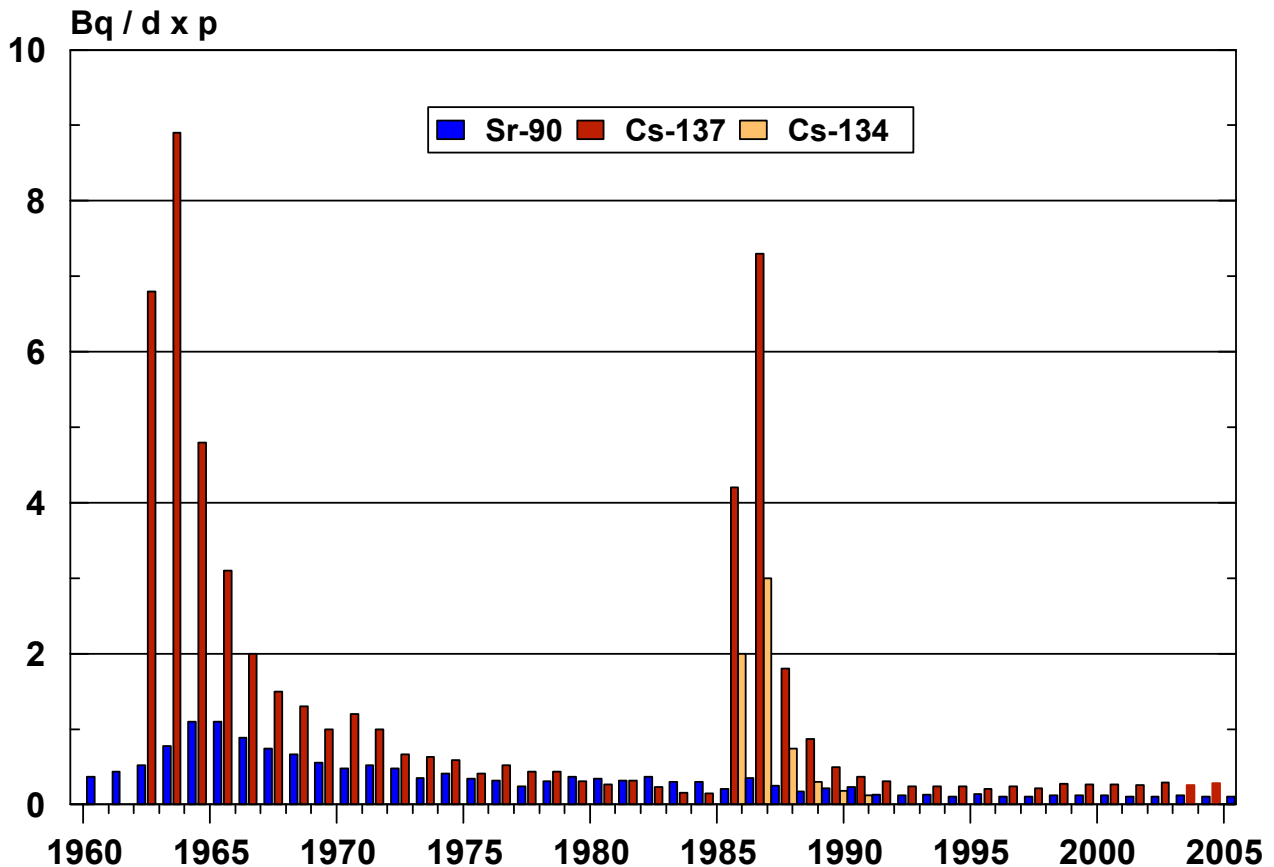


Abbildung 15.1

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

16 RINGVERSUCH BABYNAHRUNG 2005/2006

Bundesforschungsanstalt für Ernährung und Lebensmittel,
Institut für Chemie und Technologie der Milch, Kiel
Leitstelle für Boden, Bewuchs, Futtermittel und Nahrungsmittel pflanzlicher und tierischer Herkunft
(R. Hartmann, G. Haase, D. Tait, M. Jelinski)

An dem Ringversuch nahmen 60 nationale Messstellen und Labors sowie 3 holländische und 3 schweizerische Laboratorien teil. Aus Belgien, Österreich und Luxemburg wurden jeweils von einem Laboratorium Messergebnisse gemeldet. Im August 2005 wurden die Anmeldeunterlagen versendet, die Versendung der Proben erfolgte im Oktober 2005, die letzte Ergebnismeldung ging Ende Januar 2006 ein. Der Abschlussbericht wurde an die Teilnehmer Ende April/Anfang Mai 2006 per E-Mail verschickt.

Zunächst musste eine geeignete Matrix mit ausreichender Ascheausbeute gefunden werden, in der die zugesetzte Aktivität (^{134}Cs , ^{137}Cs und ^{90}Sr) homogen verteilt werden konnte. Jedem Ringversuchteilnehmer wurden ca. 3 kg dotierter Babybrei zugesandt. Ein wichtiges Detail des Ringversuchs bestand darin, dass die zugesetzten Aktivitäten nahe an den EU-Höchstwerten lagen, die für das Inverkehrbringen von Lebensmitteln nach Stör- und Unfällen maßgeblich sind.

Zunächst wurden die künstlichen Radionuklide ^{134}Cs , ^{137}Cs und ^{90}Sr in Trägerlösung mit Natriumazid (Konservierungsmittel) angesetzt. Die Probe wurde in gleicher Weise für jeden Teilnehmer entsprechend dem folgenden Schema hergestellt:

- Zugabe eines Aliquots der Aktivitätslösung mittels Dispensette (8 mL)
- Zugabe von 1000 mL heißem Wasser und 1000 mL kalter Magermilch
- Zugabe von 800 g Breipulver unter Rühren, Homogenisierung der Probe
- Entnahme einer Rückstellprobe und Lagerung bei -24°C
- Verschließen und Einschweißen der Probenflasche
- Versand per DHL an ausländische Teilnehmer, per Hermes Logistik-Gruppe im Inland, Ermittlung der Referenzwerte bei der Physikalisch-Technischen Bundesanstalt in Braunschweig.

Zusammensetzung der Proben

Die teilnehmenden Labors erhielten mit der Baby-nahrungsprobe eine Probe, die gegenüber Routineproben deutlich erhöhte Aktivitätskonzentrationen aufwies. Diese z.B. im Ereignisfall durchaus realistischen Kontaminationen stellen erhöhte Anforderungen an die „Laborhygiene“. Der unachtsame Um-

gang mit entsprechenden Proben und insbesondere deren Asche kann zu erheblichen Kontaminationen der Messumgebung und Laborgeräte führen, wodurch nachfolgende Messungen und Analysen stark beeinträchtigt wären.

Die dotierten Aktivitäten der künstlichen Radionuklide (74 Bq/kg für ^{90}Sr ; 200 Bq/kg für ^{134}Cs , 179 Bq/kg für ^{137}Cs) orientierten sich an den EU-Höchstwerten, die im Ereignisfall für die Verkehrsfähigkeit von Lebensmitteln gelten [1]. Diese betragen für Baby-nahrung 75 Bq/kg für ^{90}Sr bzw. 400 Bq für gammastrahlende Nuklide m. HWZ > 10 d (v.a. $^{134/137}\text{Cs}$).

Überblick der Ergebnisse

In **Tabelle 16.1** sind wesentliche Ergebnisse des Ringversuchs dargestellt. Zur Berechnung wurde der ausreißerbereinigte Datensatz verwendet.

