

Zeitschrift: Mitteilungen aus dem Gebiete der Lebensmitteluntersuchung und Hygiene = Travaux de chimie alimentaire et d'hygiène
Herausgeber: Bundesamt für Gesundheit
Band: 80 (1989)
Heft: 3

Artikel: Strahlenexposition durch Radionuklide in Lebensmitteln = Radionuclides in food
Autor: Zimmerli, B. / Bosshard, Elisabeth
DOI: <https://doi.org/10.5169/seals-983611>

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. [Siehe Rechtliche Hinweise.](#)

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. [Voir Informations légales.](#)

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. [See Legal notice.](#)

Download PDF: 05.05.2025

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>

Strahlenexposition durch Radionuklide in Lebensmitteln*

Radionuclides in Food

B. Zimmerli und Elisabeth Bosshard

Bundesamt für Gesundheitswesen, Abteilung Lebensmittelkontrolle, Bern

Einleitung

Durch die Reaktorkatastrophe in Tschernobyl (1986) ist die Bedeutung der Strahlenexposition durch Nahrungsmittel wiederum stark ins Zentrum öffentlicher Diskussion gerückt. Die Strahlenexposition durch Radionuklide in Lebensmitteln darf jedoch nicht isoliert, sondern nur im Zusammenhang mit der gesamten Exposition betrachtet werden. Die Bedeutung der Strahlenexposition im allgemeinen und diejenige durch Lebensmittel im speziellen soll deshalb im Dritten Schweizerischen Ernährungsbericht ausführlicher dargestellt werden als im Zweiten Schweizerischen Ernährungsbericht (1).

Wird im folgenden von *Dosis* oder Strahlendosis gesprochen (Einheit: Sievert [Sv]), so handelt es sich stets um die sogenannte *effektive Äquivalentdosis* (2). Das Konzept der effektiven Äquivalentdosis entsprang dem Wunsch, das gesamte kanzerogene und mutagene Risiko einer Strahlenexposition zu ermitteln (*Totalrisiko*), unabhängig davon, ob es sich um eine Ganzkörper- oder eine Organbestrahlung handelt. Dazu wurden die Strahlenempfindlichkeiten der verschiedenen Organe und Gewebe gewichtet. Diese Gewichtungen wurden anhand epidemiologischer Untersuchungen an Personen, die relativ hohen Dosen (> 1 Sv) ausgesetzt waren, vorgenommen, wobei auch die Überlebenschancen beim Auftreten von Tumoren miteinbezogen wurden. Im Hinblick auf beruflich Exponierte ergaben entsprechende Berechnungen der International Commission on Radiological Protection (ICRP), dass im Mittel der Geschlechter eine Dosis von insgesamt 1 Sv innerhalb der Lebensdauer zu zwei zusätzlichen tödlichen Krebsfällen pro 100 exponierten Personen führt (*Risikofaktor* = $2 \times 10^{-2}/\text{Sv}$) (3). Dieser Risikofaktor wird in der Regel in den nachstehenden Berechnungen angewendet. Neue

* Eine Übersicht im Hinblick auf die Herausgabe des Dritten Schweizerischen Ernährungsberichtes.

Auswertungen der Erfahrungen von Hiroshima und Nagasaki weisen allerdings darauf hin, dass dieser Risikofaktor 2- bis 5mal höher liegen könnte (4).

Es ist nicht bekannt, ob auch sehr kleine Strahlendosen, von z. B. weniger als 1 mSv/Jahr, eine schädliche Wirkung auf den Menschen zeigen. Vorsichtigerweise wird daher angenommen, dass auch bei sehr geringen Strahlenexpositionen zwischen Risiko und Dosis ein linearer Zusammenhang besteht. Entsprechende Extrapolationen führen somit nicht zu reellen, sondern zu *hypothetischen Krebsfallrisiken*.

Die effektive Äquivalentdosis kann nicht wie die *Aktivität* (Einheit: Becquerel [Bq] = 1 Zerfall/s) gemessen, sondern muss anhand von Modellen berechnet werden. Bei mit der Nahrung inkorporierten Radionukliden kommt neben den physikalischen Eigenschaften der Strahlung, insbesondere der Absorption aus dem Magen-Darm-Trakt, der Verteilung im Organismus sowie der biologischen Halbwertszeit grosse Bedeutung zu. Diese pharmakokinetischen Parameter werden ihrerseits durch das Alter sowie die Zusammensetzung der Nahrung beeinflusst. Für chemische Elemente, zu denen auch die Radionuklide gehören, sind die Kenntnisse dieser Stoffwechselfparameter im allgemeinen relativ bescheiden. Aus Gründen der Vorsicht werden daher zur Dosisberechnung in der Regel eher pessimistische Annahmen getroffen.

Zur Berechnung der durch Ingestion einer bestimmten Aktivität eines Radionuklids bewirkten Dosis werden im folgenden die vom Institut für Strahlenhygiene des Bundesgesundheitsamtes angegebenen altersabhängigen *Dosisfaktoren* (Sv/Bq) verwendet (5, 6). Wird mit *DF* der Dosisfaktor, mit *A* die Aktivität des in einem kg Lebensmittel enthaltenen Radionuklids und mit *V* die jährlich verzehrte Menge des betreffenden Lebensmittels bezeichnet, so gilt für die jährlich akkumulierte Dosis (*D*) folgende Beziehung:

$$D \text{ (Sv/Jahr)} = DF \text{ (Sv/Bq)} \cdot A \text{ (Bq/kg)} \cdot V \text{ (kg/Jahr)}$$

Für ^{137}Cs (in Klammern Werte für das natürlich vorkommende ^{40}K) werden z. B. folgende Dosisfaktoren für die Berechnung der effektiven Äquivalentdosis angegeben (5, 6): Kind 1 Jahr $9,3 \cdot 10^{-9}$ Sv/Bq ($3,9 \cdot 10^{-8}$ Sv/Bq) und Erwachsene $1,4 \cdot 10^{-8}$ Sv/Bq ($5 \cdot 10^{-9}$ Sv/Bq). Die verschiedenen Werte widerspiegeln die altersbedingten Unterschiede der Organ- und Gewebemassen sowie der biologischen Halbwertszeiten. Bei einem Kleinkind ist die durch die Zufuhr von 1 Bq ^{40}K bewirkte Strahlendosis gleichwertig derjenigen einer Zufuhr von rund 4 Bq ^{137}Cs (vgl. 1 l Milch enthält ca. 50 Bq ^{40}K). Bei Erwachsenen entspricht hingegen 1 Bq ^{137}Cs rund 3 Bq ^{40}K .

Allgemeine Strahlenexposition

Irdisches Leben ist seit seiner Entstehung einer Strahlenexposition unterworfen. Diese hat im Laufe der Jahrtausende abgenommen. Da in Gebäuden eine

Anreicherung natürlicher Radioaktivität auftritt, führen die heutigen Lebensgewohnheiten zu einer zusätzlichen *zivilisationsbedingten* Strahlenexposition. Die Entdeckung der Röntgenstrahlen und der Kernspaltung haben durch ihre Anwendungen in Medizin und Technik zu einer zusätzlichen *künstlichen* Strahlenexposition geführt.

Die derzeitige Strahlenexposition der Bevölkerung setzt sich folgendermassen zusammen (7–10):

- Die normale natürliche Exposition von terrestrischer und kosmischer Strahlung sowie Nahrungsmitteln und die zivilisationsbedingte natürliche Exposition. Die letztere resultiert überwiegend aus der natürlichen Radioaktivität in Gebäuden (Radon und seine Zerfallsprodukte).
- Die Exposition durch die Anwendung von Röntgen- und Gammastrahlen sowie von radioaktiven Stoffen in der Medizin.
- Die Exposition durch Emissionen natürlich vorkommender Radionuklide bei der Verbrennung von Kohle durch künstlich erzeugte aus kerntechnischen Anlagen.
- Die Exposition durch Nuklide der Kernwaffenversuche in der Atmosphäre (Fallout).
- Die Exposition durch radioaktive Stoffe in Gebrauchsgütern (Kleinquellen).
- Die Exposition durch Verwendung von Phosphatdünger, in denen Radionuklide der Uranzerfallsreihe enthalten sind.
- Die berufliche Exposition.

