

**Zeitschrift:** Bericht der Eidgenössischen Kommission zur Überwachung der Radioaktivität

**Herausgeber:** Eidgenössische Kommission zur Überwachung der Radioaktivität

**Band:** 30 (1987-1988)

**Heft:** 1: Text

**Rubrik:** Radioaktivität aus Tschernobyl

### **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:** 15.03.2025

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

zusammen: Männer rauchen öfters und haben meist früher mit Rauchen angefangen als Frauen, so dass die Latenzzeit von 20-30 Jahren zwischen dem Zigarettenkonsum und der klinischen Diagnose von Krebs heute zu unterschiedlichen Risiken führt. Wird das relative Risikomodell von der amerikanischen auf die Schweizer Bevölkerung übertragen, sind dem Radon pro Jahr und Million Männer ca. 100 Lungen-Krebsfälle und pro Jahr und Million Frauen ca. 20 Fälle zuzuordnen. Es sei aber nochmals darauf hingewiesen, dass es sich bei diesen Risikozahlen um extrapolierte Schätzungen handelt, die nicht direkt überprüfbar sind.

### **3. Radioaktivität aus Tschernobyl**

#### **3.1. Einleitung**

Dieses Kapitel gibt Antwort auf die Fragen, wo in unserer Umwelt 1987 und 1988 noch Radioaktivität aus Tschernobyl nachgewiesen wurde und wie gross sie war. Ferner wird abgeschätzt, welche externe und interne Dosen dadurch verursacht wurden und welche Dosis in den kommenden Jahren noch zu erwarten ist.

Zur Beantwortung dieser Fragen wurde in den Berichtsjahren in vielen Stichproben die Radioaktivität in der Luft, in Niederschlägen, Gewässern, Lebensmitteln und in Mensch und Tier gemessen. Insbesondere wurde die Aktivität der langlebigen Nuklide Caesium-137 (30 Jahre Halbwertszeit), Caesium-134 (2 Jahre) und Strontium-90 (28 Jahre) untersucht. Die Resultate sind ausführlich im Figuren- und Tabellen-Band zusammengestellt. Auch wenn dabei das Schwergewicht auf die Messresultate derjenigen Proben gelegt wird, die noch Radioaktivität in messbarer Menge enthielten, darf nicht vergessen werden, dass sehr häufig keine künstliche Aktivität mehr nachgewiesen werden konnte. Auch ist zu beachten, dass die natürliche Radioaktivität in den meisten Proben grösser ist als die künstliche.

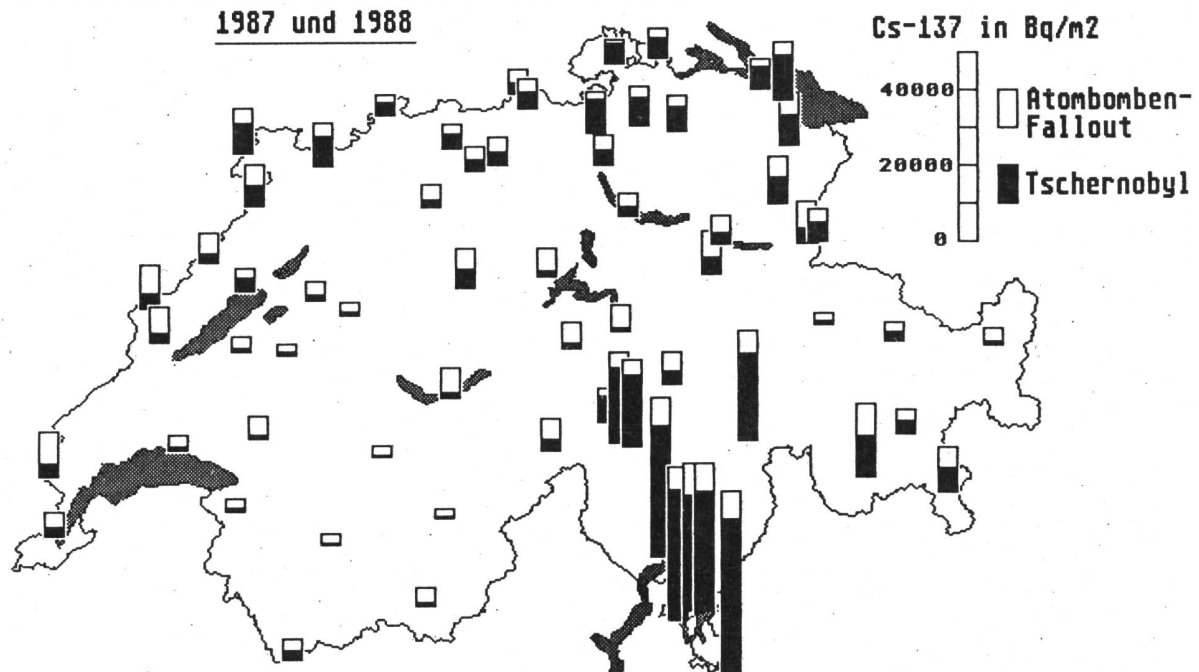
### 3.2. Radioaktivität aus Tschernobyl im Erdboden

