

Kontamination der Nahrungskette mit Cäsium-137 und Strontium-90 in der Schweiz

J.-L. Riond

Ärztinnen und Ärzte für soziale Verantwortung und zur Verhütung des Atomkrieges (PSR/IPPNW), Basel

Zusammenfassung

Eine Aufgabe des Fachgebiets Ernährungsphysiologie ist die Überwachung der Qualität der Futtermittel. Auf diese Weise können Rationen mit einwandfreien Einzelfuttermitteln gestaltet werden. Diese Übersichtsarbeit greift beispielhaft die Kontamination mit den Radionukliden Cäsium-137 und Strontium-90 auf, und zeigt, wie diese zwei unerwünschten Substanzen über die Nahrungskette in den Endwirt gelangen und negative Auswirkungen auf die Gesundheit von Tier und Mensch ausüben. Veränderungen der Kontamination durch künstliche Radioaktivität können mit regelmässigen Messungen im Rahmen des Überwachungsprogramms der Abteilung Strahlenschutz des Bundesamtes für Gesundheit festgestellt werden. Die Interpretation der Messungen und die Weisungen dieser Abteilung haben in erster Linie den Schutz des Menschen, aber auch denjenigen der Tiere, zum Ziel.

Schlüsselwörter: Cäsium-137, Strontium-90, Radionuklid, Nahrungskette, Schweiz

Contamination of the food chain with caesium-137 and strontium-90 in Switzerland

One task of the field physiology of nutrition is the monitoring of the quality of feedstuffs. Rations may consequently be prepared with unadulterated components. This review uses the example of contamination with the radionuclides caesium-137 and strontium-90 and shows how these two unwanted substances reach the end host via the food chain and how their untoward effects are expressed in animals and humans. The extent of the contamination with artificial radioactivity is followed with periodical measurements according to the program of the Division for Radiological Protection of the Swiss Federal Office of Public Health. The interpretation of the measurements and the directives of this division are designed to protect primarily human health, but also that of animals.

Keywords: caesium-137, strontium-90, radionuclide, food chain, Switzerland

Die Quellen der Kontamination

Oberirdische Kernwaffenversuche

Kernwaffenversuche in der Atmosphäre und die Explosionen in Hiroshima und Nagasaki zwischen 1945 und 1980 sind bekannte Ursachen für die Freisetzung von künstlichen Radionukliden in die Umwelt (United Nations, 2000). Der Hauptanteil der insgesamt 543 atmosphärischen Tests wurde bis 1962 durchgeführt. Nach der Unterzeichnung des begrenzten Teststoppvertrages (partial test ban treaty) 1963 in Moskau, wurden weniger oberirdische Atomwaffentests durchgeführt. Radioaktives Material wurde nachträglich durch atmosphärischen Transport um den ganzen Erdball, vor allem in der Nordhemisphäre, verteilt. Eine geschätzte totale Menge von 622 Petabeckerel (PBq = 10^{15} Bq) Strontium-90 und 948 PBq Cäsium-137 wurde dabei freigesetzt. 50% dieser zwei flüchtigen Radionuklide wurden lokal oder regional abgelagert,

während die übrigen 50% in der Atmosphäre verblieben. Die Sprengkraft aller Explosionen in der Atmosphäre addierte sich zu 440 Megatonnen (Mt) TNT-Äquivalent. Der Anteil, der durch Kernspaltung verursacht wurde, lag bei 189 Mt.

Der Reaktorunfall von Tschernobyl

Am 26. April 1986 verursachte der bisher schwerste Unfall (INES-Klasse 7) eines zivilen Kernkraftwerks in Tschernobyl in der Ukraine die Freisetzung einer beträchtlichen Menge radioaktiver Stoffe (Anonym, 1995b). Die beim Brand entstandene Feuersäule trug radioaktive Substanzen mehr als 1200 m in die Atmosphäre hinauf und hatte eine weiträumige Verteilung zur Folge, wobei ein Teil auf Westeuropa niederging.

Alle gasförmigen Stoffe, etwa die Hälfte des Iods und ein Drittel des Cäsiums wurden freigesetzt. Erst 10 Tage danach liess die Aktivitätsfreisetzung markant nach. Die damalige abgegebene Aktivität wurde auf 10^{19} Bq geschätzt, davon 74 bis 86 PBq Cäsium-137 und 80 bis 115 PBq Strontium-90 (United Nations, 2000). Während einiger Tage im Frühling 1986 enthielt die Luft über der Schweiz Radioaktivität aus Tschernobyl. Zur Erfassung der radioaktiven Aerosole wurden zahlreiche Messungen durchgeführt, um festzustellen, welche Radionuklide in der Luft vorkamen und wie lange ihre Konzentration erhöht war. Während des Wolkendurchzugs hatte sich die Radioaktivität je nach Wetterlage sehr unterschiedlich abgesetzt. Insgesamt wurde im Tessin, in der Ostschweiz und im Jura durch unterschiedlich starke Regenfälle mehr Radioaktivität aus der Luft ausgewaschen als im westlichen Mittelland und im Wallis, wo vorwiegend trockene Ablagerungen stattfanden. Am stärksten war die Bodenbelegung aber im Südtessin und teilweise in den Bündner Südtälern.