Eine graphische Darstellung der mittleren jährlichen Strahlenexposition in der Schweiz ist bei *Burkart* (10) wiedergegeben.

Die geschätzte mittlere Strahlenexposition in mSv pro Kopf der Schweizer Bevölkerung ist in Tabelle 1 zusammengestellt (8). Es ergibt sich ein Mittelwert von rund 5 mSv/Jahr, wobei die individuelle Schwankungsbreite der Einzeldosen mit 0,8–150 mSv/Jahr sehr gross ist, insbesondere wegen des Beitrages des Edelgases Radon, eines radioaktiven Zerfallsproduktes des natürlicherweise in Baumaterialien und insbesondere im Boden enthaltenen Radiums. Die regionalen Unterschiede hängen mit den unterschiedlichen Radiumgehalten des Bodens und insbesondere dessen Gasdurchlässigkeit zusammen (8). Die durch Ingestion natürlicher Radionuklide bewirkte Dosis entspricht mit schätzungsweise 0,38 mSv/Jahr etwa 10% der natürlichen Strahlendosis (inkl. Radon).

Während des ganzen Lebens (Annahme 70 Jahre) akkumuliert eine Person im Mittel eine Dosis von rund 350 mSv, wobei etwa 80 mSv auf die medizinische Strahlennutzung entfallen. Wird allein die natürliche Strahlenbelastung von 270 mSv (inkl. Radon) berücksichtigt, berechnet sich für die ganze Lebensdauer auf der Basis eines Risikofaktors von $2 \cdot 10^{-2}/\text{Sv}$ (bzw. $10^{-1}/\text{Sv}$) ein hypothetisches Krebstodesfallrisiko von rund $5 \cdot 10^{-3}$ (bzw. $2,5 \cdot 10^{-2}$), entsprechend etwa 3% (bzw. 15%) der Inzidenz «spontaner» Krebstodesfälle in der Schweiz.

Tabelle 1. Geschätzte mittlere Strahlenexposition (effektive Äquivalentdosis) der Schweizer Bevölkerung im Jahre 1985 (8)

Natürliche Strahlenexposition (mSv/Jahr)		Künstliche Strahlenexposition (mSv/Jahr)	
Terrestrische Strahlung ¹	0,55	Medizin ²	ca. 1,1
Kosmische Strahlung ³	0,40	Fallout	(ca. 0,02)
Interne Strahlung ⁴	ca. 0,38	Berufliche Exposition	(ca. 0,004)
Radon ⁵	ca. 2,20	Kerntechnische Anlagen	(< 0,02)
(Inhalation durch Aufenthalt in Gebäuden, zu ca. 95% zivilisatorisch bedingt)		Kleinquellen, Zivilluftfahrt ⁶	< 0,15 (ca. 0,1)
Total	ca. 3,53	Total	ca. 1,2

¹ 0,3 mSv/Jahr (z. B. auf Kalkböden) bis 3 mSv/Jahr (⁴⁰K und Nuklide der Uran- und Thoriumzerfallsreihen).

² Röntgendiagnostik ca. 1 mSv/Jahr, Rest Nuklearmedizin.

³ 0,37 mSv/Jahr (400 m ü. M.) bis 0,78 mSv/Jahr (2000 m ü. M.).

⁴ Vorwiegend durch Kalium-40 (0,012% des Gesamtkaliums, entsprechend 31 Bq ⁴⁰K/g) und Nuklide der Uran- und Thoriumzerfallsreihen.

⁵ *Provisorische Daten:* Die häufigsten Werte liegen im Bereich von 0,7–5 mSv/Jahr (Mittelwerte [geom.]: Alpen, Jura > Südalpen, Voralpen > Mittelland), 90% der bisherigen Radonmesswerte führen zu Dosen unter 10 mSv/Jahr (8).

⁶ In 11 000 m Höhe ca. 0,005 mSv/Flugstunde, in 19 000 m Höhe ca. 0,01 mSv/Flugstunde (39).

Natürliche Radionuklide in Lebensmitteln

Übersicht

Mehr als 60 Radionuklide kommen in der Umwelt und ein Teil davon auch in Lebensmitteln natürlicherweise vor. Einige sind *terrestrischen Ursprungs* wie ⁴⁰K, ⁸⁷Rb sowie ²³²Th, ²³⁵U, ²³⁸U und deren Folgenuklide, andere, wie ³H und ¹⁴C, sind teilweise *kosmischen Ursprungs* (11). Letztere sind durch die Atombombentests und etwas weniger stark infolge Abgaben aus den Kernkraftwerken angestiegen. Mit Ausnahme von Kalium, Kohlenstoff und Wasserstoff sind von den übrigen chemischen Elementen bzw. Radionukliden keine lebenswichtigen biologischen Funktionen bekannt. Im Vergleich zu künstlichen Radionukliden sind die Kenntnisse über das Vorkommen natürlicher Radionuklide in Lebensmitteln weniger umfassend. Im allgemeinen ist die Zufuhr dieser Radionuklide mit der festen

Nahrung grösser als via Trinkwasser. Wasser aus grossen Tiefen zeigt in der Regel eine höhere natürliche Radioaktivität als z. B. Quell- oder Grundwasser. Mit Ausnahme von ^{40}K , das den wichtigsten Beitrag zur internen Strahlenexposition liefert, sind für schweizerische Lebensmittel praktisch keine Daten über andere Radionuklide (wie ^{210}Pb , ^{210}Po , ^{230}Th , ^{232}Th , ^{238}U , ^{234}U und ^{226}Ra) verfügbar. Studien zu deren Vorkommen in Trinkwasser und Mineralwässern des Handels wurden 1988 vom Bundesamt für Gesundheitswesen (Abteilung Lebensmittelkontrolle) in Auftrag gegeben.

Tabelle 2. Übersicht über die geschätzte tägliche Zufuhr verschiedener Radionuklide via Nahrung in der Bundesrepublik Deutschland, Frauen (12)

Radionuklide	Bereich (Bq/Frau/Tag)	Mittelwert (Bq/Frau/Tag)	effektive Äquivalentdosis ¹⁾ (mSv/Frau/Jahr)
^3H	7,91 – 28,71	16,78	0,000098
^{14}C	28,80 – 79,70	55,70	0,0116
^{40}K	42,13 – 119,68	84,87	0,155 ²⁾
^{87}Rb	1,25 – 2,85	2,05	0,00097
^{234}U	0,014 – 0,45	0,052 ³⁾	0,0015 ⁴⁾
^{238}U	0,011 – 0,155	0,030 ³⁾	0,0008 ⁴⁾
^{228}Th	} Mischprobe	0,046	0,0018
^{230}Th		0,0094	0,0005
^{232}Th		0,0059	0,0016
α -Aktivität total	0,19 – 2,30	0,67	?
Total			> 0,178

1) Berechnet anhand der Dosisfaktoren gemäss Lit. 5 und der mittleren täglichen Zufuhr gemäss Lit. 12.

2) Vergleiche Abschnitt über Kalium.

3) Entspricht etwa 2,5 μg Uran/Frau/Tag.

4) 5% Absorption.

Eine Übersicht über die tägliche Zufuhr einiger natürlicher Radionuklide und deren Beiträge zur jährlichen effektiven Äquivalentdosis gibt Tabelle 2. Diese neueren Daten stammen aus der Untersuchung von Duplikaten der täglichen Gesamtnahrung von 26 Frauen (25–50 Jahre) an je vier Tagen, die in der Bundesrepublik Deutschland durchgeführt wurde (12). Die Beiträge zur jährlichen effektiven Äquivalentdosis betragen rund 0,16 mSv/Person für ^{40}K Kalium, 0,01 mSv/Person für ^{14}C , 0,004 mSv/Person für Thorium und 0,002 mSv/Person für Uran. Durch die letzten beiden Elemente wird nur etwa 20% der insgesamt gemessenen

α -Aktivität erklärt. Wird angenommen, dass die restlichen 80% als ^{226}Ra bzw. als ^{210}Po vorliegen, würde dies jährlichen Dosisbeträgen von 0,07 mSv bzw. rund 0,1 mSv entsprechen.