Verteilung der Abweichungen vom Gesamtmittel bzw. Referenzwert

In **Abbildung 16.1** sind die Häufigkeiten der Abweichungen für die Labormittelwerte vom Gesamtmittel bzw. vom PTB-Referenzwert dargestellt. Die Darstellungen enthalten auch die Ausreißer.

Diskussion/Zusammenfassung

Allgemein lässt sich feststellen, dass der Ringversuch Babynahrung 2005/2006 sehr zufriedenstellende Ergebnisse geliefert hat. Dies bescheinigt den hohen Qualitätsstandard der Laboratorien, die im Bereich der Radioaktivitätsüberwachung tätig sind. Die ausgesprochen guten Werte für die Wiederholbarkeit, die für alle Nuklide berechnet wurde, zeigen, dass die beteiligten Labors die erforderliche Homogenisierung der Probe sorgfältig durchgeführt haben; gleichzeitig sprechen die Ergebnisse für eine hohe Stabilität der Probe während der Messung.

Die Zubereitung einer individuellen Ringversuchprobe für jeden Teilnehmer unter Zugabe eines Aliquots einer gemeinsamen Stammlösung (Aktivität, Träger, Konservierungsmittel) hat sich als gut durchführbar erwiesen.

Cäsium-134

Für die Bestimmung des ^{134}Cs wurde die größte Differenz zwischen Gesamtmittel und Referenzwert ermittelt. Die meisten der teilnehmenden Laboratorien

Tabelle 16.1
Überblick der Ringversuchergebnisse: Bezugsdatum 01.10.2005

	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁴⁰ K	⁹⁰ Sr
Anzahl der Datensätze	83	84	81	37
Ausreißerfreie Datensätze	83	79	79	30
PTB-Referenzwert	200,0 Bq/kg	179,0 Bq/kg	95,0 Bq/kg	74,0 Bq/kg
Mittelwert Referenzwertabweichungen	9,2 %	5,0 %	6,1 %	4,9 %
Mittelwert der Labormittelwerte	181,7 Bq/kg	170,7 Bq/kg	90,5 Bq/kg	73,8 Bq/kg
Zugehörige Standardabweichung	10,0 Bq/kg	6,5 Bq/kg	5,5 Bq/kg	4,6 Bq/kg
Mittelwert der Laborabweichungen	4,5 %	3,2 %	4,6 %	5,0 %
Wiederholstandardabweichung	2,8 Bq/kg	2,5 Bq/kg	3,6 Bq/kg	2,7 Bq/kg
Wiederholbarkeit (Wahrscheinlichkeit 95%)	7,8 Bq/kg	6,9 Bq/kg	10,0 Bq/kg	7,5 Bq/kg
Vergleichsstandardabweichung	10,3 Bq/kg	6,4 Bq/kg	5,1 Bq/kg	5,6 Bq/kg
Vergleichbarkeit (Wahrscheinlichkeit 95%)	28,7 Bq/kg	17,8 Bq/kg	14,4 Bq/kg	15,8 Bq/kg

unterschätzten den Referenzwert um 10-15% ([Abbildung 16.1](#))

Dies deutet auf die Tatsache hin, dass nur wenige Teilnehmer eine Summationskorrektur (796 und 605 keV-Linie) für das ¹³⁴Cs-Ergebnis vornehmen. Die Summations-Counts gehen den entsprechenden Photopeaks verloren und führen so zu einer Unterschätzung der Aktivitätskonzentration.

Cäsium-137

Erwartungsgemäß sind die Ringversuchparameter, die aus dem ¹³⁷Cs-Datensatz berechnet wurden, am besten. ¹³⁷Cs ist als Gammanuklid analytisch leicht zugänglich und die Auswertung der Gammamesung wird durch das Vorhandensein nur einer Gammalinie bei ca. 662 keV und die hohe Emissionswahrscheinlichkeit von ca. 85% erleichtert.

Kalium-40

Die Ergebnisse für ⁴⁰K sind zufriedenstellend. Zwei Ausreißer, deren Labormittelwerte von 117,33 Bq/kg (Labor #067) bzw. 48 Bq/kg (Labor #047) relativ stark vom Gesamtmittel abweichen, wurden aus dem Kollektiv entfernt. Das im Vergleich zu ¹³⁷Cs etwas schlechtere Ergebnis ist vermutlich auf die schlechtere Zählstatistik zurückzuführen (⁴⁰K-Aktivität geringer, Detektor-Efficiency geringer bei 1460 als bei 662 keV)