Die SUER

Die Sektion Überwachung der Radioaktivität (SUER) der Abteilung Strahlenschutz des Bundesamtes für Gesundheit mit Sitz am Physikdepartement der Universität Freiburg koordiniert die Erhebung und die Analyse der Proben in Niederschlägen, Gewässern, Boden, Pflanzen, Kuhmilch, Gemüse und weiteren Lebensmitteln (BAG, 2003; Anonym, 2003). Die Kompetenzzentren für die Überwachung der Lebensmittel (Kuhmilch, Pilze und Wildfleisch) sind die kantonalen Laboratorien. Trends in Veränderungen der künstlichen Radioaktivität können auf diese Weise verfolgt und veröffentlicht werden.

Physikalische Eigenschaften der Radionuklide Cäsium-137 und Strontium-90

Die künstlichen Radionuklide Cäsium-137 und Strontium-90 entstehen als Spaltprodukte bei Explosionen von Atomwaffen und bei Unfällen von Kernkraftwerken. Cäsium-137 bildet längerfristig den dominierenden Anteil der Bodenkontamination bei einem Kernkraftwerkunfall (Anonym, 1995b). Wichtige Radionuklide neben Cäsium-137, die sich auf dem Boden und den Pflanzen in der Schweiz nach dem Unfall von Tschernobyl ablagerten, waren Cäsium-134 und Iod-131. Diese drei leichtflüchtigen Spaltprodukte bilden zusammen mit kurzlebigen Edelgasen den grössten Teil der Strahlendosis infolge eines Unfalls. Die Kontamination mit Iod-131 war infolge seiner physikalischen Halbwertszeit von 8 Tagen innerhalb weniger Wochen völlig abgeklungen. Cä-

sium-134 mit einer Halbwertszeit von 2 Jahren ist heute fast ganz verschwunden. Im Gegensatz dazu, ist das wesentlich längerlebige Cäsium-137 mit einer Halbwertszeit von 30 Jahren noch heute zum Teil vorhanden.

In der Schweiz stammt das abgelagerte Strontium-90, dessen Halbwertszeit 29 Jahren beträgt, mehrheitlich aus oberirdischen Kernwaffenversuchen. Messungen von Strontium-90 in der Luft und die Kontrolle der Ablagerungen durch Niederschläge wurden an mehreren Orten auf der Welt seit 1957 durchgeführt (United Nations, 2000). Eine Berechnung auf der Basis der Produktion des Strontiums-90 aus der Spaltung bei Explosionen bestätigte das Ausmass der Ablagerungen. Die Ablagerung von Cäsium-137 wurde durch Multiplikation des Strontium-90-Wertes mit einem Faktor 1.5 berechnet, da Cäsium-137 und Strontium-90 im Verhältnis 1.5 bei Explosionen freigesetzt werden. Das Strontium-90 war nach dem Tschernobyl-Unfall an relativ grosse Partikel gebunden und wurde aus diesem Grund vor allem in der Nähe des Reaktors abgelagert (in der Schweiz: Strontium-90: Cäsium-137 = ~ 1:100; BAG, 2003).

Beta- und γ -Strahlen werden von Cäsium-137 emittiert, während Strontium-90 nur γ -Strahlen produziert. Die γ -Strahlung durchdringt biologisches Gewebe bis zu etwa einem Meter, während die β -Strahlung je nach Energie eine Reichweite von Millimetern bis Zentimetern hat (BAG, 1999). Die künstliche Radioaktivität kann über zwei Wege die Strahlendosis erhöhen: Extern durch die Strahlung aus der radioaktiven Wolke (Wolkenphase) und aus den radioaktiven Ablagerungen auf dem Boden (Bodenphase) und intern durch die Strahlung der radioaktiven Substanzen, die eingeatmet oder mit der Nahrung aufgenommen wird.

Gesetzliche Grundlage

Massgebend für die Beurteilung der Ergebnisse ist die Strahlenschutzverordnung (StSV) für die Immissions- und Dosisgrenzwerte sowie die Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe (FIV) für Lebensmittel. Der Toleranzwert ist die Höchstkonzentration, bei dessen Überschreitung das Lebensmittel als verunreinigt oder sonst im Wert vermindert gilt. Der Grenzwert ist die Höchstkonzentration, bei dessen Überschreitung das Lebensmittel für die menschliche Ernährung ungeeignet ist. Die Toleranz- und Grenzwerte sind im FIV aufgelistet. Die Grenzwerte dieser Verordnung richten sich nach den Empfehlungen der EU und der Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation (Food and Agriculture Organisation, FAO) der UNO. Die Toleranz- und Grenzwerte für Cäsium-137 und

Strontium-90 in Lebensmitteln sind in Tabelle 1 angegeben. Zur Berechnung der Strahlendosen der Bevölkerung dienen die Modelle und Dosisfaktoren der Strahlenschutzverordnung von 1994. Sie basieren auf den Empfehlungen der Internationalen Strahlenschutzkommission (International Commission on Radiological Protection, ICRP) und gelten für Personen mit durchschnittlichen Lebens- und Ernährungsgewohnheiten.