Die durch Ingestion natürlicher Radionuklide bewirkte mittlere effektive Äquivalentdosis wurde für die Schweizer Bevölkerung, wahrscheinlich basierend auf ausländischen Untersuchungen, auf rund 0,4 mSv/Person/Jahr geschätzt (8). Dies entspricht etwa 10% der durchschnittlichen rein natürlichen Strahlenexposition (Tabelle 1). Es wird angenommen, dass durch ein Absinken des pH-Wertes des Bodens, z. B. infolge des «Sauren Regens», die Pflanzenverfügbarkeit verschiedener Radionuklide und somit auch die interne Strahlenexposition ansteigen kann. Für Radium und Cäsium wurde geschätzt, dass eine Abnahme um eine pH-Einheit zu einer Verdoppelung der Dosis führen dürfte (40).

Kalium

Das für den Menschen lebenswichtige Kalium enthält pro Gramm natürlicherweise 31 Bq ^{40}K ($T_{1/2} = 1,3 \cdot 10^9$ Jahre, β - und γ -Strahler). Die empfohlene tägliche Zufuhrmenge an Kalium wird von der Deutschen Gesellschaft für Ernährung mit 3–4 g/Erwachsener angegeben (13). Es gibt Hinweise, dass seit Anwendung der Mineraldünger um die Mitte des letzten Jahrhunderts der Kaliumgehalt gewisser Pflanzen leicht angestiegen sein könnte (14).

Die Gehalte von Lebensmitteln an Kalium und somit an ^{40}K sind stark unterschiedlich, wie folgende Beispiele zeigen: Zucker, raffinierte Öle 0 Bq/kg, Kuhmilch 37–56 Bq/l, Muttermilch ca. 15 Bq/l, Früchte und Gemüse 10–150 Bq/kg, Wildpilze 100–200 Bq/kg, Kaffeebohnen ca. 600 Bq/kg (15, 16). Abhängig von den Verzehrsgewohnheiten ändert sich die ^{40}K -Zufuhr.

Eigene Untersuchungen an Tagesrationen (Morgen-, Mittag- und Abendessen) aus Verpflegungsbetrieben (Personalrestaurant, Spital, vegetarisches Restaurant und Rekrutenschule) ergaben Kaliumzufuhrmengen im Bereich von rund 1,8–4,2 g/Person/Tag, entsprechend 56–130 Bq/Person/Tag (17). Im Mittel aller Betriebe berechnet sich, in guter Übereinstimmung mit der deutschen Studie an Frauen (Tabelle 2), ein Wert von rund 90 Bq/Person/Tag.

Da die Kaliumkonzentration im Körper homöostatisch reguliert wird, ist die Strahlenexposition weitgehend unabhängig von der zugeführten Menge. Kalium ist nahezu gleichmässig über alle Organe und Gewebe des Körpers verteilt. Seine Konzentration beträgt etwa 2g/kg Körpergewicht. Ein 60 kg schwerer Mensch enthält im Gleichgewicht 120 g Kalium, entsprechend 3720 Bq ^{40}K . Innerhalb ei-

* Berechnung der mittleren Jahresdosis durch ^{40}K :

– Spezifische effektive Energie von ^{40}K (SEE) = $8,4 \cdot 10^{-6} \frac{\text{MeV}}{\text{g}}$ pro Zerfall (41)

– Für γ - und β -Strahlung gilt: $1 \frac{\text{MeV}}{\text{g}} = 1,6 \cdot 10^{-10} \frac{\text{Sv}}{\text{g}}$

→ Für ^{40}K gilt: $8,4 \cdot 10^{-6} \cdot 1,6 \cdot 10^{-10} = 1,34 \cdot 10^{-15} \text{ Sv pro Zerfall}$.

Bei einer Gleichgewichtsaktivität von 3720 Bq ergibt sich:

$1,34 \cdot 10^{-15} \text{ Sv/Zerfall} \cdot 3720 \text{ Zerfälle/s} \cdot 3,15 \cdot 10^7 \text{ s/a} = 0,16 \text{ mSv/a}$

nes Jahres führt dies zu einer mittleren internen Dosis von rund 0,16 mSv*. Bezogen auf eine Lebensdauer von 70 Jahre ergeben sich rund 10 mSv, welche einem theoretischen Krebsmortalitätsrisiko von rund $2 \cdot 10^{-4}$ bzw. $1 \cdot 10^{-3}$ entsprechen, wenn als Risikofaktor $2 \cdot 10^{-2}/\text{Sv}$ oder $1 \cdot 10^{-1}$ eingesetzt wird.

Uran

Mit einer mittleren Konzentration von rund $3 \mu\text{g/g}$ ist Uran (^{238}U , ^{234}U , ^{235}U , α -Strahler) in der Erdkruste etwa 20mal häufiger enthalten als beispielsweise Cadmium. Granit und Gneis sind uranreicher als Kalkstein. Wie alle chemischen Elemente der Erdkruste ist Uran auch in der Nahrung enthalten.

Die täglich aufgenommene Menge Uran wird durch die Geologie beeinflusst und dürfte in Analogie zu den Ergebnissen ausländischer Untersuchungen im schweizerischen Mittel 1–2 $\mu\text{g}/\text{Person}$ betragen, entsprechend einer Zufuhrmenge von 10–20 Bq pro Jahr, falls das $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ -Verhältnis rund 1 beträgt (20). – Die Aktivität von 1 g natürlichem Uran entspricht $2,5 \cdot 10^4$ Bq, bzw. 1 Bq ^{238}U entspricht 80,6 μg ^{238}U . – Aus der Zufuhrmenge berechnet sich eine effektive Äquivalentdosis von etwa 0,001 mSv/Jahr [Dosisfaktor = $7,3 \cdot 10^{-8}$ Sv/Bq, 5% Absorption (5)]. Aus einer deutschen Duplikatstudie resultiert mit rund 0,0023 mSv/Jahr (Tabelle 2) ein etwas höherer Wert. Dazu ist zu erwähnen, dass sich unter den total 26 Probandinnen eine befand, die ein sehr uranreiches Mineralwasser* konsumierte (12).

In Mengen zugeführt von mehr als 1 mg/kg Körpergewicht, erwies sich Uran im Tierversuch als nierentoxisch (20). In einigen wenigen Alpengebieten der Schweiz mit bekannten Uranmineralisationen kann die mittlere Uranzufuhr via Nahrung, infolge uranhaltigen Trinkwassers (10–20 $\mu\text{g}/\text{l}$), schätzungsweise auf das Zehn- bis Zwanzigfache ansteigen (20, 38). Nierentoxische Effekte können zwar ausgeschlossen werden, doch steigt die Strahlenexposition an. Diese beziffert sich bei einem Trink- oder Mineralwasserkonsum von 1 l/Tag für Erwachsene auf 0,01–0,02 mSv/Jahr, falls das $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ -Verhältnis nicht wesentlich von 1 abweicht. Diese Dosis entspricht maximal 6‰ der mittleren natürlichen Strahlenexposition von 3,5 mSv/Jahr.

Radium

^{226}Ra ($T_{1/2} = 1602$ Jahre, α -Strahler) ist ein Tochternuklid der ^{238}U -Zerfallsreihe und ^{228}Ra ($T_{1/2} = 6,7$ Jahre, β -Strahler) eines der ^{232}Th -Zerfallsreihe. Über das Vorkommen von ^{228}Ra in Lebensmitteln sind infolge messtechnischer

* 2,85 Bq $^{234}\text{U}/\text{l}$ und 0,75 Bq $^{238}\text{U}/\text{l}$, entspricht ca. 60 μg Uran/l. In natürlichem Uran beträgt das Aktivitätsverhältnis ^{234}U zu ^{238}U rund 1. In Mineral- und Trinkwasser kann jedoch ^{234}U gegenüber ^{238}U angereichert sein (18, 19).

Schwierigkeiten weltweit nur sehr spärliche Daten verfügbar. Im allgemeinen kann davon ausgegangen werden, dass die Aktivitäten in der Umwelt geringer oder gleich denen von ^{226}Ra sind (21). Unter «normalen» Umweltbedingungen wurde die mittlere tägliche Zufuhr von ^{226}Ra in der Bundesrepublik Deutschland auf etwa 0,1 Bq/Erwachsener geschätzt, wobei etwa 90% dieser Aktivität der festen Nahrung und etwa 10% dem Trinkwasser zugeschrieben werden (22). Dies entspricht einer Jahreszufuhr von rund 35 Bq/Erwachsener, entsprechend einer mittleren effektiven Äquivalentdosis von rund 0,013 mSv/Jahr [Dosisfaktor = $3,6 \cdot 10^{-7}$ Sv/Bq, 20% Absorption (5)].