Strontium-90

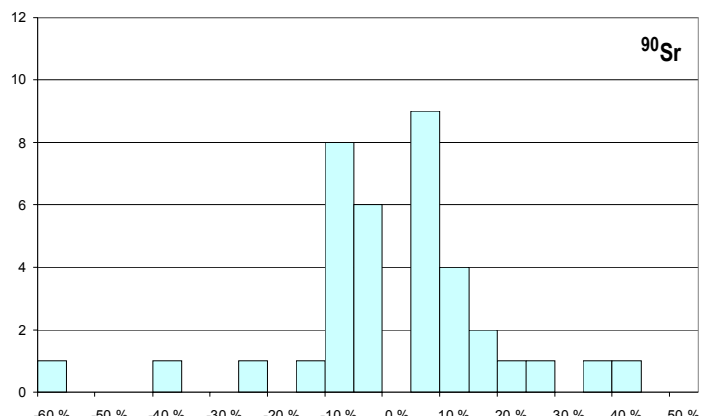
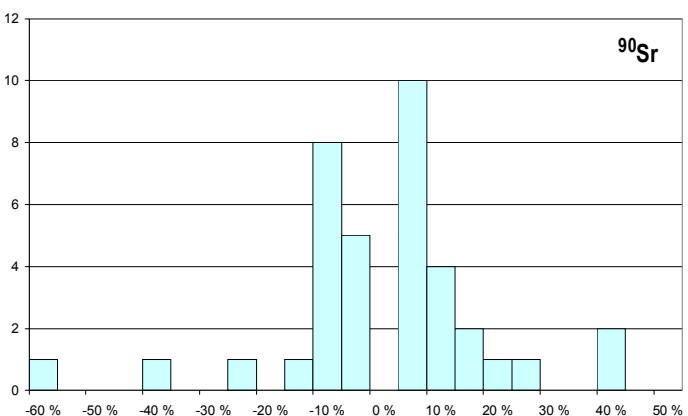
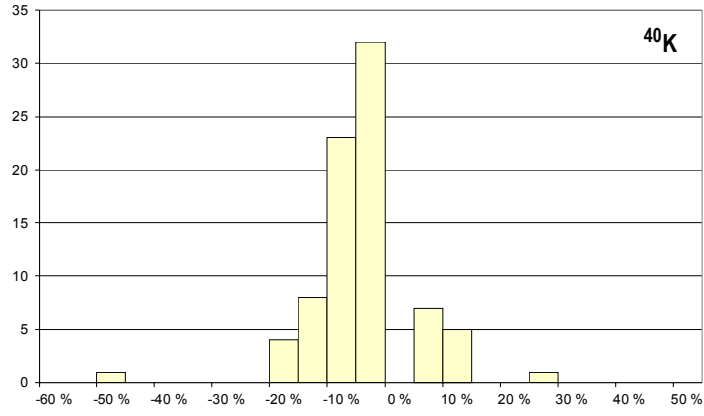
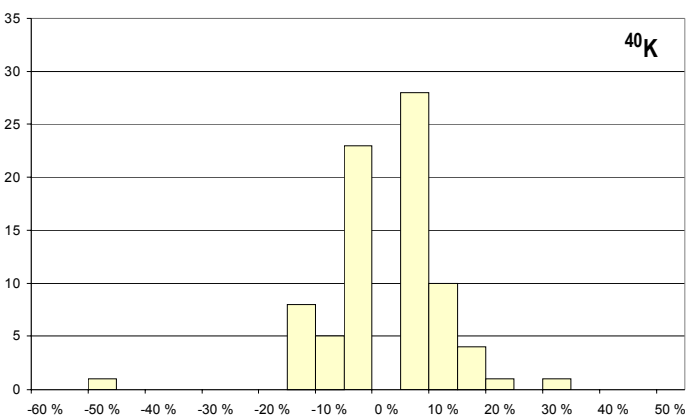
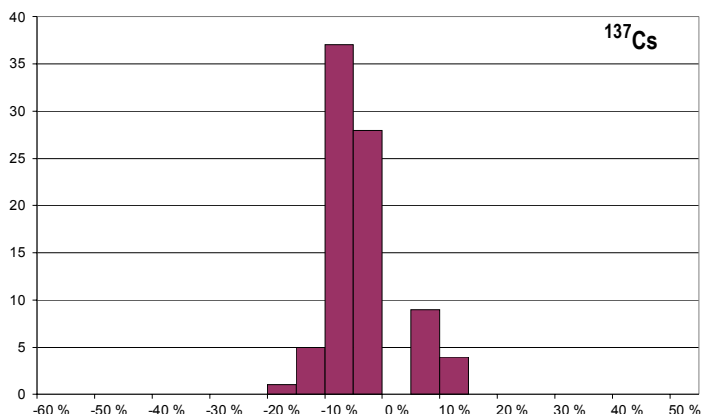
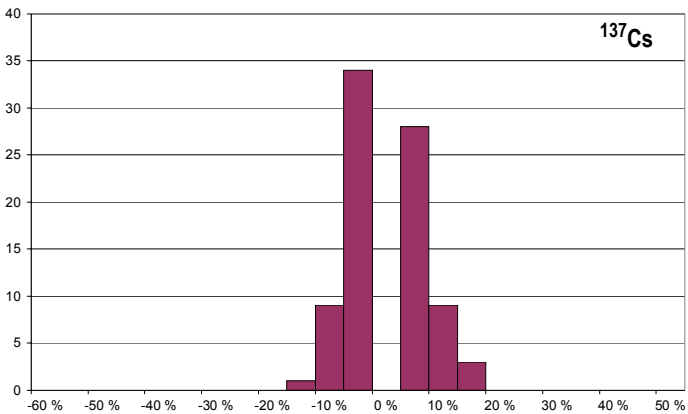
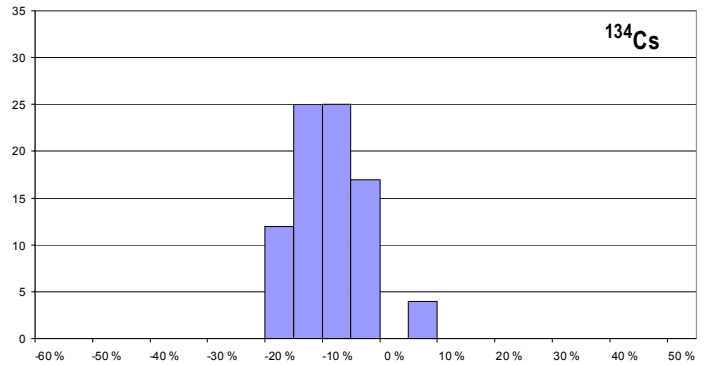
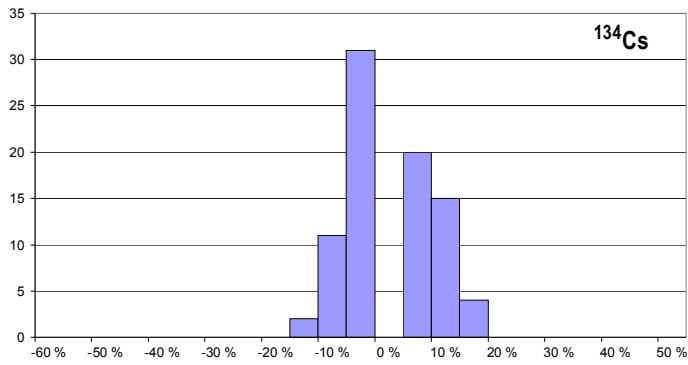
Der Datensatz der ⁹⁰Sr-Ergebnisse wies wie erwartet die prozentual meisten Ausreißer auf (19%). Dies liegt sicherlich an der im Gegensatz zu Gammanukliden erforderlichen radiochemischen Abtrennung des Strontiums aus der Probenasche.

Nach Eliminierung der Ausreißer wurde jedoch ein gutes Ergebnis berechnet. Die durchschnittliche Im-Labor-Variabilität zeigt mit einem Wiederhol-Variationskoeffizienten von nur 3,6% auch hier eine sehr gute Homogenität und Stabilität der Probe an. Die Wiederholbarkeit war sogar besser als für ⁴⁰K.

Von den 37 gemeldeten ⁹⁰Sr-Ergebnissen wurden nur 3 Messergebnisse mittels Flüssigszintillationszählern (LSC) bestimmt. Diese 3 Ergebnisse liegen hinsichtlich der Richtigkeit und Verteilung im Bereich der übrigen Ergebnisse, die mit Gasdurchflusszählrohren (v.a. der Fa. Berthold und Eurisys) ermittelt wurden.

Literatur

- [1] *Verordnung (Euratom) Nr. 2218/89 des Rates vom 18. Juli 1989 zur Änderung der Verordnung (Euratom) Nr. 3954/87 zur Festlegung von Höchstwerten an Radioaktivität in Nahrungsmitteln und Futtermitteln im Falle eines nuklearen Unfalls oder einer anderen radiologischen Notstandssituation, Amtsblatt Nr. L 211 vom 22/07/1989*



Abweichungen zum Gesamtmittel nicht größer als

Abbildung 16.1
Verteilung der Abweichungen: Labormittelwert - Gesamtmittelwert (links) Labormittelwert - PTB-Referenzwert (rechts)

17 RADIOAKTIVE STOFFE IN RESTSTOFFEN UND ABFÄLLEN

Bundesamt für Strahlenschutz, Fachbereich Strahlenschutz und Umwelt, Berlin
Leitstelle für Reststoffe und Abfälle (H. Viertel, Th. Bünger, D. Obrikat)

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

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

Tabelle 17.1 und Tabelle 17.2 geben eine Übersicht über die Messwerte der Jahre 2004 und 2005 in den einzelnen Medien. Angegeben ist die Anzahl der gemessenen Werte, die Anzahl der Messwerte unterhalb der Nachweisgrenze, die gemessenen Minimal-, Maximal- und die Medianwerte des Gehaltes an radioaktiven Stoffen. Da für Reststoffe und Abfälle noch der Einfluss des Reaktorunfalls von Tschernobyl auf den Gehalt an künstlichen Radionukliden festzustellen ist, wurde bei der Auswertung von ^{137}Cs zwischen Probeentnahmeorten nördlich/westlich und südlich/östlich der Linie Konstanz-Eichstätt-Regensburg-Zwiesel unterschieden. Dies ist etwa die Grenze zwischen den durch den Reaktorunfall von Tschernobyl höher belasteten Gebieten in Bayern und im südöstlichen Baden-Württemberg und den weniger belasteten Gebieten in der übrigen Bundesrepublik. Da eine regionale Abhängigkeit für das Radionuklid ^{40}K sowie für das in der Nuklearmedizin angewandte Nuklid ^{131}I nicht besteht, wurden diese Messungen aus allen Ländern gemeinsam ausgewertet.