Tabelle 1: Toleranz- und Grenzwerte für Cäsium-137 und Strontium-90 in Lebensmitteln gemäss Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe (FIV) in Bq/kg.

| Radionuklid | Toleranzwert (Bq/kg) | Grenzwert (Bq/kg) | |
|--------------|----------------------|------------------------|-----------------------|
| | alle Lebensmittel | Lebensmittel allgemein | flüssige Lebensmittel |
| Cäsium-137 | 10* | 1250 | 1000 |
| Strontium-90 | 1 | 750 | 125 |

*Toleranzwert für Cäsium-137 in Wildfleisch und Wildpilzen: 600 Bq/kg

Kontamination des Bodens

Die Bodenbelegung mit künstlichen Radionukliden zeigt regionale Unterschiede, die mit den Ablagerungen aus den oberirdischen Kernwaffenversuchen aus den fünfziger- und sechziger- Jahren und dem Reaktorunfall Tschernobyl zusammenhängen (Abb. 1 und 2; BAG, 2003). Die Werte für Cäsium-137 und Stron-

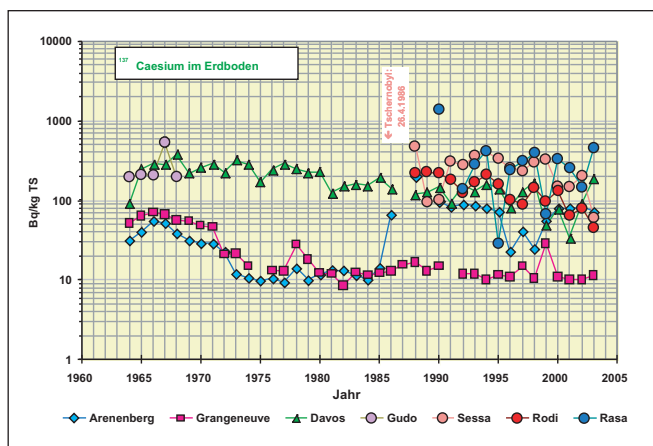


Abbildung 1: Cäsium-137 im Erdboden aus Arenenberg (TG), Grangeneuve (FR), Davos (GR) und Stellen aus dem Tessin angegeben in Bq/kg Trockenmasse (Messung: verschiedene Institute und Laboratorien); Quelle BAG Jahresbericht.

tium-90 befanden sich im Jahre 2003 über der Nachweisgrenze. Die Kontamination des Bodens mit Cäsium-137 erreichte nach dem Unfall maximale Werte von ca. 50kBq/m² im Tessin und in den Bündner Südtälern. Da die radioaktiven Partikel langsam

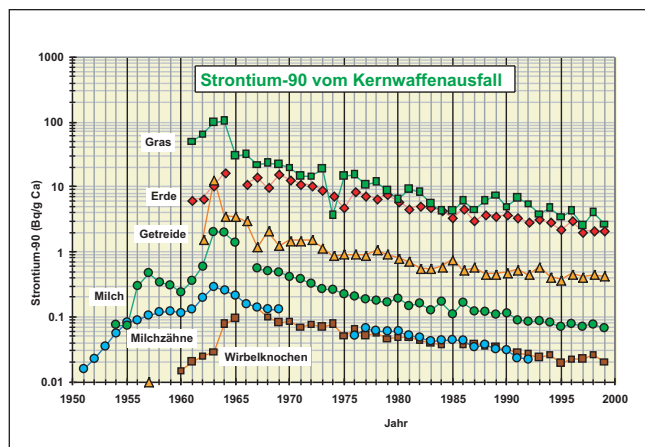


Abbildung 2: Strontium-90 in Gras, Erde, Getreide, Kuhmilch, Milchzähne (bezogen auf das Geburtsjahr) und Wirbelknochen Verstorbener in BQ/g Ca (Messung: Institut Universitaire de Radiophysique Appliquée, Lausanne); Quelle BAG Jahresbericht.

in tiefere Erdschichten eingedrungen sind, hat die externe Strahlendosis durch die Ablagerung von Cäsium-137 seit 1986 wesentlich mehr abgenommen, als dies dem radioaktiven Zerfall entsprechen würde. In den Alpen und Südalpen wurden im Jahre 2003

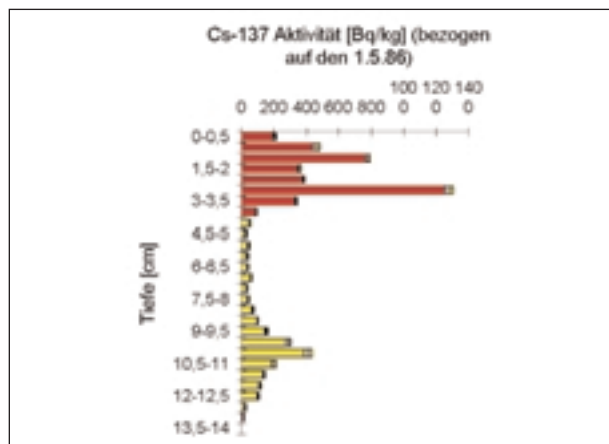


Abbildung 3: Die spezifische Cäsium-137-Aktivität im Sediment des Bodensees stammt aus zwei Quellen. Der Cäsium-137-Eintrag aus dem Kernwaffen-Fallout befindet sich heute in einer Tiefe um etwa 12 cm. Das Cäsium aus dem Reaktorunfall in Tschernobyl liegt hingegen wenige Zentimeter tief; Quelle: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg.

Maximalwerte von 810Bq/kg Trockenmasse (TS) für das Cäsium-137 und von 37Bq/kg TS für das Strontium-90 im Boden gemessen (BAG, 2003; Anonym, 2003). Diese Werte waren immer noch höher als diejenigen im Mittelland. Der Cäsiumgehalt im Sediment des Bodensees illustriert das Ausmass der Kontamination mit Höhepunkten zur Zeit der Kernwaffentests und in Zusammenhang mit dem Tschernobyl-Unfall (Abb. 3; Anonym, 2002).

