

Die Wege der Radionuklide

Umweltkontamination und Strahlendosen nach Tschernobyl

Rolf Michel und Gabriele Voigt

Der Reaktorunfall von Tschernobyl führte zu einer großflächigen Kontamination von Belarus, Russland und der Ukraine sowie Mittel- und Nordeuropa. Bedingt durch den Frühling wurden dabei landwirtschaftlich genutztes Gebiet und Vegetation kontaminiert. Vor allem Cäsium-137 und Jod-131 gelangten so schnell in die Nahrungskette von Mensch und Tier und führten damit zur internen Strahlenexposition der Bevölkerung. Auch zwei Jahrzehnte nach dem Unfall sind die Auswirkungen immer noch zu spüren.

Das in Tschernobyl freigesetzte radioaktive Material hat zwar eine 200mal geringere Aktivität als die bei oberirdischen Kernwaffenexplosionen von 1945 bis 1986 freigesetzte Materie. Während diese jedoch überwiegend in große Höhen verfrachtet wurde und sich so weltweit verteilte, gelangten die Radionuklide aus dem Unfall von Tschernobyl nur in geringe Höhen und lagerten sich in hohem Maße lokal ab, abhängig natürlich von den stark wechselnden Wetterbedingungen und den örtlichen Niederschlägen. Nach einer Schätzung von UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation)¹⁾ betrug die in Tschernobyl freigesetzte Aktivität insgesamt 5300 PetaBecquerel (PBq, 10^{15} Zerfälle pro Sekunde, vgl. Infokasten „Einheiten der Strahlendosimetrie“). Den größten Anteil daran hatten die Radionuklide Jod-131 (1760 PBq), Cäsium-137 (85 PBq), Strontium-90 (10 PBq) und Plutonium-241 (6 PBq) [1]. Weiterhin gelangten kurzlebige andere Radionuklide wie z. B. Ruthenium-106, metastabiles Silber-110, Jod-133 und Cäsium-134 in die Umwelt.

Je nach den physikalischen und chemischen Eigenschaften ihrer Elemente haben die verschiedenen Radionuklide einen sehr unterschiedlichen Anteil sowohl an der Gesamtaktivität als auch am zeitlichen Verlauf der Freisetzungen. So nimmt man an, dass die im Reaktor vorhandenen Edelgase zu 100 % in die Umwelt gelangten, flüchtige Elemente wie Tellur, Jod und Cäsium zu 30 bis 50 %, mittel-flüchtige Elemente, darunter Stron-



Für die Bestimmung der internen Strahlenexposition wurden auf lokalen Märkten in der Ukraine Proben von Nahrungsmitteln gesammelt. (Quelle: IAEA)

tium und Ruthenium, zu ca. 5 % und schwerflüchtige, wie Molybdän, Zirkonium und die Aktinoide, nur zu ca. 3 %. In größeren Entfernungen zum Unfallort dominierte der Fallout an Jod- und Cäsium-Isotopen, wenn auch das gesamte Spektrum emittierter Nuklide in ganz Europa nachweisbar war.

In Deutschland lagerten vor allem heftige Regengüsse um den 1. Mai 1986 den radioaktiven Fallout ab. Für die Bevölkerung ergab sich eine äußere und innere

Strahlenexposition insbesondere durch Cäsium- und Jod-Radioisotope, die sich auf befestigten und unbefestigten Oberflächen und in landwirtschaftlichen Produkten ablagerten.

Aufgrund seiner relativ langen Halbwertszeit von rund 30 Jahren und seiner hohen Mobilität in der Umwelt ist Cäsium-137 von besonderer Relevanz für die Strahlenexposition, vor allem im europäischen Raum. Daher basieren die meisten Strahlenexpositionsbestimmungen auf der ^{137}Cs -Deposition. Dabei hat sich eine Einteilung in vier Kontaminationszonen eingebürgert, die

KOMPAKT

- ▶ Den größten Anteil an der in Tschernobyl freigesetzten Radioaktivität haben das kurzlebige Jod-131 (Halbwertszeit 8 Tage) und das langlebige Cäsium-137 (Halbwertszeit 30 Jahre).
- ▶ Die Radionuklide lagerten sich abhängig von Wetterverhältnissen in sehr unterschiedlichem Maße in den betroffenen Gebieten der ehemaligen Sowjetunion, in Skandinavien und Westeuropa ab.
- ▶ Die Untersuchung der langfristigen Wirkung der freigesetzten Radionuklide hängt davon ab, in welchem Maße sie in die Böden und die Nahrungsmittelkette gelangten.

1) www.unscear.org

Prof. Dr. Rolf Michel, Zentrum für Strahlenschutz und Radioökologie, Universität Hannover, Am Kleinen Felde 30, 30167 Hannover, und Dr. Gabriele Voigt, International Atomic Energy Agency, Agency's Laboratories, A-2444 Seibersdorf, Österreich

bereits 1986 von den sowjetischen Behörden eingeführt und von den Nachfolgestaaten in gesetzlichen Regelwerken übernommen wurde.