Messungen an Erdboden-Proben ergaben als wichtigstes Ergebnis, dass die 1986 aus Tschernobyl stammende Caesium-137 Aktivität pro  $\text{m}^2$  Bodenfläche bis 1988 praktisch nicht abgenommen hat, sondern langsam in tiefere Bodenschichten eindrang. Dadurch verringerte sich ihr Beitrag zur jährlichen externen Dosis.

Für diese Untersuchungen wurden zahlreiche Proben aus den obersten 15 cm des Bodens entnommen und daran im Labor vertikale Aktivitätsprofile gemessen. Unter den künstlichen Radionukliden wurden noch Caesium-137, Caesium-134 und Strontium-90 nachgewiesen. Die übrigen Nuklide aus Tschernobyl waren praktisch schon zerfallen. Alles 1987 und 1988 gemessene Caesium-134 muss aus Tschernobyl stammen. Caesium-137 kann sowohl von Tschernobyl wie von den Atombombenversuchen stammen. Man kann jedoch bestimmen, wieviel Caesium-137 von Tschernobyl und wieviel von den Bombenversuchen kommt, indem man vom 1986 bestimmten Aktivitätsverhältnis der beiden Caesium-Isotope ausgeht und dieses auf den Zeitpunkt der späteren Messung umrechnet.

In Fig. III (Fig. 3.17 a) wird die Caesium-137 Aktivität im Boden nach ihrer Herkunft aufgeteilt. Das Caesium-137 aus den Bombenversuchen variiert zwar, zeigt aber keine deutlichen systematischen regionalen Unterschiede. Die Bodenbelegung (Aktivität pro Fläche) liegt zwischen 2000 und 8000  $\text{Bq}/\text{m}^2$ . Dagegen weisen - wie 1986 - das Tessin, Südbünden, die Nordost-Schweiz und der Nord-Jura stärkere Bodenbelegungen an Caesium-137 aus Tschernobyl auf als die übrigen Gebiete. Die stärker kontaminierten Gebiete erhielten im April/Mai 1986 beim Durchzug der radioaktiven Wolke mehr Regen und damit grössere Ablagerungen von Radioisotopen. Dort beträgt die Flächenbelegung aus Tschernobyl bis ca. 40'000  $\text{Bq}/\text{m}^2$ .

**Fig. III : Aktivitätsflächenbelegung durch Cs-137 in Bq/m<sup>2</sup> in der Schweiz**



Tiefenprofile ergaben, dass die Caesium-Aktivität aus Tschernobyl bis 1988 je nach Boden etwa 1 bis 10 cm eingedrungen war. Summiert man die in den verschiedenen Tiefen gefundenen Werte der Caesium-137 Aktivität zu einer Flächenbelegung, sieht man für mehrfach beprobte Stellen, dass diese Belegung seit Sommer 1986 praktisch gleich gross geblieben ist (Fig.3.17 f). Offenbar wird nur sehr wenig Aktivität von Niederschlägen abgeschwemmt. Das allmähliche Eindringen der Aktivität in den Boden bewirkt jedoch, dass die beim Zerfall der Nuklide ausgesandte Strahlung geschwächt wird, so dass die externen Dosen 1987 und 1988 geringer waren als 1986 (Fig. 3.17 g). Diese werden in Kapitel 3.7. angegeben.