Gras

Ursprünglich lagerten sich die Radionuklide Cäsium-137 und Strontium-90 von den oberirdischen Kernwaffenversuchen und vom Reaktorunfall Tschernobyl auf das Gras und den Boden ab (BAG, 2003). Cäsium-137 ist stark an Bodenpartikel gebunden und bewegt sich nur langsam, während Strontium-90 relativ leicht in die Pflanzen aufgenommen wird. Im Jahre 2003 waren im Gras nur noch Spuren des in tiefere Bodenschichten versunkenen Cäsium-137 und Strontium-90 vorhanden, welche die Pflanzen über die Wurzeln aufnehmen. Die regionale Verteilung der Aktivitäten entspricht jener im Erdboden mit bis 20 Bq/kg TS für das Cäsium-137 im Tessin und bis 50 und 14 Bq/kg TS für das Strontium-90 im Tessin bzw. in den Alpen.

Kuhmilch

Im Jahre 2003 lagen die Mittelwerte für das Cäsium-137 in Kuhmilch unter 2 Bq/L (BAG, 2003). 17 Jahre nach dem Unfall wurde im Tessin ein Maximalwert von 25 Bq/L gemessen. Diese von einem Einzelhof stammende Milchprobe lag somit über dem Schweizer Toleranzwert von 10 Bq/L. Obwohl diese Milch im Sinne des Lebensmittelgesetzes als verunreinigt gilt, ist deren Abgabe an die Milchzentrale, wo sie verdünnt wird, unbedenklich und erfordert keine Einschränkung. Bei der Verarbeitung der Milch bleibt das Cäsium-137 in der Molke und kann Schweine kontaminieren, wenn Molke als Futter angewendet wird. Bei einem Erwachsenen, der täglich drei Deziliter Milch mit den erwähnten 25 Bq/L Cäsium-137 trinkt, beträgt die zusätzliche Dosis 0.04 mSv pro Jahr (Tab. 2), etwa 1% der jährlichen, natürlichen Strahlenexposition.

Tabelle 2: Effektive Strahlendosis beim Mensch bei einer oral aufgenommenen Aktivität von 1000 Bq.

| Radionuklid | Strahlung | Effektive Strahlendosis (mSv) |
|--------------|------------------|-------------------------------|
| Cäsium-137 | $\beta + \gamma$ | 0.013 |
| Strontium-90 | β | 0.03 |

Pilze und Waldbeeren

Wildwachsende essbare Pilze (z. B. Maronenröhrlinge, Steinpilze, Pfifferlinge, andere Röhrlinge, Blätterpilze, Zigeunerpilze) enthalten häufig hohe Cäsium-137-Konzentrationen (Abb. 4). In Waldböden ist aufgrund eines hohen Humusanteils das Cäsium-137 für Waldpflanzen wie Farne, Brombeeren, Heidelbeeren oder Pilze leicht verfügbar. Pilze entnehmen ihre Nährstoffe den obersten Bodenschichten. Im Gegensatz zu anderen Pflanzen sind Pilze in der Lage Lignin zu

zersetzen, wodurch sie Zugang zu einem grösseren Cäsiumreservoir als andere Pflanzen haben. Das Myzel der Pilze befindet sich einige Zentimeter unter dem Boden, also in einer Tiefe, in der Aktivität aus Tschernobyl noch bedeutend ist. Bis 1996 wurde in den Pilzen, vor allem in den Röhrlingen, noch kein eindeutiger Rückgang der Aktivität beobachtet. Diese überschritt noch oft den Toleranzwert von 600 Bq/kg Frischgewicht, bei gewissen Pilzarten aus dem Tessin sogar den Grenzwert der Fremd- und Inhaltsstoffverordnung (1250 Bq/kg). Zu bemerken ist ferner, dass im Tessin ca. 10% des Cäsium-137 in den Pilzen von den Atombombenversuchen der sechziger Jahre stammt. Bis 2003 wurde ein abnehmender Trend für die Kontamination beobachtet. Bei einem Erwachsenen, der wöchentlich 200g Pilze mit 600 Bq/kg Cäsium-137 (= Toleranzwert) aufnimmt, beträgt die zusätzliche Dosis 0.09 mSv pro Jahr (Tab. 2).

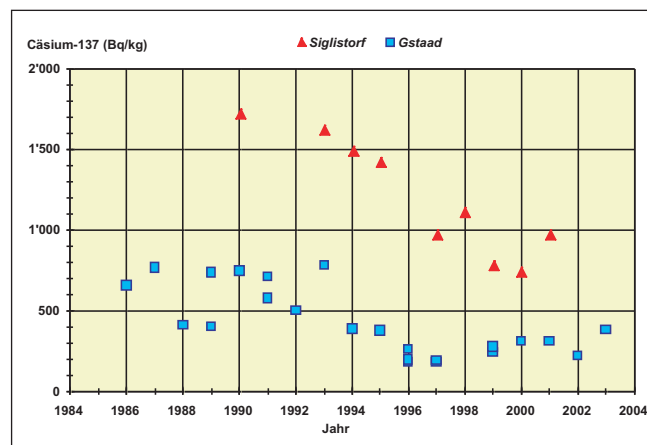


Abbildung 4: Cäsium-137 in Zigeunerpilzen aus Siglistorf (AG) und Gstaad (BE) in Bq/kg Frischgewicht, Aktivität bezogen auf den 1. Mai 1986 (Messung: Kantonale Laboratorien von Aargau und Bern); Quelle: BAG Jahresbericht.