Da sich die lokalen ^{226}Ra -Bodenaktivitäten weitgehend in denen der Lebensmittel widerspiegeln, und zwar viel ausgeprägter als bei Uran, sind je nach den geologischen Gegebenheiten und Verzehrsgewohnheiten erhebliche Abweichungen von diesem Mittelwert zu erwarten. Beispielsweise wurde in Molkereimilch aus Freiburg (BRD) eine ^{226}Ra -Aktivität von rund 0,034 Bq/l, in jener aus dem Südschwarzwald (radiumreicher Granit) 0,13–0,2 Bq/l gemessen und in Einzelproben solche bis 1,2 Bq/l (22).

Seit langem als besonders radiumreich bekannt sind Paranusskerne mit 5,2–66 Bq ^{226}Ra /kg bzw. 9,7–61,2 Bq ^{228}Ra /kg (23), wobei solche aus Peru infolge anderer geologischer Gegebenheiten ca. 10mal geringere Aktivitäten aufzuweisen scheinen als solche aus Brasilien (24). Die Absorption des Radiums aus dem Magen-Darm-Trakt beim Verzehr von Paranüssen scheint allerdings nur sehr gering zu sein (25), vermutlich etwa 0,4%, d. h. etwa 50mal geringer als zur Ableitung des obenerwähnten Dosisfaktors angenommen. Unter diesen Annahmen würde der tägliche Konsum von 10 g Paranüssen mit je 30 Bq/kg ^{226}Ra und ^{228}Ra zu einer Jahresdosis von nur rund 0,002 mSv führen.

Mineralwässer, die in erheblichen Mengen konsumiert werden, können bis zu 1,8 Bq ^{226}Ra /l enthalten. Die Medianwerte handelsüblicher Mineralwässer aus einigen europäischen Ländern (BRD, F, I, A) liegen im Bereich von 0,007 bis 0,044 Bq ^{226}Ra /l. Bei üblichen Trinkgewohnheiten von Mineralwasser (0,3 l/Tag) könnten in Extremfällen Dosen von bis zu 0,07 mSv/Jahr akkumuliert werden. Überraschend hohe ^{226}Ra -Aktivitäten wurden mit 0,008–0,14 Bq/l (Median 0,032 Bq/l) auch in Weinen gemessen (21).

Auswirkungen des Reaktorunglücks in Tschernobyl

Allgemeines

Die von den früheren Atombombenversuchen in der Atmosphäre stammenden künstlichen Radionuklide sowie solche, die z. T. aus der Kernenergieproduktion stammen, führten 1984/85 insgesamt (intern und extern) zu einer geschätzten mittleren effektiven Äquivalentdosis für die Gesamtbevölkerung der Schweiz von weniger als 0,04 mSv (7, 8). Durch die infolge fahrlässiger Manipu-

lationen am Reaktor verursachte Katastrophe im ca. 1500 km Luftlinie von der Schweiz entfernten *Lenin-Kernkraftwerk in Tschernobyl* am 26. April 1986 änderte sich diese Situation schlagartig.

Während rund 10 Tagen wurde aus dem Kernkraftwerk Radioaktivität in die Luft freigesetzt, und zwar sämtliche radioaktiven Edelgase, ca. 10–20% des Jods und des Cäsiums und von den übrigen Spaltprodukten ca. 3% des Gesamtinventars des Reaktors (8). Beispielsweise wurde die freigesetzte Aktivität von ^{137}Cs auf rund 10^{15} Bq geschätzt (26). Von den radioaktiven Luftmassen wurden weite Teile Europas kontaminiert (8). Selbst in den USA und in Japan konnten in der Folge einzelne Radionuklide in geringfügig erhöhten Konzentrationen in Lebensmitteln nachgewiesen werden (27).

Regenschauer in der Zentral-, Nordwest- und Nordostschweiz (30. 4. 1986) und im Tessin, in Südbünden sowie etwas schwächer im Waadtländerjura (ab 3. 5. 1986) führten zum Auswaschen der Aktivität in der Luft. Ein komplexes Gemisch kurz- und langlebiger Radionuklide wurde in räumlich und zeitlich unterschiedlichem Umfang über der Schweiz abgelagert. Folgende Bodenbelegungen mit ^{137}Cs wurden durch die Eidg. Kommission zur Überwachung (KUER) gemessen (8): Mittelland 0,4–6 kBq/m², West- und Nordschweiz 0,3–8 kBq/m², Ostschweiz 1,5–20 kBq/m², Tessin 2–40 kBq/m².

Im Vergleich zum Fallout der 50er und 60er Jahre war die Tschernobylaktivität grösser und wurde auch über eine kürzere Zeit deponiert. Der Wachstumsstand der Vegetation zum Zeitpunkt der Kontamination beeinflusste daher stark die letztlich pro kg/Lebensmittel aufgenommene Aktivitätsmenge. Für die Leichtigkeit der Blattaufnahme einiger wichtiger Radionuklide wird die Reihenfolge $^{137}\text{Cs} > ^{140}\text{Ba} > ^{90}\text{Sr} > ^{103}\text{Ru}$ angegeben und für deren anschliessende Verteilung innerhalb der Pflanze (z. B. in die Samen und Früchte) $^{137}\text{Cs} \gg ^{90}\text{Sr} > ^{140}\text{Ba} > ^{103}\text{Ru}$ (28). Verminderungen der Aktivitäten der Pflanzen ergaben sich infolge des Abwaschens durch Niederschläge sowie des Wachstums bis zur Ernte. Beispielsweise wurden in der Bundesrepublik Deutschland bei Wintergetreide infolge höherem Entwicklungsstand zum Zeitpunkt der Kontamination grössere Aktivitäten gemessen als im Sommergetreide (29).

Lebensmittel

In den Jahren *vor Tschernobyl* lagen die noch von den Kernwaffentests in der Atmosphäre stammenden ^{137}Cs -Aktivitäten in Milch etwa im Bereich von $> 0,1$ (Mittelland) bis 0,7 Bq/l (Berggebiete), jene von Weizenkörnern unterhalb von 0,2 Bq/kg. Die ^{90}Sr -Aktivitäten bewegten sich im Bereich von etwa 0,3 Bq/kg (Gemüse, Milch) bis etwa 1,2 Bq/kg (Milch aus Berggebieten, Weizenkörner aus dem Tessin) (8, 30). Tabelle 3 gibt einen Überblick über die in Lebensmitteln gemessenen mittleren Aktivitäten an ^{131}I ($T_{1/2} = 8,04$ Tage) und ^{137}Cs ($T_{1/2} = 30$ Jahre) während und *nach dem Reaktorunglück* in Tschernobyl (8).