Messungen an Stichproben ergaben, dass auch Strontium-90 als künstliches Radionuklid im Boden vorhanden ist. Die gemessenen Aktivitäten sind jedoch wesentlich kleiner als diejenigen von Caesium-137 (Tabelle 3.1.). Die 1987 und 1988 gemessenen Aktivitäten in den meisten Gegenden der Schweiz waren ähnlich gross wie vor 1986, was bestätigt, dass das meiste Strontium-90 in Schweizer Böden von den Bombenversuchen und nicht von Tschernobyl stammt (vergl. KUer Bericht 1985/86, Teil 2, Fig. 5.13.). Im Tessin jedoch fällt die Strontium-90-Aktivität aus Tschernobyl stärker ins Gewicht. Obschon die Flächenbelegung von den Bombentests für den Tessin nicht bekannt ist, kann indirekt abgeschätzt werden, dass sich die Bodenbelegung infolge des Ausfalls von Tschernobyl höchstens etwa verdoppelt hat. Dieser Ausfall führte 1986 zu maximal ca. 400 Bq/m<sup>2</sup> Strontium-90, wie aus der gemessenen Flächenbelegung von Caesium-137 (maximal ca. 40'000 Bq/m<sup>2</sup> im Tessin) und dem 1986 in Luftfiltern bestimmten Strontium-90:Caesium-137 Verhältnis von ca. 1:100 berechnet werden kann (siehe KUer Bericht 85/86, Fig. 5.49.a).

Weil Strontium-90 und das Folgeprodukt Yttrium-90 reine  $\beta$ -Strahler sind, trägt dieses Nuklid in den Berichtsjahren praktisch nichts zur externen Dosis bei.

### 3.3. Radioaktivität aus Tschernobyl in Luft und Niederschlägen

In Luftfilterproben wurden 1987 und 1988 nur noch geringe Konzentrationen der beiden langlebigen Nuklide Caesium-134 und Caesium-137 nachgewiesen (Fig. 3.1. bis 3.4.). Mit maximal ca. 80  $\mu$ Bq/m<sup>3</sup> war die Caesium-137 Aktivität in Luft des Mittellandes ungefähr 10'000 Mal kleiner als beim Durchzug der Wolke aus Tschernobyl im Mai 1986. Die in den Berichtsjahren festgestellte Aktivität ist vermutlich vorwiegend durch Resuspension eines Teils der 1986 auf dem Boden abgelagerten Radionuklide wieder in die Luft gelangt; ein Teil ist möglicherweise Aktivität, die vom beschädigten Reaktor nach dem Löschen des Brandes noch abgegeben wurde. Die durch diese geringe Aktivität in den Jahren 1987 und 1988 verursachte Inhalationsdosis ist vernachlässigbar.

Auch in Niederschlagsproben wurden noch geringe Konzentrationen an Caesium-134 und Caesium-137 nachgewiesen (Fig. 3.7. und 3.8.). Die in den Jahren 1987 und 1988 auf dem Boden abgelagerte Aktivität fällt gegenüber der schon vorhandenen nicht ins Gewicht.

### 3.4. Radioaktivität aus Tschernobyl in Gras und Lebensmitteln

In Gras und in allen wichtigen Lebensmitteln wie Milch, Fleisch etc. war die Aktivität der aus Tschernobyl stammenden Nuklide in den Jahren 1987 und 1988 wesentlich kleiner als im Mai/Juni 1986. In vielen Proben war die Aktivität kaum mehr nachweisbar.