Wildfleisch

Bei Wildschweinen, vor allem jenen aus dem Tessin, treten immer noch erhöhte Cäsium-137-Werte vom Reaktorunfall Tschernobyl auf (BAG, 2004). Die Wildschweinpopulation in der Schweiz hat seit Anfang der 90er-Jahre stark zugenommen. Die meisten dieser Tiere leben im Wald und suchen dort im Boden nach Wurzeln und Pilzen, die als Nahrungsquellen dienen. Sie scheinen eine Vorliebe für die für Menschen ungenießbaren Hirschtrüffel (*Elaphomyces asperulus*, *Elaphomyces muricatus*, *Elaphomyces granulatus*) zu haben, die Cäsium-137 extrem stark aufkonzentrieren. Bei zwei Wildschweinen wurden im Winter 2001/02 Werte bis 2500 Bq/kg gemessen, die deutlich über dem Grenzwert von 1250 Bq/kg lagen (Anonym, 2003). Ein Wildschwein, das ein Jahr später

6500 Bq/kg aufwies, musste vom Kantonsveterinär beschlagnahmt werden. Bei den übrigen im Winter 2002/2003 im Tessin geschossenen 188 Wildschweinen war der Cäsium-Gehalt deutlich tiefer und unbedenklich. Die Triagemessungen wurden vor Ort mit einem Dosisleistungsmessgerät durchgeführt, damit das kantonale Veterinäramt über deren Freigabe entscheiden konnte. Je nach Futtergewohnheiten können andere Wildtiere wie Rehe hohe Messwerte aufweisen (Anonym, 2002).

Fisch

Der mittlere Gehalt an Cäsium-137 im Fleisch der Fische aus dem Luganersee hat von 1000 bis 2000 Bq/kg im Jahr 1987 auf weniger als 50 Bq/kg im Jahre 1993 abgenommen. 2003 lag der mittlere Gehalt unter 10 Bq/kg. Nach dem Unfall war der Fischfang in diesem See während fast zwei Jahren verboten. Diese Massnahme vermied bei den Fischliebhabern eine Strahlendosis von bis zu 1 mSv, was ca. einem Viertel der mittleren natürlichen Jahresdosis entspricht.

Menschlicher Körper

Die biologische Halbwertszeit von Cäsium-137 im Körper erwachsener Menschen beträgt etwa 100 Tage. Ganzkörpermessungen von Cäsium-137 ergaben im Jahre 1986 Werte um 1000 Bq im Körper von Personen aus dem Mittelland und bis 15000 Bq im Tessin. Seit einigen Jahren liegen die entsprechenden Messwerte meist unter 100 Bq, oft sogar nahe oder unter der Nachweisgrenze. Heute ist in der ganzen Bevölkerung die Cäsium-137-Aktivität im Körper viel kleiner als die des natürlich vorkommenden Kaliums-40. Die jährliche Strahlendosis, welche die Bevölkerung in der Schweiz aus natürlichen Quellen (inklusive Radon) aufnimmt, beträgt im Mittel 4 mSv. Die Berechnung der zusätzlichen künstlichen Strahlendosen der Bevölkerung basiert auf den Modellen und Dosisfaktoren der StSV, die sich auf die Empfehlungen der ICRP stützen und für Personen mit durchschnittlichen Lebens- und Ernährungsgewohnheiten gelten. Die zusätzliche Dosis, welche die Bevölkerung in der Schweiz im ersten Jahr nach dem Unfall ausgesetzt war, betrug im Mittel 10% der natürlichen externen Dosis, in Gebieten mit der höchsten Bodenkontamination bis ca. 65% derselben. Die zusätzliche Dosis, summiert über 50 Jahre nach dem Unfall, wird auf durchschnittlich 0.5 mSv geschätzt, in den meistbetroffenen Gegenden bei Selbstversorgern bis zum zehnfachen. Die Dosen haben seit 1988 deutlich abgenommen und liegen heute unter dem «de-minimis-Wert» der Strahlenschutzverordnung von 0.01 mSv pro Jahr.

Da der Stoffwechsel von Strontium demjenigen des Calciums ähnelt und zum Teil gleiche Mechanismen aufweist, wird Strontium anstatt Calcium und im gleichen Verhältnis zu Calcium in die Milch abgegeben und in Knochen und Zähne eingelagert (Dahl et al., 2001). Die Elimination des Strontiums aus dem menschlichen Körper erfolgt in zwei Phasen, die mit der Summe von zwei exponentiellen Funktionen mit Eliminationshalbwertszeiten von 2.4 bzw. 13.6 Jahren beschrieben werden können (Körblein, 2003). Die maximale Aufnahme von Strontium in den Knochen erfolgt bei der Menarche. Messungen der Radioaktivität von Strontium-90 in Milchzähnen bei Kindern und Wirbeln erwachsener Menschen wurden seit 1955 durchgeführt (BAG, 2003). Die Werte, die mit dem Gehalt des Calciums (Ca) korrigiert und für die Milchzähne in Funktion des Geburtsjahres angegeben sind, betragen im Jahre 2002 etwa 0.030 Bq/g Ca. Diese Werte korrelieren mit denjenigen im Boden, im Gras, in der Kuhmilch und im Getreide im Verlauf der letzten 5 Jahrzehnte (Abb. 3). Ein Gipfel mit 0.350 Bq/g Ca in den Milchzähnen, der das Ausmass der Kontamination mit den oberirdischen Atomwaffenversuchen zeigt, wurde um das Jahr 1963 erreicht. Ein kleinerer Gipfel in den Wirbelkörpern (0.200 Bq/g Ca im Tessin) wurde drei Jahre später festgestellt. Leicht erhöhte Konzentrationen von Strontium-90 wurden in Kuhmilch und in Milchzähnen von Kindern im Tessin nach dem Unfall von Tschernobyl festgestellt. In der Spongiosa der Wirbelkörper werden Calcium und Strontium durch den kontinuierlichen Prozess des Knochenumbaus innerhalb von ein bis zwei Jahren vollständig ersetzt (Dahl et al., 2001). Die Wirbelkörper geben aus diesem Grund einen genauen Hinweis auf die Kontamination der Nahrungskette.