Milch stand als wichtigstes Grundnahrungsmittel mit grösster Konsumrate und selektiver Anreicherung von ^{131}I von Anfang an im Vordergrund der Überwa-

396 *Tabelle 3: Übersicht über die mittleren Konzentrationen von ¹³¹I und ¹³⁷Cs in einigen Grundnahrungsmitteln (1. 5. 1986–30. 4. 1987) (8)*

Lebensmittel	Landesteil	1986					1987
		¹³¹ I (Bq/kg)		¹³⁷ Cs (Bq/kg)			¹³⁷ Cs (Bq/kg)
		1. 5.–15. 5.	16. 6.–30. 6.	1. 5.–15. 5.	16. 6.–30. 6.	1. 7.–31. 12.	1. 1.–30. 4.
<i>Kuhmilch</i>							
Einzelproben	Tessin	ca. 500	ca. 4	ca. 350	ca. 100	ca. 70–100	ca. 140
(z. T. gezielt erhoben)	Ostschweiz	ca. 500	ca. 2	ca. 120	ca. 40	ca. 3–15	ca. 30
	Zentral- und						
	Nordschweiz	ca. 300	< 1	ca. 70	ca. 15	ca. 1–5	ca. 6–20
	Westschweiz	ca. 150	< 1	ca. 30	ca. 5	ca. 1–4	ca. 2
Molkereiprobe	Tessin	ca. 300	ca. 65 ¹	ca. 220 ²	ca. 20 ³	ca. 15–40 ⁴	ca. 50
	Zürich/Gossau	ca. 250	ca. 70 ¹	ca. 80 ²	ca. 7 ³	ca. 3–8	ca. 15
	Luzern/Suhr	ca. 350	ca. 40 ¹	ca. 60 ²	ca. 5 ³	—	ca. 10
	Freiburg/Bern	ca. 120	ca. 30 ¹	ca. 20	—	< 3 (Dez.)	< 3 (Jan.)
<i>Fleisch</i> Wild	Tessin	—	—	ca. 1400 ²	ca. 500 ³	ca. 150–300 ⁴	150–200 (Jan./Febr.)
	Ostschweiz	—	—	ca. 1000 ²	ca. 100 ³	ca. 20–60 ⁴	—
	Schafe und						
	Ziegen	Tessin	—	ca. 1500 ²	ca. 400 ³	ca. 200 ⁴	500–1000 (Jan./März)
	Rind	Ostschweiz	—	ca. 350 ²	ca. 100 ³	ca. 10 ⁴	ca. 20–30 (Jan./Febr.)
		Tessin	—	ca. 500 ²	ca. 350 ³	ca. 250 ⁴	ca. 300–500 (Jan./März)
		Ostschweiz	—	ca. 150 ²	ca. 35 ³	ca. 10–15 ⁴	ca. 20–30 (Jan./März)
	übrige Schweiz	—	—	ca. 25 ²	ca. 12 ³	ca. 5 ⁴	ca. 3–15 (Jan./März)
	Schwein	Ostschweiz	—	ca. 80 ²	ca. 40 ³	ca. 10 ⁴	ca. 3–12 (Jan./März)
<i>Gemüse</i> Salat	Tessin	ca. 1000	ca. 4	ca. 900	ca. 10	ca. 5–10	—
	Ostschweiz	ca. 800	ca. 5	ca. 220	ca. 8	ca. 4	—
	Zentral- und						
	Nordwestschweiz	ca. 500	ca. 3	ca. 160	ca. 4	ca. 6	—
	Westschweiz	ca. 320	ca. 3	ca. 60	ca. 5	—	—

¹ 16. 5.–31. 5. / ² 1. 5.–31. 5. / ³ 1. 7.–31. 7. / ⁴ 1. 10.–31. 12.

— Keine, beschränkte Daten bzw. nicht gemessen, da ohne Bedeutung (z. B. Jod in Fleisch).

chung. Die Aktivität von ^{131}I in Kuhmilch erreichte bei Frischfütterung schon 2–4 Tage nach der Kontamination das Maximum und nahm nachher mit einer effektiven Halbwertszeit von 2–4 Tagen wieder ab. Bei ^{137}Cs war der Anstieg langsamer, das Maximum war nach etwa 7 Tagen erreicht. Die Abnahme erfolgte mit einer effektiven Halbwertszeit von 10–15 Tagen. Die geringsten ^{137}Cs -Konzentrationen in der Milch fanden sich in den Monaten August bis Oktober. Im Winter 1986/87 kam es infolge Verfütterung von kontaminiertem Heu zu einem Anstieg des ^{137}Cs .

In Schafmilch war die Aktivität von ^{137}Cs und ^{131}I im Mittel etwa 1- bis 3mal bzw. 5- bis 20mal höher als in der Kuhmilch der gleichen Herkunft, in der Ziegenmilch 1- bis 2mal bzw. 2- bis 7mal (8).

Bei *Fleisch* von Wild- und Nutztieren war nur die Cs-Aktivität des Muskelfleisches von Bedeutung, da Jod sich in der Schilddrüse anreichert, welche nicht verzehrt wird. Cäsium wird gut absorbiert und verteilt sich rasch im Körper analog dem Kalium. Im Gleichgewicht weisen die Muskeln die höchsten K- und Cs-Aktivitäten auf. Verglichen mit Kalium scheint sich jedoch Cäsium in den Muskelfasern etwas anzureichern (33).

Die höchsten ^{137}Cs -Aktivitäten mit Mittelwerten von 350–1400 Bq/kg zeigte im Mai 1986 Muskelfleisch von *Wild*, *Schafen* und *Ziegen*, deren Anteil am Gesamtfleischverzehr im Mittel jedoch nur etwa 3% beträgt (34). *Rindfleisch* aus dem Tessin ergab in der Zeit von Mai 1986 bis März 1987 Mittelwerte im Bereich von 250–500 Bq/kg, solches aus der Ostschweiz im Mai 1986 ca. 150 Bq/kg. In *Schweinefleisch* aus der Ostschweiz nahmen die mittleren Aktivitäten von im Mittel rund 80 Bq/kg im Mai 1986 kontinuierlich auf 3–12 Bq/kg im Januar/März 1987 ab. Infolge der langen biologischen Halbwertszeit von Cäsium in *Süßwasserfischen* von 100–200 Tagen (8, 31) und den besonderen Charakteristiken des Luganersees stiegen dort die ^{137}Cs - und ^{134}Cs -Aktivitäten der Fische innerhalb der Monate Mai bis August 1986 bis auf einen Mittelwert von rund 1800 Bq/kg an. In der Folge erliess der Bundesrat am 3. September 1986 ein Fischereiverbot, welches erst auf den 9. Juli 1988 aufgehoben wurde (32).

Zum Zeitpunkt der Kontamination war die Frühjahrsernte von Blattspinat in vollem Gange. Von allen *Gemüsen* zeigte daher Spinat mit im Mittel 1000 Bq/kg (Westschweiz) bis 1500 Bq/kg (Ostschweiz, Tessin) die höchsten ^{131}I -Aktivitäten. Die ^{137}Cs -Aktivitäten beliefen sich in den wichtigsten Anbaugebieten im Mittel auf rund 300 Bq/kg. Da die schweizerische Spinatproduktion vorwiegend zu Tiefkühlprodukten verarbeitet wird, kommt der Jodaktivität infolge der kurzen Halbwertszeit wenig Bedeutung zu. In Salat wurden im Mai 1986 mittlere Jodaktivitäten von etwa 320 Bq/kg (Westschweiz) bis 800 bzw. 1000 Bq/kg (Ostschweiz bzw. Tessin) gemessen. Die mittleren ^{137}Cs -Aktivitäten betrugen im Mai 1986 ca. 60 Bq/kg (Westschweiz) bis 900 Bq/kg (Tessin). In Gewürzkräutern fanden sich demgegenüber Werte bis maximal etwa 10 000 Bq/kg. Im Herbst geernteter Salat enthielt noch 4–10 Bq ^{137}Cs /kg (vgl. Tabelle 3). Abgesehen von Blumenkohl, welcher 1986 im Landesmittel rund 500 Bq ^{137}Cs /kg enthielt, lagen die Mittelwerte aller übrigen Gemüse unterhalb etwa 60 Bq/kg (z. B. Kartoffeln ca. 4 Bq/kg). Das gleiche gilt für *Früchte* und Beeren mit Ausnahme der Johannisbeeren mit ca. 70

Bq/kg. In *Honig* wurden mit im Mittel ca. 70 Bq ^{137}Cs /kg im Tessin ungefähr 5mal höhere Aktivitäten gemessen als in der Westschweiz (8). In *Wein* und *Traubensaft* fanden sich Aktivitäten von im Mittel weniger als 2 Bq/l. *Weizenkörner* aus dem Tessin zeigten mittlere ^{137}Cs -Aktivitäten von ca. 150 Bq/kg, solche aus der Ostschweiz ca. 10mal und solche aus der West-, Nord- und Zentralschweiz ca. 50mal geringere Aktivitäten. Backmehle zeigen nach dem Mahlprozess noch 30–50% der Cs-Aktivitäten der Körner (8, 30).