Gebiete mit den drei höchsten Kontaminationsklassen sind nahezu ausschließlich in Belarus (Weißrussland), der Russischen Föderation und der Ukraine anzutreffen. Die **Zone I** (mehr als 1480 Kilobecquerel pro Quadratmeter bzw. 50 Curie pro Quadratkilometer; vgl. Infokasten „Einheiten der Strahlendosimetrie“) und **Zone II** (555–1480 kBq/m², 15–50 Ci/km²) wurden nacheinander zwangsevakuiert. Die Bewohner der **Zone III** (185–555 kBq/m² bzw. 5–15 Ci/km²) konnten dort bleiben, erhielten aber ein Anrecht auf freiwillige Umsiedlung. **Zone IV** (37–185 kBq/m² bzw. 1–5 Ci/km²) gilt als Zone andauernder radiologischer Kontrolle.

Das System der vier Kontaminationszonen berücksichtigte neben den ¹³⁷Cs-Depositionsdichten auch solche für ⁹⁰Sr sowie Plutonium und beruhte auf Abschätzungen der zu erwartenden Dosis innerhalb von 50 Jahren nach dem Unfall. Danach erwartete man für die Zone I 50-Jahre-Folgedosen von mehr als 350 mSv zusätzlich zur natürlichen Exposition. Die Evakuierung dieser Zone entsprach einem Konzept der Behörden der UdSSR vom 1. Januar 1990, mit dem die Dosis durch langlebige Radionuklide begrenzt werden sollte. Dieser als 35-rem-Konzept bekannte Plan stieß jedoch auf Ablehnung der Bevölkerung und musste später revidiert werden.

Laut Schätzungen wurden durch den ¹³⁷Cs-Fallout in Belarus, der Russischen Föderation und der Ukraine etwa 146300 km² – das entspricht rund 40 % der

Fläche Deutschlands – mit mehr als 37 kBq/m² (1 Ci/km²) kontaminiert; davon 3100 km² mit mehr als 1480 kBq/m². In anderen Ländern Europas sind 45260 km² mit mehr als 37-kBq/m² belastet. Räumliche Darstellungen der ¹³⁷Cs-Deposition lassen sich dem EC-Atlas [2] (Abb. 1) sowie nationalen Depositionskarten entnehmen. Im Internet sind Karten im Annex j von [1] verfügbar. Die Karten sind das Ergebnis aufwändiger nationaler Monitoring-Programme, die mit geostatistischen Methoden auf die gesamten Flächen interpoliert wurden.

Während Daten über die ¹³⁷Cs-Kontamination relativ einfach zu erhalten sind, sind Karten über die Kontamination mit Sr- und Pu-Radioisotopen immer noch schwierig zu erstellen und beruhen oft auf wenigen Daten. Dies ist hauptsächlich auf die aufwändige Probenaufbereitung und Messung zurückzuführen. Physikalische und chemische Differenzierung während Emission und dem Transport in der Atmosphäre beschränkt höhere Kontaminationen mit ⁹⁰Sr und Pu-Isotopen auf die nähere Umgebung des Reaktors [1]. Neuere Daten deuten allerdings darauf hin, dass das relativ „immobile“ Element ⁹⁰Sr in der Umgebung des Reaktors von Tschernobyl durchaus „bioverfügbarer“ wird, d. h. in die Nahrungsmittelkette gelangen kann [3].

In Deutschland war die radioaktive Kontamination – bedingt durch die Atmosphärenströmungen – im südbayerischen Raum am höchsten. Das Institut für Strahlenschutz in Neuherberg war mit anderen Institutionen in Deutschland an den (gammaspектrometrischen, radio(öko)logischen etc.) Messungen beteiligt und er-