Unerwünschte Effekte hoher Konzentrationen von Cäsium-137 und Strontium-90 auf die Gesundheit

Die Konsequenzen des Tschernobyl-Unfalls in den kontaminierten Gebieten auf die Gesundheit von Tier und Mensch sind zum Teil dokumentiert (Goncharova, 2000; Moysich et al., 2002; Nuclear Energy Agency, OECD, 2002). Um veröffentlicht zu werden, müssen die wissenschaftlichen Untersuchungen auf der Basis akzeptierter Methoden durchgeführt werden, damit die unverfälschten Auswirkungen der Katastrophe wahrgenommen werden können (Schaffner, 2003). Der grösste Anteil der Kontamination ist durch Cäsium-137 verursacht. Der exakte wissenschaftliche Nachweis der negativen Wirkungen von Cäsium-137 auf die Gesundheit von Lebewesen ist nicht einfach mit Ergebnissen von Felduntersuchungen zu eruieren, da andere Radionuklide an den beobachteten Effekten beteiligt sind, oder Synergien der Wirkungen mehrerer Radionuklide existieren können.

Nach oraler und parenteraler Verabreichung akkumuliert sich das Cäsium-137 in den Organen von Ratten, vor allem in den Nieren und im Herz (PSR/IPPNW Schweiz, 2003). Bei Kindern der kontaminierten Gebieten in Belarus wurde Cäsium in mehreren Organen, mit den höchsten Konzentrationen in Schilddrüse, Nebennieren und im Pankreas, gefunden (Bandazhesky, 2001a; Bandazhesky, 2003). Die Gewebekonzentrationen von Cäsium-137 sind bei Kindern im Vergleich zu den Werten Erwachsener des gleichen Gebietes drei bis fünfmal höher. Das Cäsium-137 akkumuliert sich in der Plazenta schwangerer Frauen, die als Schutzbarriere wirkt, und ist für Missbildungen und Totgeburten verantwortlich (Bandazhesky, 2001b). Chronische Aufnahme von Cäsium-137 in den Organen führt zu nachweisbaren anatomischen Veränderungen und zu Dysfunktionen im Verhältnis zur Konzentration des Radionuklids. Dysfunktionen des kardiovaskulären Systems wurden besonders ausführlich beschrieben: hoher Blutdruck, Veränderungen des Elektrokardiogramms, Herzgeräusche, metabolische Veränderungen und plötzlicher Tod (Bandazhesky und Bandazhevskaya, 2003; Bandazhevskaya et al., 2004). Ferner sind die Kinder aus stark kontaminierten Gebieten häufiger und schwerer erkrankt (PSR/IPPNW Schweiz, 2003; Bandazhevskaya et al., 2004).

Die biologischen Wirkungen niedriger Strahlendosen und die entsprechenden Dosis-Antwort-Kurven sind zur Zeit noch nicht völlig abgeklärt und werden in wissenschaftlichen Kreisen diskutiert (Goncharova, 2000). Die Sammlung von Information bei Labortieren und epidemiologische Untersuchungen bei bestrahlten Populationen von Tier und Mensch geben Hinweise auf die Gefahren von niedrigen Strahlendosen. Unerklärte Diskrepanzen existieren zwischen den Beobachtungen in Zellen und einfachen Organismen im Vergleich zu komplexeren Organismen (Wolff und Olivieri, 1996; United Nations, 2000). Nationale und internationale Strahlenschutzorganisationen nehmen an, dass ein linearer und schwellenfreier Zusammenhang (sog. LNT-Hypothese) zwischen Dosis und Effekt existiert (United Nations, 2000).

Bei Karpfen und Feldmäusen der kontaminierten Gebiete von Belarus korreliert das Ausmass der genetischen Schäden mit der vor allem durch Cäsium-137 verursachten Strahlendosis (Goncharova und Ryabokon, 1995; Ryabokon et al., 2000). Eine Schwellendosis war bei diesen zwei Tierarten nicht erkennbar.