Von *Wildpilzen*, die ein beliebtes Untersuchungsobjekt der amtlichen Lebensmittelkontrolle darstellen, ist seit den 60er Jahren bekannt, dass sie ^{137}Cs anreichern, und zwar je nach Standort und Gattung des Pilzes in unterschiedlichem Ausmass, z. B. Maronenröhrlinge besonders stark (35). Von Mai bis November 1986 wurden, weitgehend unabhängig von der Landesgegend, Mittelwerte im Bereich von 10–300 Bq/kg (z. B. in Pilzen der Gattungen: *Agaricus*, *Cantharellus* [z. B. Pfifferling, Eierschwamm], *Lepiota* [z. B. Schirmling]) und von 80–3000 Bq/kg (z. B. Gattungen: *Rusulla* [z. B. Täubling], *Xerocomus* [z. B. Maronen- und Rotfussröhrling]) gemessen. Dabei zeigte sich bei den Mittelwerten ein Unterschied von rund einem Faktor 50 zwischen der Gattung mit den höchsten und den tiefsten Aktivitätswerten. Auch konnte gezeigt werden, dass ein grosser Teil der ^{137}Cs -Aktivität noch vom Atombombenfallout der 60er Jahre herrührt (8).

Strahlenexposition und Risikoabschätzung

Die gesamte durch den Fallout der Kernwaffentests bewirkte externe und interne Strahlendosis wurde für das Jahr 1985 noch auf etwa 0,02 mSv geschätzt (8).

Zu der durch Tschernobyl im ersten Jahr danach bewirkten effektiven Äquivalentdosis der Gesamtbevölkerung von etwa 0,2 mSv/Person trug die externe Bestrahlung aus Luft und Bodenablagerung etwa 30% bei, der Rest entfiel auf die interne Bestrahlung (8). Der Prozentsatz der internen Strahlenexposition durch Lebensmittel, der vor Tschernobyl im Mittel bei 10% der gesamten natürlichen Strahlenexposition (inkl. Radon) lag, wurde im ersten Jahr nach Tschernobyl auf etwa 15% erhöht. Schätzungsweise 92–99% der durch die Inkorporation kontaminierter Lebensmittel (in erster Linie Milch, Blattgemüse und Fleisch) bedingten Strahlendosis waren auf die Radionuklide ^{131}I , ^{137}Cs und ^{134}Cs zurückzuführen, wobei in den ersten Tagen nach dem Ereignis hauptsächlich radioaktives Jod zur internen Strahlendosis beitrug. Das zur Zeit der Kernwaffentests in der Atmosphäre aktuelle langlebige ^{90}Sr verursachte zusammen mit dem eher kurzlebigen ^{89}Sr nur einige wenige Prozente der durch Cäsium bedingten Dosis (8).

Der Beitrag von ^{131}I zur effektiven Äquivalentdosis im ersten Jahr wurde für Erwachsene in den meistbetroffenen Gebieten auf im Mittel 40% (Ostschweiz) bis 60% (Westschweiz) und für die Gesamtbevölkerung auf ca. 40% geschätzt. Im Tessin lag der entsprechende Beitrag infolge der zeitlichen Verschiebung der Niederschläge und somit anderer Nuklidverhältnisse bei etwa 10% (vgl. Verhältnis von ^{131}I und ^{137}Cs [auf Gras]: im Tessin ca. 1 bzw. ca. 4 in der Westschweiz) (8).

Für das erste Jahr nach Tschernobyl ergaben Schätzungen anhand der in den Lebensmitteln gemessenen Aktivitäten und angenommenen täglichen Verzehrsmengen, wobei bei beiden Parametern bewusst von ungünstigen Annahmen ausgegangen wurde, eine mittlere effektive Äquivalentdosis von rund 0,2 mSv für die Bevölkerung insgesamt. Die entsprechenden Mittelwerte für die erwachsene Bevölkerung aus den meistbetroffenen Gebieten wurden wie folgt geschätzt: ca. 1 mSv im Tessin, ca. 0,4 mSv in der Ostschweiz, ca. 0,2 mSv in der Zentral- und Nordostschweiz, ca. 0,1 mSv in der Westschweiz. Für erwachsene Selbstversorger aus den meistbetroffenen Gebieten, welche die behördlichen Empfehlungen nicht beachteten, konnte die Dosis bis auf maximal etwa 5 mSv ansteigen*. Ganzkörper- und Schilddrüsenmessungen geben Hinweise, dass die Aufnahme von ^{137}Cs , ^{134}Cs und ^{131}I eher geringer war, als anhand des Warenkorbes und der gemessenen Aktivitäten berechnet (8).

Die durch das Ereignis in Tschernobyl und in den folgenden 30 Jahren pro Person der Gesamtbevölkerung hauptsächlich durch externe Strahlung akkumulierte Dosis wird im Mittel auf etwa 0,7 mSv geschätzt, was weniger als 1% der mittleren natürlichen Dosis (inkl. Radon) pro Generation (30 Jahre) entspricht. Sie ist auch vergleichbar mit den infolge der Atomtests in der Atmosphäre innerhalb der letzten 40 Jahren akkumulierten Durchschnittsdosis von 1,2 mSv/Person (8).

Basierend auf der mittleren effektiven Äquivalentdosis wurde als Mass möglicher Strahleneffekte die Zahl der durch Tschernobyl bedingten zusätzlichen hypothetischen Krebstodesfälle in der Schweiz modellmässig berechnet. Je nach verwendeten Extrapolationsmodellen und Risikofaktoren ergeben diese Berechnungen 50–200 hypothetische zusätzliche Krebstodesfälle in den nächsten 80 Jahren, entsprechend etwa 1–3 pro Jahr. Dies entspricht maximal 0,02% der jährlich etwa 15 000 Krebstodesfälle in der Schweiz (8).

Zur Beurteilung von Radionukliden und chemischen Kanzerogenen

Obwohl eine grundlegende Diskussion der Beurteilungsmassstäbe von Radionukliden und chemischen Kanzerogenen den Rahmen der vorliegenden Arbeit sprengen würde (45), soll diese Problematik trotzdem kurz beleuchtet werden. Denn im Zusammenhang mit dem Unfall in Tschernobyl wurde die interessante Frage gestellt, warum bei der Begrenzung von Radionukliden in Lebensmitteln andere Beurteilungsmassstäbe angewendet werden als bei chemischen Kanzerogenen (36). Für die Beurteilung einzelner chemischer Kanzerogene, denen der Mensch z. B. via Nahrung unvermeidbar ausgesetzt ist, wird heute allgemein eine tägliche Dosis als für die Gesellschaft zumutbar betrachtet, die bei lebenslanger

* Gemäss dem damaligen Dosis-Massnahmen-Konzept waren bei Unfällen für die Bevölkerung keine Schutzmassnahmen vorgesehen, solange die durch Ingestion kontaminierter Lebensmittel bedingten Dosen weniger als 5 mSv/Jahr betrugen (46).

Exposition zu einem zusätzlichen hypothetischen Krebsfall pro eine Million exponierter Personen führt (Risikofaktor $1 \cdot 10^{-6}$) (37).

Da die Ingestion von Radionukliden einerseits nur einen kleinen Beitrag zur gesamten Strahlenexposition liefert und da andererseits Radionuklide den Lebensmitteln nicht absichtlich zugesetzt werden bzw. nicht als «Rückstände» von Behandlungen in Lebensmitteln auftreten, spielten sie in der amtlichen Lebensmittelkontrolle lange Zeit eine untergeordnete Bedeutung. Dies führte dazu, dass sich die Beurteilungsprinzipien für chemische Kanzerogene weitgehend unabhängig von den Kriterien des Strahlenschutzes entwickelten und demzufolge ein direkter Vergleich der Risikolimiten nicht möglich ist.