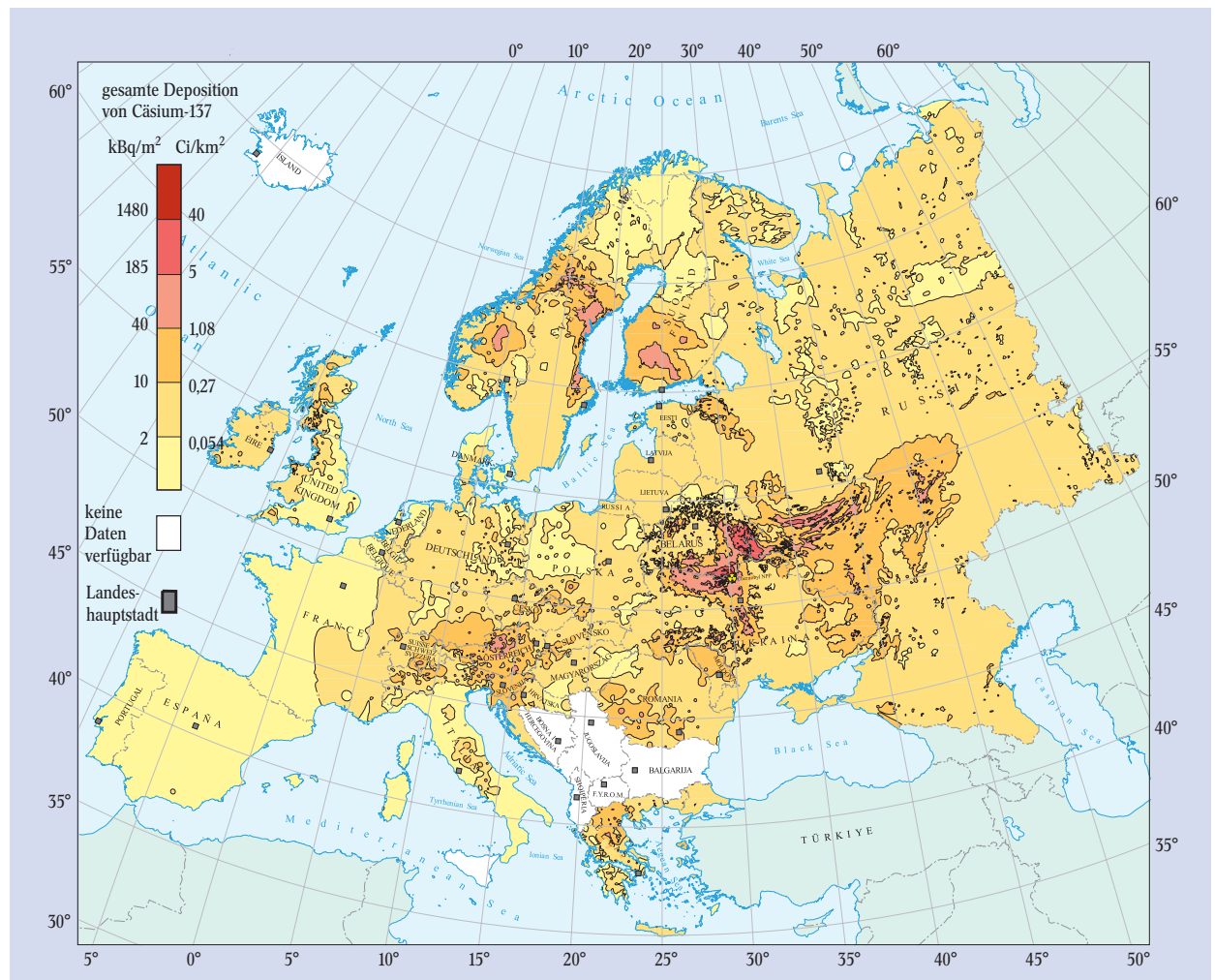


Abb. 1: Deposition des Radionuklids Cäsium-137 in Europa nach der Reaktorkatastrophe in Tschernobyl [2].

mittelte, basierend auf tausenden von Messungen, die folgenden durchschnittlichen Depositionswerte für den Münchener Raum: 200 Bq/m² für Strontium-90, 7 kBq/m² für Ruthenium-106, 80 kBq/m² für Jod-131, 10 kBq/m² für Cäsium-134 und 20 kBq/m² für Cäsium-137.

Für ganz Deutschland lagen die mittleren ¹³⁷Cs-Depositionsdichten bei 32 kBq/m² im Voralpenland, 16 kBq/m² südlich der Donau und 4 kBq/m² nördlich der Donau [4]. Im Bayerischen Wald, südlich der Donau nahe Ingolstadt sowie im Werdenfelser und Berchtesgadener Land wurden durch heftige lokale Niederschläge kleinräumig bis zu 100 kBq/m² ¹³⁷Cs abgelagert. In der norddeutschen Tiefebene betrug der ¹³⁷Cs-Fallout dagegen selten mehr als 4 kBq/m².

Die Sorgen der Bevölkerung richteten sich natürlich besonders auf die radioaktive Belastung von Lebensmitteln. Hier zeigten sich große Unterschiede: Maximale Aktivitätskonzentrationen von ¹³⁷Cs in Milch erreichten Werte von bis zu hundert Becquerel pro Liter, für Fleisch und andere Nahrungsmittel bewegten sich die Werte von wenigen Bq bis zu wenigen hundert Bq pro Kilogramm. Die höchste Kontamination fand durch die direkte Deposition auf Pflanzen während des ersten Monats statt. In Obst und Gemüse erreichte die Aktivität bis zu 1000 Bq pro Kilogramm Frischgewicht. Am deutlichsten und längsten waren Wildfleisch und Pilze kontaminiert, mit teilweise mehreren tausend Bq pro Kilogramm Frischgewicht. Für Jod-131 wurden Werte von bis zu 400 Bq/kg in Milch und sogar bis zu 10 000 Bq/kg in Blattgemüse ermittelt.

Transfer der Radionuklide

Wie sich Radiocäsium und anderen Radionukliden langfristig in der Umwelt auswirken, hängt maßgeblich davon ab, wie und in welchem Maße sie vom Boden in die Pflanzen gelangen. Um diesen Vorgang auch quantitativ beschreiben zu können, hat man einen Transferfaktor definiert, der die Aktivität pro Kilogramm Pflanze oder Nahrungsmittel bezogen auf die Aktivität pro Kilogramm bzw. Quadratmeter Boden beschreibt. Bei Cäsium kann dieser Faktor einen Wert von bis zu 100 annehmen.