Das Verhältnis der spezifischen Aktivitäten von ^{134}Cs zu ^{137}Cs , das unmittelbar nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl im Jahre 1986 etwa 0,5 : 1 betrug, hat bis zum Jahr 2005 aufgrund der unterschiedlichen Halbwertszeiten dieser beiden Nuklide auf einen Wert von etwa 0,0013 : 1 abgenommen. Da in den Proben, soweit überhaupt noch nachweisbar, das erwartete Aktivitätsverhältnis auftrat, wird auf eine Angabe der ^{134}Cs -Aktivitäten verzichtet.

Im **Sickerwasser bzw. oberflächennahen Grundwasser von Hausmülldeponien** stammen die höchsten Werte für ^{137}Cs wie in den Vorjahren aus Bayern. Die Maximalwerte liegen in den Jahren 2004 bei 1,9 Bq/l und 2005 bei 1,4 Bq/l (2002: 3,1 und 2002: 2,5 Bq/l). Die Mediane aller ^{137}Cs -Werte betra-

gen in den Jahren 2004 und 2005 0,067 Bq/l.

Bei dem natürlich vorkommenden Nuklid ^{40}K liegen die Konzentrationen in den Jahren 2004 bei 0,096 bis 61 Bq/l mit einem Median von 13 Bq/l, und im Jahr 2005 bei 0,09 bis 90 Bq/l mit einem Median von 13 Bq/l.

Die Konzentrationsbereiche von Tritium liegen im Jahr 2004 zwischen 3,8 und 660 Bq/l und im Jahr 2005 zwischen 5,7 und 1500 Bq/l, die jeweiligen Mediane liegen bei 22 Bq/l.

Bei den **Reststoffen und 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 2004 bei 190 Bq/kg TM und im Jahr 2005 bei 280 Bq/kg TM. Im Gebiet der übrigen Bundesrepublik betragen die Maximalwerte in den Jahren 2004 82 Bq/kg TM und 2005 150 Bq/kg TM.

Die spezifischen Aktivitäten des natürlich vorkommenden Nuklids ^{40}K liegen 2004 im Bereich von 260 bis 5100 Bq/kg TM, 2005 zwischen 270 und 3000 Bq/kg TM. Die Mediane liegen bei 1400 Bq/kg TM.

In zahlreichen Proben konnte das in der Nuklearmedizin angewandte Nuklid ^{131}I nachgewiesen werden. Die Messwerte lagen in den Jahren 2004 bei 0,30 bis 61 Bq/kg TM und 2005 bei 0,42 bis 49 Bq/kg TM.

Für **Rohschlacke mit und ohne Filterstaub** lagen die Maximalwerte der spezifischen Aktivität von ^{137}Cs im Jahr 2004 bei 20 Bq/kg TM und 2005 bei 14 Bq/kg TM. Der Median südlich/östlich der Linie Konstanz-Eichstätt-Regensburg-Zwiesel lagen 2004 bei 7,0 Bq/kg TM und ein Einzelwert im Jahr 2005 bei 9,2 Bq/kg TM, nördlich davon bei 1,5 Bq/kg TM bzw. 1,7 Bq/kg TM.

Für ^{40}K wurden 2004 Messwerte bis 3500 Bq/kg TM und im Jahr 2005 bis 3800 Bq/kg TM angegeben. Für ^{131}I wurden 2004 Werte von 0,85 bis 1,9 Bq/kg TM und 2005 0,32 bis 12 Bq/kg TM mitgeteilt. 2004 und 2005 wurde bei ^{60}Co kein Wert oberhalb der gemessenen Nachweisgrenzen gefunden.

Bei den **festen Rückständen aus Rauchgasreinigungsanlagen** liegen der Median des ^{137}Cs -Gehaltes für die Gebiete südlich/östlich der Linie Konstanz-Eichstätt-Regensburg-Zwiesel im Jahr 2004

bei 0,78 Bq/kg TM und 2005 ein Einzelwert bei 1,7 Bq/kg TM. Für die Länder nördlich dieser Linie wurde 2004 ein Median von 1,0 Bq/kg TM und im Jahr 2005 von 1,9 Bq/kg TM berechnet. Dies liegt im Rahmen der üblichen statistischen Schwankungen.

Die ^{40}K -Meßwerte lagen 2004 im Bereich von 2,6 bis 2600 Bq/kg TM und 2005 bei 3,4 bis 1700 Bq/kg TM. Für ^{131}I wurden 2004 Messwerte von 0,28 bis 2000 Bq/kg TM und im Jahr 2005 von 0,16 bis 3200 Bq/kg TM ermittelt.

Bei den **flüssigen Rückständen aus Rauchgasreinigungsanlagen** (Abwasser) ergaben sich für ^{137}Cs in den Gebieten südlich/östlich der Linie Konstanz-Eichstätt-Regensburg-Zwiesel keine Werte oberhalb der gefundenen Nachweisgrenzen. 2004 lag der Median $< 0,86$ Bq/l und 2005 ein Einzelwert bei $< 0,11$ Bq/l. Für das Gebiet der restlichen Bundesrepublik wurden folgende Werte gemessen: 2004 0,091 bis 0,87 Bq/l und 2005 0,077 bis 0,39 Bq/l. Die Mediane betragen 2004 0,096 Bq/l und 2005 $< 0,084$ Bq/l.

^{131}I wurde 2004 mit Werten zwischen 0,083 und 2500 Bq/l angegeben, 2005 0,22 bis 5200 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 im Jahr 2004 für die spezifische Aktivität des ^{137}Cs südlich/östlich

der Linie Konstanz-Eichstätt-Regensburg-Zwiesel Werte von 12 bis 37 Bq/kg TM und 2005 21 bis 46 Bq/kg TM. In den Gebieten nördlich davon lagen die ermittelten Werte 2004 zwischen 2,8 und 27 Bq/kg TM und 2005 2,2 bis 31 Bq/kg TM.

Die Mediane der spezifischen Aktivität des natürlich vorkommenden Nuklids ^{40}K lagen 2004 bei 500 Bq/kg TM, 2005 bei 540 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 spaltentief 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 Reststoffe und 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 Reststoffen und Abfällen im Jahr 2004 (Auswertung 25.07.2006)

Land	Nuklid	Gesamtzahl	<NWG	Spezifische Aktivität		
				Minimalwert	Maximalwert	Median
Hausmülldeponien						
Sickerwasser aus Hausmülldeponien (Bq/l)						
nördlich *)	¹³⁷ Cs	100	58	0,008	1,9	< 0,065
südlich *)	¹³⁷ Cs	7	0	0,12	0,64	0,18
alle Länder	⁴⁰ K	107	12	0,096	61	13
	³ H	108	25	3,8	660	22
Verbrennungsanlagen						
Flugasche/Elektrofilterstaub, Gewebefilterstaub, Zyklonstaub (Bq/kg TM)						
nördlich *)	¹³⁷ Cs	41	0	0,52	82	23
südlich *)	¹³⁷ Cs	2	0	150	190	170
alle Länder	⁴⁰ K	43	0	260	5100	1400
	³ H	30	16	0,3	61	1,6
Rohschlacke mit und ohne Filterstaub (Bq/kg TM)						
nördlich *)	¹³⁷ Cs	41	0	0,2	20	1,5
südlich *)	¹³⁷ Cs	2	0	3,1	11	7,0
alle Länder	⁴⁰ K	43	0	110	3500	290
	¹³¹ I	30	24	0,85	1,9	<0,46
Feste Rückstände der Rauchgasreinigung, Wäscherschlamm (Bq/kg TM)						
nördlich *)	¹³⁷ Cs	35	12	0,21	95	1,0
südlich *)	¹³⁷ Cs	2	0	0,59	0,97	0,78
alle Länder	⁴⁰ K	37	4	2,6	2500	73
	¹³¹ I	32	4	0,28	2000	3,8
Flüssige Rückstände der Rauchgasreinigung, Abwasser (Bq/l)						
nördlich *)	¹³⁷ Cs	26	17	0,091	0,87	0,096
südlich *)	¹³⁷ Cs	2	2			< 0,086
alle Länder	⁴⁰ K	28	8	0,69	46	2,9
	¹³¹ I	22	0	0,083	2500	15
Kompostierungsanlagen						
Kompost (Bq/kg TM)						
nördlich *)	¹³⁷ Cs	48	1	2,8	27	8,2
südlich *)	¹³⁷ Cs	4	0	12	37	24
alle Länder	⁴⁰ K	52	0	180	820	500