Während die Risiken chemischer Kanzerogene aufgrund von *Einzelstoffbeurteilungen* abgeschätzt und limitiert werden, wird bei Radionukliden das *Gesamtrisiko* aus allen Expositionen limitiert. Soll das kumulative Risiko von Radionukliden mit dem Risiko chemischer Kanzerogene verglichen werden, muss auch für die letzteren Stoffe ein kumulatives Risiko, welches die verschiedenen Expositionsmöglichkeiten (oral, inhalativ und dermal) wie auch die Anzahl möglicher menschlicher Kanzerogene umfasst, abgeschätzt werden. Die wichtige Frage, mit welcher im Strahlenschutz verwendeten Dosislimite beziehungsweise mit welchem akzeptierten Risiko das *Gesamtrisiko chemischer Kanzerogene* zu vergleichen ist, wird neuerdings verschiedentlich diskutiert (42, 43). Wird beispielsweise angenommen, dass die Zahl menschlicher chemischer Kanzerogene ca. 100 beträgt, wobei jedem Kanzerogen ein Risiko von 10^{-6} zugrunde liegt, würde aus der Exposition ein kumulatives Risiko von rund 10^{-4} resultieren. Wird dieses Risiko versuchsweise mit dem als vernachlässigbar betrachteten Risiko von rund 10^{-5} verglichen, das aus einer zur Diskussion gestellten «de minimis» Dosis von 0,01 mSv pro Jahr und von 0,05 mSv in irgendeinem Jahr resultieren würde (44), so kommt man zum Schluss, dass bei chemischen Kanzerogenen ein grösseres Gesamtrisiko akzeptiert wird als bei Radionukliden.

Die komplexe Problematik ist nicht neu. Sie wurde schon vor einiger Zeit im Zusammenhang mit natürlich vorkommenden Radionukliden erkannt (20, 38), jedoch durch die Auswirkungen des Reaktorunfalls in Tschernobyl auf die Lebensmittel und die Übertragung von entsprechenden Vollzugsaufgaben an die amtliche Lebensmittelkontrolle aktualisiert. Die Frage nach der Wahl der Bezugs- und Vergleichsgrössen und der unterschiedlichen Risikoakzeptanzen von chemischen Kanzerogenen und Radionukliden ist noch nicht geklärt und bedarf, insbesondere auch im Hinblick auf die Wahrung der Verhältnismässigkeit bei behördlichen Massnahmen im Lebensmittelsektor, dringend einer wissenschaftlichen und politischen Diskussion.

Dank

Den Herren Dr. W. Burkart und Dr. C. Wernli (Paul-Scherrer-Institut, Würenlingen) sowie Herrn Dr. H. Völkle (Bundesamt für Gesundheitswesen, Sektion Überwachung der Radioaktivität, Fribourg) danken wir für ihre Unterstützung und die anregenden Diskussionen.

Zusammenfassung

Die mittlere gesamte Strahlenbelastung der Schweizer Bevölkerung beträgt rund 5 mSv/Person/Jahr (effektive Äquivalentdosis). Die natürliche Strahlenbelastung (inbegriffen die durch Radon bewirkte) beläuft sich auf etwa 3,5 mSv/Person/Jahr. Dazu trägt die Ingestion natürlicher Radionuklide (insbesondere ^{40}K , ^{14}C , Thorium, Uran, Radium) schätzungsweise rund 0,4 mSv/Person/Jahr bei. Dies entspricht etwa 10% der gesamten natürlichen Strahlenbelastung.

Als Folge der Reaktorkatastrophe in Tschernobyl lieferten vor allem ^{131}I sowie ^{137}Cs und ^{134}Cs wesentliche Beiträge zur externen und internen Strahlenbelastung. Im ersten Jahr nach dem Ereignis erhöhte sich dadurch der Beitrag der Lebensmittel zur gesamten natürlichen Strahlenbelastung von 10% auf 15%. Die zusätzliche Strahlenbelastung während 30 Jahren nach dem Ereignis dürfte rund 0,7 mSv/Person betragen oder weniger als 1% der mittleren natürlichen Strahlendosis pro Generation.

Résumé

La dose moyenne totale d'irradiation de la population suisse s'élève à environ 5 mSv/personne/an (équivalent de dose effectif) dont 3,5 mSv/personne/an sont à mettre au compte de l'exposition aux radiations d'origine naturelle, y compris celle au radon. La dose d'irradiation des radionucléides d'origine naturelle (^{40}K , ^{14}C , thorium, uranium, radium entre autres) ingérés par le biais des aliments a été estimée à 0,4 mSv/personne/an, soit environ 10% de la dose naturelle totale.

Suite à l'accident du réacteur de Tchernobyl, les radionucléides les plus importants tels que ^{131}I , ^{137}Cs et ^{134}Cs ont contribué à une élévation substantielle de la dose d'irradiation interne et externe. Ainsi durant la première année après l'accident, la dose d'irradiation de provenance alimentaire est passée de 10 à 15% de la dose naturelle totale. De plus, au cours des 30 années à venir, il faudra tenir compte d'une augmentation de 0,7 mSv/personne de la dose d'irradiation, soit un peu moins de 1% de la dose moyenne naturelle par génération.

Summary

The total mean radiation dose in Switzerland is estimated to be around 5 mSv/person/year (effective dose equivalent). The natural radiation dose (including those effected by radon) is about 3.5 mSv/person/year. The mean dose resulting from ingestion of naturally occurring radionuclides (mainly ^{40}K , ^{14}C , thorium, uranium and radium) is estimated to be 0.4 mSv/person/year, which corresponds to about 10% of the total natural dose.

As consequence of the accident in Chernobyl, the most important radionuclides with respect to external and internal radiation dose were ^{131}I , ^{137}Cs and ^{134}Cs . In the first year after the event of Chernobyl the contribution to the radiation dose by the ingestion of food was therefore 15% of the whole natural dose instead as before 10%. It has been estimated that over the subsequent 30 years a total of 0.7 mSv/person will probably be accumulated, this would be less than 1% of the natural radiation dose per generation.

Literatur

1. Zimmerli, B. und Halter, J.: Radionuklide. In: Aebi, H., Blumenthal, A., Bohren-Hoerni, M., Brubacher, G., Frey, U., Müller, H. R., Ritzel, G. und Stransky, M. (Hrsg.), Zweiter Schweizerischer Ernährungsbericht, S. 179–180. Hans Huber, Bern, Stuttgart, Wien 1984.
2. *International Commission on Radiological Protection (ICRP)*: Recommendations of the International Commission on Radiological Protection (adopted January 17, 1977). ICRP Publication 26. Pergamon Press, Oxford 1977.
3. *International Commission on Radiological Protection (ICRP)*: Quantitative bases for developing a unified index of harm. A report prepared for the International Commission on Radiological Protection. Adopted by the Commission in March 1985. ICRP Publication 45. Pergamon Press, Oxford 1985.
4. Roberts, L.: Atomic bomb doses reassessment. *Science* **238**, 1649–1651 (1987).
5. Nosske, D., Gerich, G. und Langner, S.: Dosisfaktoren für Inhalation oder Ingestion von Radionuklidverbindungen (Erwachsene). ISH-Heft 63. Institut für Strahlenhygiene des Bundesgesundheitsamtes, Neuherberg 1985.
6. Henrichs, K., Elsasser, U., Schotola, C. und Kaul, A.: Dosisfaktoren für Inhalation oder Ingestion von Radionuklidverbindungen (Altersklasse 1 Jahr). ISH-Heft 78. Institut für Strahlenhygiene des Bundesgesundheitsamtes, Neuherberg 1985.
7. Huber, O.: Eidgenössische Kommission zur Überwachung der Radioaktivität: 28. Bericht für das Jahr 1984 zuhanden des Bundesrates. Bern 1985.
8. Eidgenössische Kommission zur Überwachung der Radioaktivität: 29. Bericht für die Jahre 1985–1986 zuhanden des Bundesrates, Teil 1 und 2. Bern April 1989.
9. Jacobi, W.: Strahlenexposition und Strahlenrisiko der Bevölkerung. Teil I: Phys. Bl. **38**, 122–126 (1982); Teil II: Phys. Bl. **38**, 140–146 (1982).
10. Burkart, W.: Die Strahlenbiologie der Lunge. In: Crameri, R. und Burkart, W.) Radon und Strahlenbiologie der Lunge. PSI-Bericht Nr. 22, S. 17–29. Paul-Scherrer-Institut, Villigen/Würenlingen 1989.
11. Fukai, R. and Yokoyama, Y.: Natural radionuclides in the environment. In: Anonym, The natural environment and the biogeochemical cycles, pp. 47–60. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York 1982.
12. Fischer, E.: Radionuklide. In: Schelenz, R. (Hrsg.), Essentielle und toxische Inhaltsstoffe in der täglichen Gesamtnahrung. BFE-R-83-02, S. 337–346. Bundesforschungsanstalt für Ernährung, Karlsruhe 1983.
13. *Deutsche Gesellschaft für Ernährung*: Empfehlungen für die Nährstoffzufuhr. 4., erw. Überarbeitung. Umschau Verlag, Frankfurt a/Main 1985.
14. Arzet, H. R.: Änderungen des Kalium- und Magnesiumgehaltes einiger wirtschaftseigener Futtermittel in den letzten 100 Jahren. *Landw. Forsch.* **25**, 266–271 (1972).
15. Miserez, A.: La radioactivité des denrées alimentaires. *Trav. chim. aliment. hyg.* **71**, 445–447 (1980).
16. Seeger, R.: Kaliumgehalt höherer Pilze. *Z. Lebensm. Unters. -Forsch.* **167**, 23–31 (1978).
17. Wytttenbach, A., Bajo, S., Tobler, L. and Zimmerli, B.: The concentration of 19 trace elements in the Swiss diet. In: Brätter, S. and Schramel, P., Trace element – Analytical chemistry in medicine and biology, Vol. 4, pp. 169–178. Walter de Gruyter and Co., Berlin, New York 1987.
18. Frindik, O. und Fischer, E.: Uran und Thorium in einigen Mineralwässern aus der Bundesrepublik Deutschland. *Z. Lebensm. Unters. -Forsch.* **179**, 330–332 (1984).