Ein zentrale Aufgabe ist es, potenziell sensible Ökosysteme zu identifizieren, in denen die Grenzwerte von Radionukliden in Nahrungsmitteln überschritten werden können bzw. erhöhte interne Strahlendosen durch besondere Verzehrgewohnheiten zu erwarten sind. Das geschieht mit Hilfe so genannter geographischer Informationssysteme, wie z. B. EDSS (Environmental Decision Support System), bei dem räumliche und zeitliche Informationen mit ökologischen Transfermodellen kombiniert und durch Messungen verifiziert werden. Dabei wird z. B. berücksichtigt, wie sich die Radionuklide durch das Grundwasser in den Böden verteilen, oder in welchem Maße die Strahlenbelastung von den Produktionsraten für Nahrungsmittel oder den Essgewohnheiten der Bevölkerung abhängt. Erst

Tab. 1: Strahlenexposition der Liquidatoren in den ersten vier Jahren nach dem Unfall, nach [1].

Jahr	Personenzahl	mittlere effektive Dosis in mSv
1986	187 000	170
1987	107 000	130
1988	45 000	30
1989	42 500	15

mit der Kenntnis der vielfältigen Parameter, verknüpft mit ortsspezifischen Transfermodellen, lassen sich die Gegenden identifizieren und eingrenzen, in denen es zu bestimmten Zeitpunkten zu einem erhöhten Strahlenrisiko kommen kann. Dann lassen sich auch gezielte Gegenmaßnahmen ergreifen, um den Transfer von Boden über Pflanze und Tier zu Mensch zu reduzieren und zu kontrollieren. Diese Systeme erlauben es auch, realistische und effektive Gegenmaßnahmen für ganzheitliche Strategien zu entwickeln, um die kontaminierten Regionen zu restaurieren.

Die Strahlenbelastung der Bevölkerung

Wenn man sich mit der Frage auseinandersetzen möchte, welchen Strahlenbelastungen die betroffenen Menschen durch die Tschernobyl-Katastrophe ausgesetzt waren bzw. immer noch ausgesetzt sind, dann ist es hilfreich, die natürliche Strahlenbelastung zu betrachten. Alle Lebewesen sind nämlich permanent ionisierender Strahlung aus natürlichen Quellen ausgesetzt. Dazu zählt die kosmische Strahlung ebenso wie kosmogene und terrestrische Radionuklide, z. B. Kalium-40, Uran-238, Thorium-232 und ihre Zerfallsprodukte einschließlich Radon-222. Das UNSCEAR hat geschätzt, dass die natürliche Strahlenexposition im weltweiten Mittel 2,4 Millisievert (mSv, vgl. Infokasten „Einheiten der Strahlendosis“) im Jahr beträgt mit einer typischen Bandbreite zwischen 1 bis 10 mSv pro Jahr. Die Lebenszeitdosen liegen generell zwischen 100 mSv und 700 mSv. Zusätzliche Strahlenexpositionen können als niedrig bezeichnet werden, wenn sie im Bereich von einigen mSv pro Jahr liegen. Dies sollte man im Hinterkopf behalten, wenn es weiter unten um die Strahlenbelastung infolge des Tschernobyl-Unfalls geht.

Rettungsmannschaften und Aufräumarbeiter

Die höchsten Strahlendosen erhielten die Rettungsmannschaften, die unmittelbar bei den Löscharbeiten zum Einsatz kamen, und die sog. Liquidatoren, die anschließend als Aufräumarbeiter tätig wurden. Die Rettungsmannschaften erhielten Strahlendosen bis zu 16 Gray. Bei 237 Personen bestand Verdacht auf akute

Einheiten der Strahlendosis

► Die **Aktivität** bezeichnet die Zerfallsrate von Radionukliden und wird in **Becquerel (Bq)**, d. h. der Anzahl der Zerfälle pro Sekunde, gemessen. Vor Einführung der SI-Einheiten war die Einheit **Curie (Ci)** gebräuchlich: 1 Ci entspricht $3,7 \times 10^{10}$ Bq. 1 PetaBecquerel (PBq) sind 10^{15} Bq. Ein Maß für den Fallout ist die flächenbezogene Aktivität der am Boden abgelagerten Radionuklide in Bq/m².

► Die Wechselwirkung ionisierender Strahlung (Alpha-, Beta-, Gamma- und andere Strahlenarten) mit lebender Materie kann Zellen schädigen, wobei diese sterben oder verändert werden können. Die Strahlenexposition wird als Energiedosis, d. h. absorbierte Energie pro Masse, ausgedrückt. Die Einheit der **Energiedosis**, das **Gray (Gy)**, entspricht einem Joule pro Kilogramm. Eine Strahlenexposition des menschlichen Körpers von einigen Gray löst akute Strahlenkrankheit aus, wie es bei

den Rettungsmannschaften vorkam. ► Zusätzlich zur Energiedosis wird im Hinblick auf die Verursachung bösartiger Erkrankungen und genetischer Defekte die effektive Dosis benutzt, um das gesundheitliche Risiko zu quantifizieren. Die effektive Dosis berücksichtigt die Energiedosis, die Strahlenart und die Strahlenempfindlichkeit verschiedener Organe und Gewebe und dies sowohl für externe wie auch interne Bestrahlung. Sie erlaubt auch die Berücksichtigung von Teilkörperbestrahlungen. Die Einheit der **effektiven Dosis** ist das **Sievert (Sv)**. Ein Sievert ist eine sehr hohe Dosis und daher wird für die effektive Dosis meist das Millisievert (mSv) zur Angabe normaler Expositionen benutzt. Die Internationale Strahlenschutzkommission (ICRP) schätzt, dass das Lebenszeitrisiko für Krebs und genetische Defekte linear mit der Dosis mit einer Steigung von 7×10^{-2} pro Sv wächst.