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

Tabelle 17.2

Überwachung von Reststoffen und Abfällen im Jahr 2005 (Auswertung 25.07.2006)

Land	Nuklid	Gesamtzahl	NWG	Spezifische Aktivität		
				Minimalwert	Maximalwert	Median
Hausmülldeponien						
Sickerwasser aus Hausmülldeponien (Bq/l)						
nördlich *)	¹³⁷ Cs	106	59	0,0018	1,4	0,064
südlich *)	¹³⁷ Cs	7	0	0,087	0,86	0,16
alle Länder	⁴⁰ K	113	13	0,09	90	13
	H-3	113	30	5,7	1500	22
Verbrennungsanlagen						
Flugasche/Elektrofilterstaub, Gewebefilterstaub, Zyklonstaub (Bq/kg TM)						
nördlich *)	¹³⁷ Cs	49	1	0,61	150	24
südlich *)	¹³⁷ Cs	1	0			280 ¹⁾
alle Länder	⁴⁰ K	50	0	270	3000	1400
	¹³¹ I	31	17	0,42	49	< 0,84
Rohschlacke mit und ohne Filterstaub (Bq/kg TM)						
nördlich *)	¹³⁷ Cs	49	5	0,20	14	1,7
südlich *)	¹³⁷ Cs	1	0			9,2 ¹⁾
alle Länder	⁴⁰ K	50	0	120	3800	300
	¹³¹ I	35	26	0,32	12	< 0,63
Feste Rückstände der Rauchgasreinigung, Wäscherschlamm (Bq/kg TM)						
nördlich *)	¹³⁷ Cs	43	11	0,054	45	1,9
südlich *)	¹³⁷ Cs	1	0			1,7 ¹⁾
alle Länder	⁴⁰ K	44	1	3,4	1700	120
	¹³¹ I	40	6	0,16	3200	7,8
Flüssige Rückstände der Rauchgasreinigung, Abwasser (Bq/l)						
nördlich *)	¹³⁷ Cs	31	24	0,077	0,39	< 0,084
südlich *)	¹³⁷ Cs	1	1			< 0,11 ¹⁾
alle Länder	⁴⁰ K	32	12	1,5	47	3,2
	¹³¹ I	27	7	0,22	5200	1,8
Kompostierungsanlagen						
Kompost (Bq/kg TM)						
nördlich *)	¹³⁷ Cs	51	0	2,2	31	7,5
südlich *)	¹³⁷ Cs	4	0	21	46	35
alle Länder	⁴⁰ K	55	0	150	920	540

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

¹⁾ Einzelwert

18 RADIOAKTIVE STOFFE IN ABWASSER UND KLÄRSCHLAMM

Bundesamt für Strahlenschutz, Fachbereich Strahlenschutz und Umwelt, Berlin
Leitstelle für Abwasser und Klärschlamm (H. Viertel, Th. Bünger, D. Obrikat)

Als Abwässer wurden gereinigte kommunale Abwässer (Klarwässer) aus den Abläufen der Kläranlagen untersucht. Die Messwerte für Klärschlämme beziehen sich vorzugsweise auf konditionierte oder stabilisierte Schlämme in der Form, in der sie die Kläranlagen verlassen, z.B. auf teilentwässerte Schlämme, Faulschlämme usw.

In [Tabelle 18.1](#) und [Tabelle 18.2](#) sind die ausgewerteten Messdaten der amtlichen Messstellen der Bundesrepublik Deutschland für die Jahre 2004 und 2005 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 2005 für Klärschlamm: 3100 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. Das Verhältnis der spezifischen Aktivitäten von ^{134}Cs zu ^{137}Cs , das 1986 0,5 : 1 betrug, hat sich rechnerisch aufgrund der unterschiedlichen Halbwertszeiten bis Mitte des Jahres 2005, d.h. im Laufe von 19 Jahren, auf etwa 0,0013 : 1 verschoben (2004: 0,0018 : 1). 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 97% 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 2005 bei einem Median von <0,031 Bq/l zwischen 0,0012 und 0,20 Bq/l und 2004 zwischen 0,0016 und 0,010 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 2005 - wie in den Vorjahren - die Klärschlämme aus der Kläranlage Tannheim (Baden-Württemberg). Seit 1998 ergaben sich folgende Jahresmittelwerte für ^{137}Cs : 170, 180, 140, 140, 110, 110, 98 und 86 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 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 2004 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 und 21 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 86 Bq/kg TM (Jahresmittelwert der Kläranlage Tannheim) in einer Menge von 0,5 kg auf einer Fläche von einem Quadratmeter innerhalb von drei Jahren (gemäß Klärschlammverordnung) ausgebracht, entspricht dies einer mittleren jährlichen Aktivitätszufuhr

von unter 14 Bq ¹³⁷Cs. 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 anzu-

merken, 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 2004

Land	Nuklid	Gesamtzahl	<NWG	Minimalwerte ¹⁾	Maximalwerte ¹⁾	Mittel-/Einzelwerte ¹⁾	Mediane
Abwasser aus Kläranlagen, Ablauf (Bq/l)							
Bundesrepublik Deutschland	⁴⁰ K	323	155	0,28	8,7	0,96	0,99
	⁶⁰ Co	323	323				<0,037
	¹³¹ I	244	72	0,0065	3,9	0,24	0,12
	¹³⁷ Cs	323	310	0,0016	0,01		<0,034
	⁹⁰ Sr	63	25	0,00097	0,34	0,022	0,005
	²³⁴ U	62	19	0,00012	0,058	0,011	<0,0039
	²³⁵ U	62	52	0,000022	0,0032		<0,00071
	²³⁸ U	62	17	0,0001	0,05	0,0082	0,0029
Klärschlamm (Bq/Kg TM)							
Bundesrepublik Deutschland	⁴⁰ K	315	1	23	850	190	140
	⁶⁰ Co	315	314	0,64	0,64		<0,56
	¹³¹ I	301	15	0,93	2500	110	41
	¹³⁷ Cs	315	19	0,85	170	9,7	4,4
	⁹⁰ Sr	53	6	0,69	19	3,5	2,7
	²³⁴ U	53	0	7	140	42	34
	²³⁵ U	60	11	0,33	10	2,6	2
	²³⁸ U	70	0	5,6	100	38	31
Bundesrepublik Deutschland (Nord ²⁾)	⁶⁰ Co	286	285	0,64	0,64		<0,47
	¹³⁷ Cs	286	19	0,85	56	6,2	3,9
	⁹⁰ Sr	50	6	0,69	19	3,5	2,6
Bundesrepublik Deutschland (Süd ³⁾)	⁶⁰ Co	29	29				<1,2
	¹³⁷ Cs	29	0	2	170	42	32
	⁹⁰ Sr	3	0	2,3	4,7	3,4	3