19. *Osmond, J. K. and Cowart, J. B.*: The theory and uses of natural uranium isotopic variations in hydrology. *Atomic Energy Rev.* **14**, 621–679 (1976).
20. *Bosshard, Elisabeth, Zimmerli, B. und Schlatter, Ch.*: Vorkommen und toxikologische Bedeutung von Uran in der Nahrung. In Vorbereitung.
21. *Gans, I., Fusban, H. U., Wollenhaupt, H., Kiefer, J., Glöbel, B., Berlich, J. und Porstendörfer, J.*: Radium 226 und andere natürliche Radionuklide im Trinkwasser und in Getränken in der Bundesrepublik Deutschland. *WaBoLu-Hefte* 4/1987. Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Berlin 1988.
22. *Glöbel, B. und Muth, H.*: Natürliche Radioaktivität in Trinkwasser, Nahrungsmitteln und im Menschen in Deutschland. In: Council of European Communities, The radiological burden of man from natural radioactivity in the countries of the European Communities, pp. 385–418. European Communities, Luxemburg 1980.
23. *Beck, K.*: Zum Vorkommen von Radiumisotopen und Barium in Paranüssen. *Lebensmittelchem. Gerichtl. Chem.* **40**, 33–34 (1986).
24. *Weckwerth, G.*: Die Anreicherung von Radium in Paranüssen. *Gordian* **87**, 172–174 (1987).
25. *Gabay, J. J. and Sax, N. I.*: Retention of radium due to ingestion of brazil nuts. *Health Physics* **16**, 812–813 (1969).
26. *Anspaugh, L. R., Catlin, R. J. and Goldman, M.*: The global impact of Chernobyl reactor accident. *Science* **242**, 1513–1519 (1988).
27. *Ford, B. C., Jester, W. A., Griffith, S. M., Morse, R. A., Zall, R. R., Burgett, D. M., Bodyfelt, F. W. and Lisk, D. J.*: Cesium-134 and Cesium-137 in honey bees and cheese samples collected in the U. S. after the Chernobyl accident. *Chemosphere* **17**, 1153–1157 (1988).
28. *Bukovac, M. J., Wittwer, S. H. and Tukey, H. B.*: Aboveground plant parts as a pathway for entry of fission products into the food chain with special reference to $^{89-90}\text{Sr}$ and ^{137}Cs . In: Fowler E. B. (ed.), *Radioactive fallout, soils, plants, foods, man*, pp. 82–109. Elsevier, Amsterdam, London, New York 1965.
29. *Ocker, H. D. und Brüggemann, J.*: Auswirkungen des Reaktorunfalls von Tschernobyl auf Getreidemahlerzeugnisse. *Getreide, Mehl, Brot* **41**, 7–10 (1987).
30. *Erard, M. und Zimmerli, B.*: Radioaktivität der Lebensmittel in den Jahren 1985 und 1986. Jahresbericht der Arbeitsgemeinschaft zur Überwachung der Radioaktivität der Lebensmittel. *Mitt. Gebiete Lebensm. Hyg.* **79**, 29–56 (1988).
31. *Häsänen, E., Kolehmainen, S. and Miettinen, J. K.*: Biological half-time of ^{137}Cs in three species of fresh-water fish: perch, roach and rainbow trout. In: Åberg, B. and Hungate, F. P. (eds), *Radioecological concentration processes*, pp. 921–924. Pergamon Press, Oxford 1967.
32. *Bundesamt für Gesundheitswesen*: Aufhebung der Verordnung über ein Verbot des Fischfangs im Luganersee. *Bulletin Bundesamt für Gesundheitswesen* Nr. 25, 291 (1988).
33. *Burkhardt, J. und Wirth, E.*: Vergleichende Untersuchung des Metabolismus von Cäsium und Kalium im Säugetierorganismus unter besonderer Berücksichtigung von Diskriminierungseffekten. *ISH-Heft* 95. Institut für Strahlenhygiene des Bundesgesundheitsamtes, Neuherberg 1986.
34. *Erard, M., Dick, R. und Zimmerli, B.*: Studie zum Lebensmittel-Pro-Kopf-Verzehr der Schweizer Bevölkerung. *Mitt. Gebiete Lebensm. Hyg.* **77**, 88–130 (1986).
35. *Rohleder, K.*: Zur radioaktiven Kontamination von Speisepilzen. *Dtsch. Lebensm. Rdsch.* **63**, 135–138 (1967).
36. *Anonym*: Massnahmen nach Tschernobyl. Bericht der Geschäftsprüfungskommission an den Bundesrat vom 10. November 1988. *Bundesblatt* Band I, Nr. 10, S. 698–715 (1989).

37. Young, F. E. and Bowen, O. R.: Sponsored compounds in foodproducing animals; criteria and procedures for evaluating the safety of cancerogenic residues; animal drug safety policy. Fed. Reg. 52, 49572–49588 (1987).
38. Anonym: Jahresbericht der Abteilung Lebensmittelkontrolle des Bundesamtes für Gesundheitswesen. Uran in Trinkwasser. Mitt. Gebiete Lebensm. Hyg. 77, 349–350 (1986).
39. Kaul, A.: Ionisierende Strahlung. Quellen der Exposition, Dosen, Risiken, rechtliche Regelungen des Schutzes. BGA Schriften 7/87. MMV Medizin Verlag, München 1988.
40. Sheppard, St. C. and Sheppard, M. I.: Modeling estimates of the effect of acid rain on background radiation dose. Environ. Health Perspectv. 78, 197–206 (1988).
41. Sowby, F. D. (ed.): Limits for intakes of radionuclides by workers. Annals of the ICRP 5 (1–6), p. 29 (1981), ICRP Publ. 30 Suppl. to Part 2. Pergamon Press, Oxford, New York, Frankfurt 1981.
42. Rubery, E. D.: Radionuclides in food. A neglected branch of toxicology? Human Toxicology 8, 79–86 (1989).
43. Travis, C. C., Pack, R. S. and Hattermer-Frey, H. A.: Is ionizing radiation regulated more stringently than chemical carcinogens? Health Physics 56, 527–531 (1989).
44. Kocher, D. C.: A proposal for a generally applicable «de minimis» dose. Health Physics 53, 117–121 (1987).
45. Bosshard, Elisabeth und Zimmerli, B.: Vergleich der Risikobeurteilungen von Radionuklid-
den und chemischen Kanzerogenen in Lebensmitteln. In Vorbereitung.
46. Alarmausschuss Radioaktivität: Schutz der Bevölkerung bei einer Gefährdung durch Ra-
dioaktivität, 30. Dezember 1982, von Huber, O., Honegger, P., Prêtre, S. und Baggen-
stoss, M.

Dr. B. Zimmerli
 Dr. Elisabeth Bosshard
 Bundesamt für Gesundheitswesen
 Abteilung Lebensmittelkontrolle
 Postfach
 CH-3000 Bern 14