Strahlenkrankheit, der sich bei 134 Personen bestätigte. Im Jahre 1986 verstarben von den Rettungsmannschaften 31 Personen infolge der Explosionen und der Strahlenkrankheit. In den Folgejahren bis 2004 verstarben weitere 19 aus unterschiedlichen Ursachen.

Die Dosiermittlung für die Liquidatoren gestaltete sich schwierig, da die benutzten Dosimeter teilweise nicht kalibriert waren oder bedingt durch den Zusammenbruch der Sowjetunion verschwunden sind. Zudem sind viele der als Liquidatoren abgestellten Personen, oft rekrutierte Soldaten, nicht mehr eindeutig auffindbar. Tabelle 1 gibt einen Überblick über die Anzahl und die mittleren effektiven Dosen der Liquidatoren in den ersten Jahren nach dem Unfall.

Bevölkerung in den hochkontaminierten Gebieten

Zwischen dem 27. April 1986 und September 1986 wurden in der UdSSR 187 Siedlungen mit 116 317 Einwohnern evakuiert. Tabelle 2 zeigt für die evakuierten Personen die mittleren Schilddrüsendosen und die mittleren externen und internen Dosen. Wie bei den Liquidatoren sind die Abschätzungen mit großen Unsicherheiten behaftet. Große Anstrengungen wurden und werden unternommen, um die Strahlenexposition der Evakuierten zu rekonstruieren. Im Jahr 1986 dominierten bei diesen Personen die kurzlebigen Radionuklide die Strahlenexposition. 60 bis 80 Prozent der effektiven Dosis wurden durch die Radioisotope ¹³¹I, ¹³²Te + ¹³²I und ¹⁴⁰Ba + ¹⁴⁰La bewirkt. Der Beitrag von ¹³⁷Cs betrug dagegen lediglich zwischen 3 und 5 Prozent. Typischerweise lassen sich die individuellen Strahlenexpositionen in den einzelnen Ortschaften durch logarithmische Normalverteilungen mit einer geometrischen Standardabweichung von 1,5 beschreiben. Im Mittel kann man davon ausgehen, dass 30 % der Evakuierten effektive Dosen von weniger als 10 mSv erhielten. 86 % erhielten weniger als 50 mSv und nur ca. 4 % der Evakuierten erhielten effektive Dosen von mehr als 100 mSv.

Die nicht evakuierte Bevölkerung von Belarus, der Russischen Föderation und der Ukraine, die in Gebieten

mit ¹³⁷Cs-Fallout von mehr als 37 kBq/m² blieb, war besonders kritisch betroffen, zunächst vor allem durch hohe Strahlendosen von ¹³¹I als auch in den Folgejahren durch langlebige Radionuklide [1, 5]: In den ersten Monaten nach dem Unfall waren die Schilddrüsen am stärksten radioaktiv belastet durch Jod-131, das hauptsächlich über die Weide, Kühe und schließlich deren Milch in den menschlichen Körper gelangte.²⁾ Besonders Kinder und Kleinkinder waren die Leidtragenden. Durch Aufnahme von ¹³¹I erhielten 46 000 Kinder mittlere Schilddrüsendosen von 0,7 Gray (vgl. Infokasten „Einheiten der Strahlendosimetrie“). Die höchsten Dosen traten bei Kleinkindern auf und lagen bei 15 Gray. Insgesamt waren 466 000 Menschen mit mittleren Schilddrüsendosen von 0,3 Gray betroffen.

Langfristig war die Bevölkerung als Folge des Unfalls vor allem äußerlich durch ¹³⁷Cs und andere Radionuklide und intern durch Aufnahme von Radionukliden mit Nahrungsmitteln, Wasser und Luft der Strahlenbelastung ausgesetzt. Die mittlere kumulierte effektive Dosis (ohne Schilddrüsendosis) lag für die allgemeine Bevölkerung der mit mehr als 37 kBq/m² durch ¹³⁷Cs kontaminierten Zonen in den Jahren von 1986 bis 2005 zwischen 10 und 20 mSv. Bei einigen Bewohnern wurden jedoch auch Werte bis zu einigen 100 mSv erreicht.

Die mittleren Unfall-bedingten Dosen der 5,2 Millionen Betroffenen lagen bei 10 mSv im Zeitraum von 1986 bis 2005 zusätzlich zur natürlichen Exposition von 48 mSv. Die große Mehrheit der etwa fünf Millionen Menschen, die in den kontaminierten Zonen in Belarus, der Russischen Föderation und der Ukraine leben, erhalten effektive Dosen von weniger als 1 mSv pro Jahr. Diese Werte liegen somit generell niedriger als die von Menschen, die in Gegenden erhöhter natürlicher Radioaktivität in Indien, Brasilien und China leben. Einige Bewohner dieser letztgenannten Gegenden erhalten Strahlendosen von mehr als 25 mSv pro Jahr durch Radionuklide in Böden, auf denen sie ohne erkennbare Gesundheitsschäden leben.