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 2005

Land	Nuklid	Gesamtzahl	<NWG	Minimalwerte ¹⁾	Maximalwerte ¹⁾	Mittel-/ Einzelwerte ¹⁾	Mediane
Abwasser aus Kläranlagen, Ablauf (Bq/l)							
Bundesrepublik Deutschland	⁴⁰ K	383	154	0,093	5,26	1,081	0,957
	⁶⁰ Co	383	383	< 0,00074	< 1	0,045	0,03213
	¹³¹ I	307	99	0,00699	< 80,8	0,687	0,11
	¹³⁷ Cs	383	370	0,0012	< 1	0,047	0,03
	⁹⁰ Sr	71	35	< 0,000442	< 1	0,050	0,005
	²³⁴ U	68	17	0,000126	< 1	0,029	0,005
	²³⁵ U	68	58	< 0,0000324	< 1	0,023	0,000898
	²³⁸ U	68	15	0,000126	< 1	0,027	0,004574
Klärschlamm (Bq/Kg TM)							
Bundesrepublik Deutschland	⁴⁰ K	371	0	28,7	2380	184,23	140
	⁶⁰ Co	371	371	< 0,054	< 4,85	0,75	0,54
	¹³¹ I	325	9	< 0,54	3100	97,73	45
	¹³⁷ Cs	371	19	< 0,105	116,2	7,82	3,82
	⁹⁰ Sr	63	9	0,4	13,3	3,02	2,6
	²³⁴ U	61	1	< 5	232,8	41,83	36,4
	²³⁵ U	75	16	0,2	11,54	2,62	1,72
	²³⁸ U	90	2	< 5	194	41,74	32,4
Bundesrepublik Deutschland (Nord ²⁾)	⁶⁰ Co	338	338	< 0,054	< 4,85	0,70	0,455
	¹³⁷ Cs	338	19	< 0,105	105,1	5,22	3,48
	⁹⁰ Sr	61	8	0,4	13,3	2,97	2,4
Bundesrepublik Deutschland (Süd ³⁾)	⁶⁰ Co	26	26	< 0,3416	< 2,196	1,24	1,137
	¹³⁷ Cs	26	0	1,606	116,2	38,09	27,1
	⁹⁰ Sr	2	1	< 4,261	4,814	4,54	4,26

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

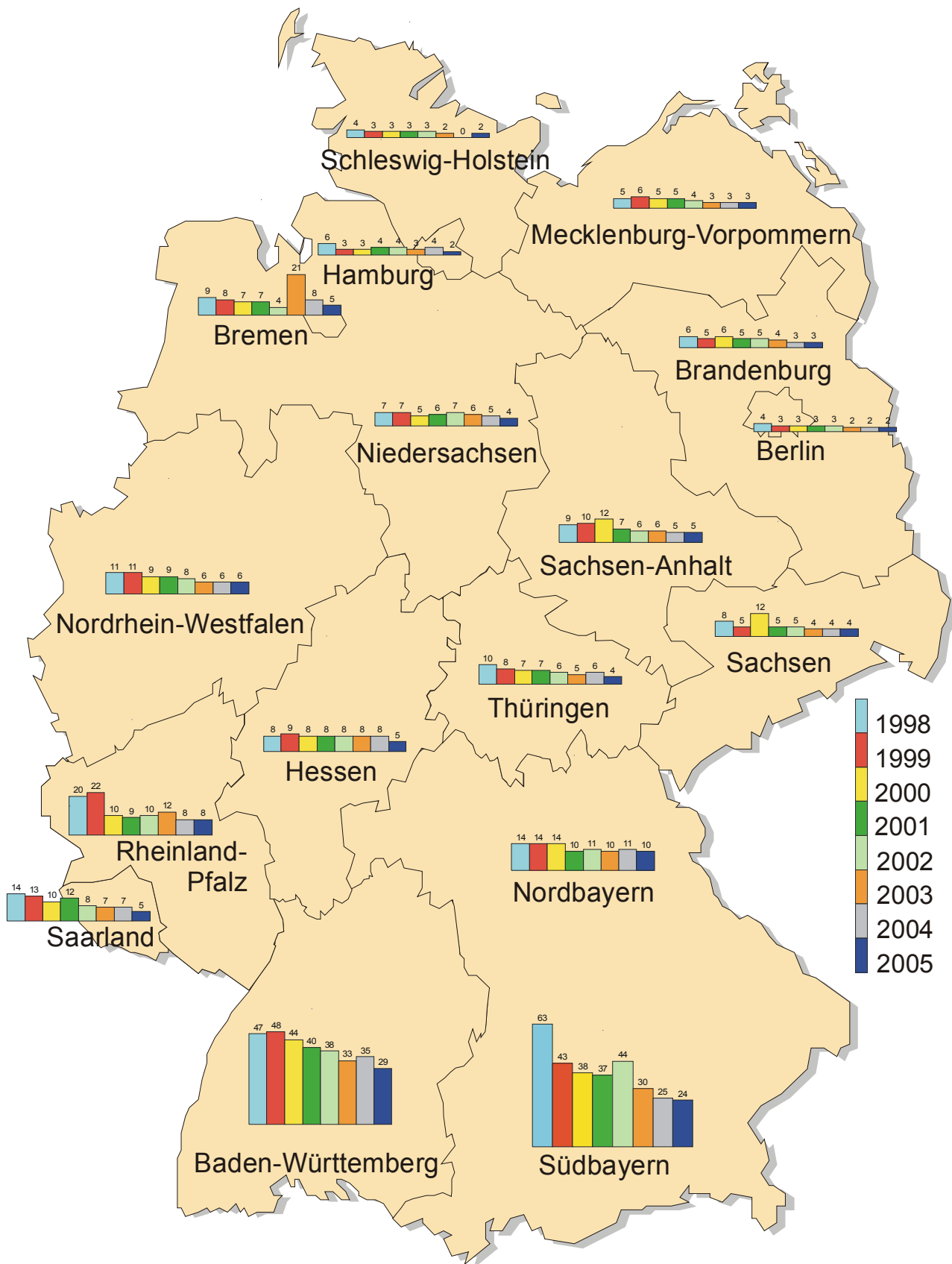


Abbildung 18.1

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

19 TABAKERZEUGNISSE, BEDARFSGEGENSTÄNDE, ARZNEIMITTEL UND DEREN AUSGANGSSTOFFE

**Bundesamt für Strahlenschutz, Fachbereich Strahlenschutz und Umwelt, Neuherberg
Leitstelle für Tabakerzeugnisse, Arzneimittel und deren Ausgangsstoffe sowie Bedarfsgegenstände
(L. Hiersche, F. Bruchertseifer)**

Die Leitstelle überwacht routinemäßig vor allem Arzneimittelpflanzen bzw. Pflanzen, die als Ausgangsstoffe für Arzneimittel dienen. Der Schwerpunkt der Überwachung liegt hierbei auf dem gammaspektrometrisch messbaren Radionuklid ^{137}Cs , einem Falloutbestandteil der oberirdischen Kernwaffenversuche und des Reaktorunfalls von Tschernobyl. Die untersuchten Ausgangsstoffe für Arzneimittel pflanzlicher Herkunft stammen mehrheitlich aus verschiedenen europäischen Ländern. Tabakerzeugnisse werden stichprobenartig überprüft. Bedarfsgegenstände werden auf Anfrage auf mögliche Kontaminationen untersucht.