Ferner erhöht sich die Häufigkeit der Mutationen mit der Anzahl von Generationen in der Feldmäusepopulation dieser kontaminierten Gebiete. Eine erhöhte Häufigkeit von mehreren Krebsarten wurde beim Mensch in Belarus nach dem Tschernobyl-Unfall beobachtet (Okeanov et al., 2004), während die meisten Untersuchungen nur auf eine erhöhte Häufigkeit von Karzinomen der Schilddrüse bei Kindern in den hoch kontaminierten Gebieten hinweisen (United Nations, 2000; Nuclear Energy Agency, 2002). Eine erhöhte Anzahl von Leukämie-Fällen bei Kindern in Europa und in den hoch kontaminierten Gebieten in den Jahren nach dem Tschernobyl-Unfall konnte nicht eindeutig dokumentiert werden (Petridou et al., 1996; Steiner et al., 1998; Moysich et al., 2002). Die Anzahl von erbten Entwicklungsanomalien beim Mensch hat in den Jahren nach dem Tschernobyl-Unfall in Belarus deutlich zugenommen (Goncharova, 2000). In Deutschland und Polen wurde ein Jahr nach dem Tschernobyl-Unfall eine Zunahme der perinatalen Kindermortalität (Totgeburten und Frühtod bis 7 Tage nach der Geburt) in Zusammenhang mit der Cäsium-137-Konzentration im Körper beobachtet (Körblein und Kuchenhoff, 1997). Ferner wurde eine erhöhte perinatale Kindermortalität, die durch die orale Aufnahme von Strontium-90 verursacht wurde, etwa 14 Jahre nach dem Tschernobyl-Unfall in Belarus und in der Ukraine festgestellt (Körblein, 2003). Die Interpretation der statistisch auffälligen Ergebnisse der Daten dieser beiden wissenschaftlichen Untersuchungen durch Körblein muss jedoch relativiert werden. Die durch Strahlen verursachten Schäden in Keimzellen von Säugetieren können mit der Untersuchung der Mutationen in Minisatelliten beurteilt werden (Dubrova, 1996 und 2003). Diese Methode hat sich für die Beurteilung der Folgen des Tschernobyl-Unfalls und der oberirdischen Kernwaffenversuche auf das Genom als sehr empfindlich bewiesen. Mit diesem experimentellen System konnte zum Beispiel gezeigt werden, dass die Anzahl an Mutationen bei Kindern von der Summe der von Mutter und Vater absorbierten Strahlendosis abhängt (Dubrova et al., 1999).

Dank

Das Manuskript wurde kritisch und sorgfältig von Prof. H. Völkle, Sektion Überwachung der Radioaktivität, Bundesamt für Gesundheit und von Prof. M. Fernex, Rodersdorf, gelesen.

Contamination de la chaîne alimentaire avec le césium-137 et le strontium-90 en Suisse

Une tâche du domaine de la physiologie de la nutrition est la supervision de la qualité des aliments. Un rationnement basé sur des composantes non souillées est ainsi possible. Ce travail de synthèse utilise l'exemple de contamination par les radionucléides césium-137 et strontium-90 et suit ces deux substances non désirées le long de la chaîne alimentaire jusqu'à l'hôte final où des effets néfastes sur la santé peuvent être observés. Le degré de contamination par la radioactivité artificielle est suivi par des mesures régulières dans le cadre du programme de surveillance de la Division Radioprotection de l'Office fédéral de la santé publique. L'interprétation des observations et les directives de cette division sont conçues principalement pour la santé humaine. Leur application contribue aussi au bien-être des animaux.

Contaminazione della catena alimentare con cesio 137 e stronzio 90 in Svizzera

Un compito del settore della fisiologia dell'alimentazione è la sorveglianza della qualità del foraggio, componendo razioni per animali di alimenti singoli ineccepibili. Questo lavoro di sorveglianza illustra la contaminazione con i radionuclidi di cesio 137 e di stronzio 90 e mostra in quale modo queste due sostanze indesiderate arrivano tramite la catena alimentare all'ospite definitivo esercitando un effetto negativo sulla salute di animali e uomini. Modifiche della contaminazione tramite radioattività artificiale possono essere costatate con regolari misure nell'ambito del programma di sorveglianza della divisione radioprotezione dell'Ufficio federale della sanità pubblica. L'interpretazione delle misure e le indicazioni protrate da questa divisione hanno in prima linea non solo lo scopo di proteggere l'uomo ma anche gli animali.

Literatur

Anonym, 22. Juni 1994: Strahlenschutzverordnung (StSV). http://www.admin.ch/ch/d/sr/c814_501.html.

Anonym, 26. Juni 1995a: Verordnung des Eidgenössischen Departements des Innern über Fremd- und Inhaltsstoffe in Lebensmitteln (Fremd- und Inhaltsstoffverordnung, FIV). http://www.admin.ch/ch/d/sr/c817_021_23.html.

Anonym, Dezember 1995b: 10 Jahre nach Tschernobyl, ein Beitrag aus schweizerischer Sicht. Bericht der eidgenössischen Kommissionen für AC-Schutz, für die Sicherheit der Kernanlagen, für Strahlenschutz und für die Überwachung der Radioaktivität. <http://www.bag.admin.ch/strahlen/actualite/pdf/Broschüre%2010%20Jahre%20deutsch.pdf>.

Anonym, März 1999: Radioaktivität und Strahlenschutz. Broschüre des Bundesamtes für Gesundheit. http://www.bag.admin.ch/strahlen/ionisant/radio_tout/documentation/d/bag_broschüre_str.pdf.

Anonym, 2002: Jahresbericht 1998–2001: Radioaktivität in Baden-Württemberg. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. <http://www.lfu.baden-wuerttemberg.de/lfu/abt3/strahlenschutz/index.htm>.

Anonym, 25. März 2003: Reaktorunfall Tschernobyl: 17 Jahre danach – Die Auswirkungen auf die Schweiz. Bericht des Bundesamtes für Gesundheit. <http://www.bag.admin.ch/strahlen/actualite/pdf/cherno2003.pdf>.

Bandazhevskaya G.S., Nesterenko V.B., Babenko V.I., Babenko I.V., Yerkovich T.V., Bandazhevsky Y.I.: Chronic Cs-137 incorporation after Chernobyl and cardiovascular symptoms in schoolchildren. *Swiss Med. Wkly*, in press. http://www.smw.ch/set_archiv.html.