In den ersten zehn Jahren nach dem Unfall sind die jährlichen Expositionen durch langlebige Radionuklide um Faktoren zwischen zwei und zehn gesunken [6]. Obwohl die Abnahme der Strahlenexposition in den kontaminierten Zonen voraussichtlich sehr langsam fortschreiten wird (etwa 3 bis 5 % pro Jahr), ist der überwiegende Anteil der insgesamt durch den Unfall zu erwartenden Dosis bereits akkumuliert und die zu erwartenden Lebenszeitdosen für die hoch kontaminierten Gebiete lassen sich damit abschätzen. Tabelle 3 zeigt die vergangenen und zukünftigen Dosen für die Bevölkerung der hoch kontaminierten Gebiete in Abhängigkeit der Bodentypen, auf denen sie leben.

Eine Sonderstellung nehmen in Bezug auf die Strahlenexposition Menschen ein, die immer noch in den offiziell evakuierten Gebieten leben. In der so genannten 30-km-Zone, die auch heute noch gesperrt ist, leben – teilweise illegal – Personen, die sich entschlossen haben, ihre Häuser nicht zu verlassen oder wiederzubewohnen. In einem EU-Projekt wurden die Dosen dieser Personen in zwölf Dörfern durch den Verzehr von lokal kontaminierten Nahrungsmitteln bestimmt (Abb. 2). Dabei ist festzustellen, dass immer noch ein beträchtlicher Anteil der Strahlenbelastung (bis ca. 50 %) durch die interne Exposition bestimmt wird. Allerdings ist auch ersichtlich, dass die maximale Strahlenbelastung mit 1,3 mSv/Jahr erreicht wird und damit knapp über dem zulässigen nationalen Grenzwert von 1 mSv/Jahr liegt.

Tab. 2: Mittelwerte der Strahlenexposition der nach dem Unfall von Tschernobyl evakuierten 116 317 Personen im Jahr 1986, nach [1].

Land	Gegend	Zeitraum	Anzahl	H _{Schilddrüse} in mSv	H _{extern} in mSv	H _{intern} in mSv
Belarus	108 Siedlungen	2. Mai – Sept.	24 725	1000	30	6
Russische Föderation	4 Dörfer im Distrikt Krasnaya Gora, Region Bryansk	August	186	< 5000	50	< 50
Ukraine	75 Siedlungen	27. April – Sept.	91 406	470	20	13

Tab. 3: Vergangene (1986–2000) und zukünftige (2001–2056) mittlere totale (externe plus interne) effektive Dosen ohne Schilddrüsendosis in mSv für Erwachsene in Gebieten mit ¹³⁷Cs-Depositionsdichten von mehr als 37 kBq/m² [5].^{*)}

	¹³⁷ Cs-Fallout in kBq/m ²	totale effektive Dosen ohne Schilddrüsendosis in mSv					
		Schwarzerde		Podsol		Torf	
Zeitraum		1986 – 2000	2001 – 2056	1986 – 2000	2001 – 2056	1986 – 2000	2001 – 2056
Landbevölkerung	37–555	3–40	1–14	5–60	1–20	10–150	3–40
	555–3700	–	–	60–300	20–100	–	–
Stadtbevölkerung	37–555	2–30	1–9	4–40	1–13	8–100	2–20

*) Die Gebiete mit ¹³⁷Cs-Fallout von 555–3700 kBq/m² wurden nach dem Unfall evakuiert. Die natürlichen Lebenszeitdosen liegen generell zwischen 100 und 700 mSv [1].

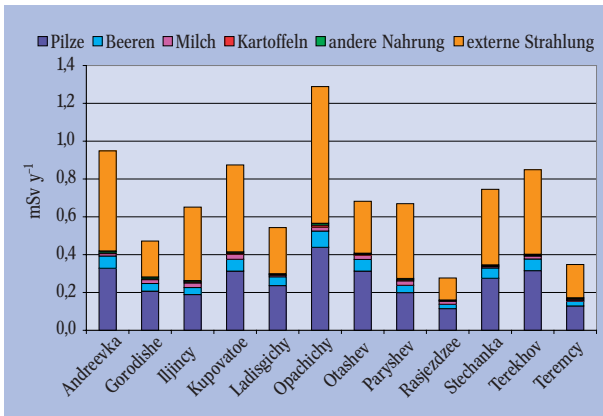


Abb. 2: Jährliche interne Strahlendosen (1999) durch den Verzehr von Pilzen, Beeren, Milch, Kartoffeln und anderen Nahrungsmitteln, und externe Strahlendosen für Bevölkerung in der 30-km-Zone ermittelt im Rahmen eines EC-Projektes [7].



Abb. 3: Eine Frau lässt ihre Lebensmittel auf gamma-emittierende Radionuklide untersuchen (Quelle: IAEA).