Die Messwerte der spezifischen Aktivitäten von ^{137}Cs , ^{40}K und gegebenenfalls weiterer Radionuklide in den untersuchten pflanzlichen Proben (Arzneimittelpflanzen, Tees, Tabak und Tabakerzeugnisse verschiedener Produktionsstufen usw.) werden jährlich tabellarisch zusammengefasst. Die gemessenen Aktivitäten des Radionuklids ^{137}Cs weisen je nach Art und lokalen Gegebenheiten, z. B. der Bodenbeschaffenheit oder -kontamination in den Anbaubereichen, erhebliche Variabilitäten auf. Die höchsten spezifischen Aktivitäten wurden im Jahr 2005 in Islandmoos und Bitterkleeblättern aus den vom Tschernobyl-Fallout höher belasteten Gebieten Osteuropas gemessen.

Eine tendenzielle Abnahme der ^{137}Cs -Aktivitäten zeichnet sich bei Proben von Pfefferminzblättern und Gänsefingerkraut seit 2004 ab. Die Messwerte liegen bezogen auf die Trockenmasse (TM) für Pfefferminzblätter bei 0,5 Bq/kg (TM) und bei 27 Bq/kg (TM) für Gänsefingerkraut.

Es werden in der Regel in den gammaspektrometrisch untersuchten Pflanzenproben außer ^{137}Cs keine weiteren künstlichen Radionuklide nachgewiesen, d. h. die Messwerte liegen unterhalb der Nach-

weisgrenze. Die Aktivitäten des natürlich vorkommenden Radionuklids ^{40}K schwanken im Wesentlichen entsprechend dem Kaliumgehalt der untersuchten Pflanzenproben, da der Gehalt dieses Elements in der Pflanze geregelt wird.

Bei der Herstellung eines Arzneimittels aus der Pflanze wird der Gehalt an ^{137}Cs durch die erforderlichen Verarbeitungsschritte in der Regel reduziert.

Allerdings ist auch eine Erhöhung des ^{137}Cs -Gehaltes nicht ausgeschlossen, etwa dann, wenn wässrige Auszüge eingeeengt und in konzentrierter Form weiterverarbeitet werden.

Die Strahlenexposition, die aus der Anwendung von Arzneimitteln resultiert, ist im Vergleich zu der natürlichen Strahlenexposition (in Deutschland durchschnittlich 2,1 mSv pro Jahr) als sehr gering einzuschätzen.

In [Tabelle 19.1](#) sind Messwerte der spezifischen Aktivitäten der Radionuklide ^{137}Cs und ^{40}K in verschiedenen Arzneimittelpflanzen für 2005 zusammengefasst.

Die spezifischen Aktivitäten des natürlich vorkommenden Radionuklids ^{40}K liegen mit maximal 200 Bq (^{40}K)/kg (TM) bei Spitzwegerichkraut aus Ungarn und minimal 110 Bq (^{40}K)/kg (TM) bei Islandmoos aus Rumänien im Rahmen der natürlichen Schwankungsbreite. Die spezifische Aktivität von ^{137}Cs erreicht Spitzenwerte von 550 Bq (^{137}Cs)/kg (TM) bei Bitterkleeblättern aus Polen und 200 Bq (^{137}Cs)/kg (TM) bei Islandmoos aus Rumänien.

Für Tabak wurden je nach Herkunft ^{40}K -Gehalte zwischen 570 und 2100 Bq (^{40}K)/kg (TM) gemessen. Die Maximalwerte für ^{137}Cs lagen bei 3,6 Bq (^{137}Cs)/kg (TM) für Rohtabak aus Bulgarien.

Tabelle 19.1

Jahresmittelwerte der ^{137}Cs - und ^{40}K -Aktivitätskonzentrationen verschiedener Pflanzen im Jahr 2005

Artikel	Ursprungsland	^{40}K in Bq/kg (TM)	^{137}Cs in Bq/kg (TM)
Ginkgoblätter	China	320	0,2
Kürbiskerne	Österreich	310	0,07
Lindenblüten	Bulgarien	610	1,1
Pfefferminzblätter	Deutschland	640	0,5
Salbei KBA ¹⁾	Kroatien	380	0,3
Kamillenblüten	Kroatien	970	< NWG ²⁾
Hagebuttenschalen	Chile	710	0,2
Islandmoos	Rumänien	110	200
Johanniskraut	Polen	540	< NWG
Ringelblumenblüten	Ägypten	450	< NWG
Brennnesselblätter	Bulgarien	1100	< NWG
Mateblätter, grün	Brasilien	690	0,1
Gänsefingerkraut	Polen	480	27
Spitzwegerichkraut	Ungarn	1200	0,2
Thymian, gerebelt	Polen	580	0,6
Lavendelblüten	Frankreich	580	< NWG
Wacholderbeeren	Bulgarien	340	0,2
Majoran, gerebelt	Ägypten	600	0,6
Pfeffer, schwarz, ganz	Vietnam	520	< NWG
Fenchel	Bulgarien	510	0,1
Weißdornblüten	Serbien	730	1,2
Bitterkleeblätter	Polen	930	550
Grüner Tee	China	570	0,4
Melissenblätter	Serbien	900	1,2

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

Aachen 40
Abfälle 13, 62–63, 92, 94–95
 schwach-radioaktive 64
ABI-Messnetz 35
Ableitung 23–24, 27, 44, 55–56, 60, 64, 72
Abluft 24, 27, 53
Abwasser 13, 27, 30–31, 33, 96–98
Abwetter 24
Ackerböden 82
Aerosole 29
Aktivitätsnormale 41
Alberoda 25
Algeciras 51
Alpha-Aktivität 35, 55
Alpha-Strahler 24, 30, 39
Altlasten 25
Americium 39
Americium-241 42
Ammersee 75–76
Arzneimittel 100
Atomkraftwerk 27–34, 77
atomrechtliche Genehmigungsverfahren 27
Atomwaffen-Fallout 12

B

Babynahrung 89
Barium-133 42
Baugrund 18
Baumaterialien 19
Bauproduktengesetz 19, 22
Bauproduktenrichtlinie 19, 22
Beerwalde 24
Bergbau 16, 21, 23, 25
Berichte über Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung 14
Berlin 37, 40
Beryllium-10 41
Beryllium-7 39–40, 45–47, 49, 51
Beta-Aktivität 35, 37–39
Beton 21
Biblis 29–30
Binnengewässer 55, 57–58, 72–74
Binnenseen 70, 74, 76
Blei-210 62
Blei-214 37
BMU 31
Boden 13, 74–75, 81
Bodenluft 16–18
Braunschweig 47–49
Brokdorf 29–30
Brunnen 19
Brunsbüttel 29–30
Bundesamt für Gewässerkunde 55
Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie 13, 64

Bundesamt für Strahlenschutz 12–13, 16, 19, 23, 25, 27, 35, 44, 61, 92, 96, 100
Bundesanstalt für Ernährung und Lebensmittel 13
Bundesanstalt für Gewässerkunde 13
Bundesforschungsanstalt für Ernährung und Lebensmittel 81, 87, 89
Bundesforschungsanstalt für Fischerei 13, 70, 74
Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit 14
Bundesrat 14
Bundestag 14
Bundeswasserstraßen 13

C

Calzium-41 41
Cäsium-134 42, 66, 85–86, 89–90, 92
Cäsium-137 35, 37, 39–41, 45–49, 51, 55–56, 58–61, 63–78, 81–90, 92–101
Cer-139 42
Chemiegips 22
Cobalt-58 55
Cobalt-60 42, 55–56, 58–60, 62–63, 96–98