Bandazhevsky Y.I.: Incorporated caesium-137 and pathology of the thyroid gland. *Abstract. Int. J. Rad. Med.* 2001a, 3: 10–12.

Bandazhevsky Y.I.: Radiocaesium and congenital malformations. *Abstract. J. Rad. Med.* 2001b, 3: 10–12.

Bandazhevsky Y.I.: Chronic Cs-137 incorporation in children's organs. *Swiss Med. Wkly* 2003, 133: 488–490. http://www.smw.ch/set_archiv.html.

Bandazhevsky Y.I., Bandazhevskaya G.S.: Cardiomyopathies au césium 137. *Cardinale* 2003, 15: 40–43. http://www.ipnw.ch/content/pdf/Sympo_15022003/Cardinale_DEF.pdf.

Bundesamt für Gesundheit (BAG): Jahresbericht 2003 der Abteilung Strahlenschutz, 2004. http://www.bag.admin.ch/strahlen/actualite/pdf/Jahresbericht2003_d.pdf.

Bundesamt für Gesundheit (BAG): Überwachung der Umweltradioaktivität. Jahresberichte, 2003. http://www.bag.admin.ch/strahlen/ionisant/radio_env/documentation/d/document2003.php.

Dahl S.G., Allain P., Marie P.J., Mauras Y., Boivin G., Amman P., Tsouderos Y., Delmas P.D., Christiansen C.: Incorporation and distribution of strontium in bone. *Bone* 2001, 28: 446–453.

Dubrova Y.E.: Monitoring of radiation-induced germline mutation in humans. *Swiss Med. Wkly* 2003, 133: 474–478. http://www.smw.ch/set_archiv.html.

Dubrova Y.E., Nesterov V.N., Krouchinsky N.G., Ostapenko V.A., Neumann R., Neil D.L., Jeffreys A.J.: Human minisatellite mutation rate after the Chernobyl accident. *Nature* 1996, 380: 683–686.

Dubrova Y.E., Plumb M., Brown J., Jeffreys A.J.: Radiation-induced mutations in mammalian minisatellite loci. *Int. J. Radiat. Medicine* 1999, 1: 90–100.

Goncharova R.I. *Remote consequences of the Chernobyl disaster: Assessment after 13 years.* In: Low doses of radiation: Are they dangerous? Burlakova E.B. (ed.), Nova Science Publishers, Inc. New York, 2000, pp. 289–314.

Goncharova R.I., Ryabokon N.I.: Dynamics of cytogenetic injuries in natural populations of bank voles in the Republic of Belarus. *Radiation Protection Dosimetry* 1995, 62: 37–40.

Korblein A.: Strontium fallout from Chernobyl and perinatal mortality in Ukraine and Belarus. *Radiats. Biol. Radioecol.* 2003, 43: 197–202.

Korblein A., Kuchenhoff H.: Perinatal mortality in Germany following the Chernobyl accident. *Radiat. Environ. Biophys.* 1997, 36: 3–7.

Moysich K. B., Menezes R. J., Michalek A. M.: Chernobyl-related ionising radiation exposure and cancer risk: an epidemiological review. *Lancet* 2002, 3: 269–279.

Nuclear Energy Agency: Organisation for Economic Co-operation and Development, 2002. Chernobyl: Assessment of radiological and health impacts. <http://www.nea.fr/html/rp/reports/2003/nea3508-chernobyl.pdf>.

Okeanov A.E., Sosnovskaya E.Y., Priatkina O.P.: National cancer registry to assess trends after the Chernobyl accident. *Swiss Med. Wkly*, in press. http://www.smw.ch/set_archiv.html.

Petridou E., Trichopoulos D., Dessypris N., Flytzant V., Haidas S., Kalmanti M., Koliousskas D., Kosmidis H., Piperopoulou F., Tzortzidou F.: Infant leukaemia after in utero exposure to radiation from Chernobyl. *Nature* 1996, 382: 352–353.

PSR/IPPNW Schweiz: Health Consequences of Chernobyl in Children. Abstracts, Meeting of February 15, 2003, Basle, Switzerland.

Ryabokon N.I., Smolich I.I., Goncharova R.I.: Genetic process in chronically irradiated populations of small mammals. *Environ. Management Health* 2000, 11: 433–446.

Schaffner A.: Chernobyl – Opening the pages to scientific authors from Eastern Europe. *Swiss Med. Wkly* 2003, 133: 473. http://www.smw.ch/set_archiv.html.

Steiner M., Burkart W., Groscher B., Kaletsch U., Michaelis J.: Trends in infant leukaemia in West Germany in relation to in utero exposure due to the Chernobyl accident. *Radiat. Environ. Biophys.* 1998, 37: 87–94.

Wölff S., Olivieri G.: The adaptive response to very low doses of ionizing radiation. *Eds. Mutation Res.* 358: 125–243.

United Nations: Sources and effects of ionizing radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) 2000 Report to the General Assembly (Vol. I). United Nations sales publication E.00.IX.3, Geneva, 2000. http://www.unscear.org/reports/2000_1.html.

Korrespondenzadresse

PSR/IPPNW Schweiz, Sekretariat, Klosterberg 23, 4051 Basel. Tel./Fax: 061 271 50 25, E-Mail: sekretariat@ippnw.ch

Manuskripteingang: 8. Juni 2004

In vorliegender Form angenommen: 28. Juli 2004