Auch in den übrigen evakuierten Gebieten sind Rückwanderer anzutreffen. Seit Mitte der 1990er-Jahre wird die Strahlenexposition einer solchen Gruppe in Zusammenarbeit der State University of Agriculture and Ecology der Ukraine in Zhitomir und der Universität Hannover untersucht [8, 9]. Bei Menschen mit normalem Verhalten wurden jährliche Expositionen von 1,0 bis 1,5 mSv, bei extremem Verhalten bis zu 20 mSv ermittelt.

Angesichts dieser doch relativ niedrigen Strahlenexpositionen in Teilen der evakuierten Zonen, die sich im Bereich der Schwankungsbreite der natürlichen Strahlenexpositionen bewegen, stellt sich für die Zukunft aus Sicht des Strahlenschutzes die Frage, wann und unter welchen Bedingungen zur Normalität in diesen Gebieten zurückgekehrt werden kann.

Deutschland

Das am GSF-Institut für Strahlenschutz bereits Jahre vor dem Tschernobyl-Unfall entwickelte Radioökologiemodell ECOSYS erlaubt es, die internen und externen Strahlenexpositionen nach Freisetzungen von radioaktiven Stoffen in die Umwelt abzuschätzen. Diese Abschätzungen ließen sich durch die Messergebnisse während und nach dem Fallout sowie zusätzliche experimentelle Untersuchungen verfeinern und revidieren [10]. Die dort prognostizierten internen Dosen konnten mit Ganzkörpermessungen verifiziert werden und sind daher als realistisch anzusehen. Dabei wird z. B. für die Bevölkerung von München unter der Voraussetzung von einem hundertprozentigen Verzehr von lokal erzeugten Nahrungsmitteln für den Zeitraum von 50 Jahren eine externe und interne Dosis von insgesamt 0,8–1,5 mSv berechnet. Für einen Extremfall mit einem angenommenen Verzehr von jährlich 20 kg an Wildfleisch mit 200 Bq/kg, 6 kg Wildpilzen mit 1000 Bq/kg und 20 kg Fisch mit 20 Bq/kg über einen Zeitraum von 20 Jahren kann sich die Lebenszeitdosis auf 4 mSv erhöhen. Für ganz Deutschland hat die Strahlenschutzkommission [4] geschätzt, dass die Lebenszeitdosen im Mittel nördlich der Donau bei 0,55 mSv, südlich der Donau bei 1,3 mSv und im Voralpenland bei 2,2 mSv liegen werden.

Die in Tabelle 4 gelisteten Abschätzungen lassen sich mit der natürlichen Strahlenexposition vergleichen, auch hier ist offensichtlich, dass der Tschernobyl-Unfall selbst bei extremen Verzehrverhalten das tatsächliche Strahlenrisiko für die deutsche Bevölkerung relativ gering erhöht.

Gesundheitliche Folgen durch Tschernobyl

Im folgenden Artikel gehen Peter Jacob, Werner Rühm und Herwig Paretzke detailliert auf die gesundheitlichen Folgen des Reaktorunfalles von Tschernobyl ein. Deshalb möchten wir hier zunächst nur auf die eindeutigen vom Chernobyl-Forum der IAEA akzeptierten Fakten hinweisen [5]:

- ▶ Bei 237 Personen bestand der Verdacht auf akutes Strahlensyndrom, der sich bei 134 Personen bestätigte. 31 Personen starben infolge von Explosion und Strahlenkrankheit. Im Zeitraum 1987–2004 starben weitere 19 aus unterschiedlichen Ursachen.
- ▶ Bisher wurden als Folge der hohen Strahlenexpositionen durch kurzlebige Jod-Radioisotope, vor allem ^{131}I , mehr als 4000 Fälle von Schilddrüsenkrebs bei Kindern beobachtet, von denen bisher neun Patienten starben.
- ▶ Das Chernobyl-Forum schätzt, dass von den Liquidatoren, Evakuierten und den in mit mehr als 37 kBq/m^2 ^{137}Cs kontaminierten Gebieten lebenden Menschen möglicherweise 9340 durch strahlenbedingten Krebs sterben werden. Unter den betroffenen 7,4 Millionen Menschen ist spontan mit 936 000 Krebstoten zu rechnen.
- ▶ Bisher wurde allerdings keine signifikante Erhöhung des Auftretens von soliden Tumoren, Leukämien, Erbschäden oder Geburtsfehlern beobachtet.
- ▶ Es wurden Erhöhungen von Erkrankungen und Gesundheitsstörungen beobachtet, für die eine ursächliche Verbindung mit Strahlenwirkungen nicht nachgewiesen werden kann, die aber mit dem post-traumatischen Stress und den schweren sozialen Konsequenzen des Unfalls in Zusammenhang stehen können.

Tab. 4: Abschätzungen der Strahlenexposition eines Erwachsenen im Münchner Raum durch den Tschernobyl-Unfall und durch natürliche Strahlenquellen [11].