D

Deposition 39–40
Deutsche Bucht 65–66
Deutscher Wetterdienst 13, 35, 39, 44, 46–47, 50
Donau 57, 59, 79

E

Edelgase 27, 29, 51, 54
effektive Dosis 5, 31–33
Eider 56
Elbe 23–24, 56–59, 67, 79
Emissionen 27, 31
Emissionsüberwachung 27, 31
Ems 55–56, 58, 79
Emsland 29–30
EU-Berichterstattung 35, 37
EU-Höchstwerte 89
EUROMET 42
EU-Trinkwasserrichtlinie 62
Expositionspfad
 Aufenthalt auf Spülfeldern 56
 Luft 24
 Trinkwasser 56

F

Fallout 12, 55, 64, 66
Filterstaub 92
Fische 13, 70–72, 74
Fischteiche 70–71
Fixierungsfunktion 77
Fließgewässer 70–71, 74
Flögelner See 75
Flugasche 92, 94
Fluor-18 41

Forellen 72
Fortluft 27, 29, 31–32, 34
Freiburg 44–45, 47, 52
Futtermittel 81

G

Gamma-Spektrometrie 45
Genehmigungsinhaber 27
Genehmigungswert 27, 31
Gesamt-Alpha 61, 63
Gesamtnahrung 87
Gesamtrichtdosis 63
Gips 20
Grafenrheinfeld 29–30
Granit 18–20
Grohnde 29–30
Grubenwasser 23
Grundwasser 13, 63
GSF – Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit 35
Gundremmingen 29–30

H

Halbwertszeit 41, 77
 effektive 74
Halden 23, 25
Haldenmaterial 42
Hanauer Nuklearbetriebe 62
Hausmülldeponien 92, 94–95
Hiroshima 12

I

IMIS 14, 35, 37, 41–42, 50, 74, 78
Immissionen 27
Industrieprodukte 20
Iod-131 27, 29, 35, 37, 56, 92–98
Isar 29–30

J

Jadebusen 56

K

Kalium-40 37, 39–41, 47–48, 56, 61, 63, 90, 92–98,
 100–101
Kalkstein 20
Karpfen 72
Kernreaktor-Fernüberwachung 27
kerntechnische Anlagen 27, 31, 53, 55–56
Kernwaffenteststoppabkommen 45
Kernwaffenversuche 12, 46, 49, 55, 60–61, 64, 66
Klärschlamm 13, 93, 96–99
Kohlenstoff-14 29, 41
Kompartimentmodell 76, 79
Kompost 93, 95
Königssee 76
Königstein 24–25
kosmische Strahlung 35, 49

Krümme 29–30
Krypton-85 44, 47, 51–52, 54

L

La Hague 44, 64, 66
Landesmessstellen 27
Lebensmittel 87
Leitstelle 12, 27
Leitungswasser 19
Lichtenberg 23
Luft 12–14, 18, 23, 25, 37
Lungenkrebsrisiko 18

M

Main 60
Mais 81
Mangan-54 42
Messfahrzeug 35
Messnetz 35–37
Messprogramm 62
Messstellen 27
Milch 13, 85–86
Mittel alter 23
Mosel 55, 57–60
Mulde 23
München 40
Mutual Recognition Arrangement 41

N

Nagasaki 12
Nahrungsmittel 13
Natursteine 19–20
Neckar 58–59
Neckarwestheim 29–30
Niederschlag 35, 37–39
Nordsee 64, 66, 72
nuklearmedizinische Anwendungen 60

O

Oberflächenwasser 55
Obrigheim 29–30
Offenbach 37, 39–40, 47, 49
Ortsdosis 36
Ortsdosisleistung 35
Ostsee 64, 67, 72

P

PARK 78
Pflanzen 81
Philippsburg 29–30
Physikalisch-Technische Bundesanstalt 13, 27, 35,
 41, 44, 47, 89, 91
Pleiße 23–24
Plutonium 39, 46–47
Plutonium-(239+240) 46
Plutonium-238 46
Polonium-210 62

R

- Radioaktivität
 - aerosolpartikelgebundene 45
 - atmosphärische 35
 - in der Luft und im Niederschlag 37
 - künstliche 64
- Radionuklide 41
 - aerosolpartikelgebundene 35
 - in Fließgewässern 56
 - in Luft und Niederschlag 45
 - künstliche 37, 39, 42, 55
 - langlebige 64
 - natürliche 39, 42, 55
- Radium-226 23–24, 62
- Radium-228 62
- Radon 13, 16, 42, 62
- Radon-222 24–25, 62
- Radonfolgeprodukte 16, 36–37, 42, 62
- Rauchgas 94
- Rauchgasreinigungsanlagen 93
- Raumluft 19
- Referenzmaterialien 42
- Referenzperson 31–34
 - einjährige 31, 33
- REI 27, 55, 61, 74, 78
- REI Bergbau 23
- Reststoffe 92, 94–95
- Resuspension 37, 46, 50, 55, 60
- Rhein 55, 57–60
- Ringversuch 27, 42, 89–90
- Rohmilch 85–86
- Rohschlacke 92
- Röntgenstrahlung 42–43
- Routinemessprogramm 55, 96
- Rubidium-87 41, 43

S

- Sandstein 20
- Säuglingsnahrung 85, 87–88
- Schaalsee 55
- Schauinsland 45, 47, 50–51
- Schilddrü sendosis 31
- Schilddrüsendosis 5, 34
- Schlacke 94
- Schlema 25
- Schleswig 40
- Schollener See 55
- Schwebstaub 25
- Schwebstoff 55, 58–59
- Sediment 55, 59–60, 68–69
- Sellafield 44, 64, 66
- Sickerwasser 25, 92
- Sonnenflecken-Zyklus 49
- sparse network 47
- Spurenanalyse 13, 44
- Spurenmessstelle 37, 42, 45
- Spurenmessung 44, 51
- Strontium-90 39

- Stade 29–30
- Starnberger See 55
- Steinhuder Meer 55
- Strahlenschutzverordnung 19, 22, 31, 56
- Strahlenschutzvorsorgegesetz 14, 42, 55, 74
- Stromerzeugung 27–28
- Strontium 46, 90
- Strontium-90 42–43, 55–57, 61, 63, 65–68, 81, 85, 87–90, 96–98

T

- Tabak 100
- Talsperren 61
- Tee 100
- Thorium 56, 62
- Trinkwasser 13, 61, 63
- Tritium 29–30, 39, 55–57, 61–63, 94
- Tropopausenbruch 46
- Tschernobyl 12–14, 35, 37, 39, 46–47, 49–50, 52–53, 55, 60, 64, 66–68, 70, 72–74, 78, 81, 85, 92, 96, 100

U

- Umgebungsüberwachung 27, 74, 77
- Umweltradioaktivität 14, 27
- Unterweser 29–30
- Uran 23, 39, 46, 56, 62
- Uran-233 41
- Uran-234 55, 62, 96–98
- Uran-235 55, 62, 96–98
- Uran-238 55, 61–62, 96–98
- Uranerzbergbau 23

V

- Verbrennungsanlage 94–95

W

- Weideböden 83
- Weißer Elster 23
- Weser 56, 59, 79
- Wiederaufarbeitung 51, 53
- Wiesenbewuchs 84
- Wismut GmbH 23–25
- Wismut-214 37
- Wohnungen 16
- Wurzeltransfer 93

X

- Xenon 44, 47, 53
- Xenon-131m 44–45, 51, 53
- Xenon-133 44–45, 51, 53
- Xenon-133m 45, 53
- Xenon-135 44–45, 51, 53

Z

- Zentralstelle des Bundes 14
- Ziegel 21