Expositionspfad	Dosis durch Tschernobyl-Unfall				mittlere Dosis durch natürliche Strahlenquellen	
	durchschnittliche Verzehr- und Aufenthaltsgewohnheiten			extreme Verzehrge- wohnheiten	1 Jahr	50 Jahre
	1 Jahr	10 Jahre	50 Jahre	50 Jahre	1 Jahr	50 Jahre
extern: aus Wolke vom Boden	0,001 0,1–0,2	0,001 0,3–0,6	0,6–1,0	0,6–1,0	0,7	35
intern: Inhalation	0,03	0,03	0,03		1,4	70
Ingestion: Modellrechnungen Ganzkörpermes.	0,3 0,1–0,15	0,35 0,15–0,2	0,4 (0,2)	3,3		
Summe	0,2–0,4	0,4–0,7	0,8–1,5	4	2,1	105

Die langfristigen Folgen

Auch 20 Jahre nach dem Unfall sind dessen Auswirkungen immer noch zu spüren: Pilze und Wildfleisch sind in höher kontaminierten Gebieten teilweise noch immer über den gesetzlichen Grenzwerten radioaktiv belastet. In den skandinavischen Ländern werden bis heute noch Rentierfleisch und Elchfleisch sowie Pilze streng überwacht und vom Verzehr und Verkauf ausgeschlossen, falls die festgesetzten europäischen Grenzwerte überschritten werden. Vor allem die Länder der ehemaligen Sowjetunion leiden heute noch unter den Auswirkungen des Unfalles, insbesondere die ländliche Bevölkerung, die durch den Zusammenbruch des sowjetischen Systems mehr denn je von lokal erzeugten Nahrungsmitteln abhängig ist. Durch die Überschreitung von national festgelegten und im Vergleich zu der EU deutlich niedrigeren Interventionsgrenzwerten wird deshalb schätzungsweise bis zum Jahre 2050 der Einsatz von Gegenmaßnahmen in bestimmten Gebieten von Russland, Ukraine und Belarus erforderlich sein. Auch die gesundheitlichen Auswirkungen werden in Zukunft weiterhin Medien und Wissenschaftler beschäftigen. Trotz dieser Problematik ist im Vergleich zu der natürlichen Strahlenexposition das Strahlenrisiko von Tschernobyl eher als ein sozial-ethisches und politisches als ein im Hinblick auf die aktuellen Strahlenexpositionen relevantes Problem zu erachten.

Literatur:

- [1] UNSCEAR (Hrsg.), Sources and Effects of Ionizing Radiation, 2000 Report to the General Assembly, United Nations, New York (2000), Download: www.unscear.org/reports/2000_1.html
- [2] M. De Cort et al., Atlas of caesium deposition on Europe after the Chernobyl accident, Rept. EUR 16733, European Commission, Luxembourg (1998)
- [3] Konoplev, persönliche Mitteilung
- [4] A. Bayer, A. Kaul und Chr. Reinert (Hrsg.), Zehn Jahre nach Tschernobyl – eine Bilanz, Gustav Fischer, Stuttgart (1996)
- [5] Chernobyl Forum (Hrsg.), Chernobyl's Legacy: Health, Environmental and Socio-economic Impacts and Recommendations to the Governments of Belarus, the Russian Federation and Ukraine, IAEA (Hrsg.), Wien (2005); Chernobyl Forum (Hrsg.), Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and Their Remediation: Twenty Years of Experience, IAEA, Wien (2005)

- [6] IAEA (Hrsg.), Present and future environmental impact of the Chernobyl accident, IAEA-TECDOC-1240, IAEA, Vienna (2001)
- [7] G. Voigt und N. Semiochkina (Hrsg.) Restoration strategies for contaminated ecosystems, GSF-Bericht 7/2000
- [8] J. Handl et al., Health Physics **84**, 502 (2003)
- [9] R. Michel, Realistische Ermittlung der Strahlenexposition, Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission **55**, 205 (2005)
- [10] H. Müller und G. Pröhl, Health Physics **64**, 232 (1993)
- [11] G. Voigt und H. Müller, Die Strahlenexposition der Bevölkerung durch den Reaktorunfall von Tschernobyl. Wissenschaftspressekonferenz am 24. April 2001, Bonn

Die Autoren



Rolf Michel studierte Physik an der Universität Köln, wo er im Bereich der Kernchemie promovierte (1975) und auch habilitierte (1980). Seit 1984 ist Michel Professor an der Universität Hannover, zunächst für Strahlenschutz (1984) und seit 1996 für Strahlenschutz und Radioökologie. Er ist außerdem geschäftsführender Leiter des dortigen Zentrums für Strahlenschutz und Radioökologie (ZSR). An der Radioökologie faszinieren Rolf

Michel nicht zuletzt die Möglichkeiten, zu einem allgemeinen Verständnis von Umweltprozessen zu gelangen und Fragestellungen aus den unterschiedlichsten Wissenschaftsbereichen zu bearbeiten. **Gabriele**

Voigt studierte Biologie an der Universität München. Nach dem Diplom im Jahre 1977 wechselte sie an die Universität Bayreuth, wo sie 1980 im Bereich der Genetik promovierte. Seit 1984 arbeitet sie am GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit in Neuherberg und beteiligte sich dort an zahlreichen nationalen und internationalen Forschungsprojekten. Seit 2002 ist sie Direktorin der IAEA Laboratorien in Seibersdorf und Wien.

2005 habilitierte Gabriele Voigt an der TU München und ist seitdem auch Gastprofessorin für Radioökologie am Atominstitut der TU Wien.