#### Gras (Fig. 3.19., Tab. 3.2.)

Die folgende Tabelle zeigt den Rückgang der Caesium-137 Aktivität in Grasproben aus dem Tessin, dem Kanton mit der grössten Aktivität auf dem Boden:

Caesium-137 in Grasproben aus dem Tessin (Bq/kg Gras frisch)

	Wertebereich	Mittelwert
Mai 1986	500 - 5000	2000
Aug/Sept 1986	20 - 5000	600
April - Juni 1987	5 - 200	40
1988	1 - 100	30

In den übrigen Landesgegenden war 1987 und 1988 die Caesium-137 Aktivität in Grasproben meist kleiner als 10 Bq pro kg Frischsubstanz. Der Rückgang der Aktivität ist damit erklärbar, dass 1986 die direkte (trockene oder nasse) Deposition aus der Luft zu einer grösseren Kontamination der Pflanzen geführt hatte als später die Aufnahme über die Wurzeln, über die Ablagerung resuspendierter Aktivität aus der Luft und direkt durch die kontaminierte Bodenoberfläche.

Werden Aktivitätswerte in Grasproben mit denjenigen von Bodenproben desselben Ortes (meist der Alpennordseite) verglichen, zeigt sich trotz einer grossen Variationsbreite ein linearer Zusammenhang (Fig. 3.19 e und f). Für 1988 und 1987 lässt sich daraus abschätzen, dass 1 Bq/kg Erde trocken (aus den obersten 5 cm Bodentiefe) zu ungefähr 0,1 bis 0,3 Bq/kg Gras (trocken) geführt hat.

Milch (Fig. 3.20 bis 3.24, Tab. 3.3.), Fleisch (Fig. 3.29, 3.30) und weitere Lebensmittel.

Die Aktivitätswerte waren in den meisten Stichproben von Milch und Fleisch in den Jahren 1987 und insbesondere 1988 viel kleiner als im Mai/Juni 1986. Beispielsweise sank die Caesium-137 Aktivität in Tessiner Kuhmilch von 200 bis 1000 Bq/l im Mai 1986 auf 50 bis 500 Bq/l im Frühling 1987 und auf weniger als 150 Bq/l im Jahre 1988. Die Aktivitäten in Milch aus dem Tessin und den Bündner Südtälern waren generell höher als in solchen von der Alpennordseite, wo sie 1987 und 1988 meist kleiner als 20 Bq/l waren. Allerdings zeigten die Messwerte oft eine grosse Schwankungsbreite.

Die Aktivitäten in Milch und Fleisch nahmen langsamer ab als diejenige in Gras. Zum Beispiel war die Caesium-137 Aktivität in Rindfleischproben aus dem Tessin im Jahre 1987 nicht signifikant kleiner als 1986 (Fig. 3.29.a). Zur Erklärung können zwei Gründe aufgeführt werden:

(1) Im Winter 1986/87 und teilweise auch noch später wurde Heu verfüttert, das im Frühsommer 1986 eingebracht worden und somit durch die Ablagerung im Mai 1986 kontaminiert war.

(2) Weidende Tiere nehmen mit dem Gras auch immer etwas Erde auf, die noch Aktivität von Tschernobyl enthält. Dies könnte erklären, wieso die in Milch gemessenen Aktivitäten häufig grösser sind als die berechneten Werte, die sich auf die in Fütterungsversuchen im

Stall bestimmten Transfer-Faktoren von Gras in Milch abstützen (Fig. 3.22.d).

In Gemüse und Früchten lag die Caesium-137 Aktivität in den Jahren 1987 und 1988 mit wenigen Ausnahmen unter 10 Bq/kg (Fig. 3.26 und 3.27). Auffällig sind erhöhte Werte in Kastanien aus dem Tessin und Graubünden (bis 400 Bq/kg). In andern Nahrungsmitteln mit geringer Konsumrate wie Schokolade, Honig und Fruchtkonzentraten war die Caesium-137 Aktivität meist kleiner als 200 Bq/kg (Fig. 3.34). In Getreide und Getreideprodukten wurden Aktivitäten von einigen Bq/kg bis höchstens 50 Bq/kg gemessen (Fig. 3.25).

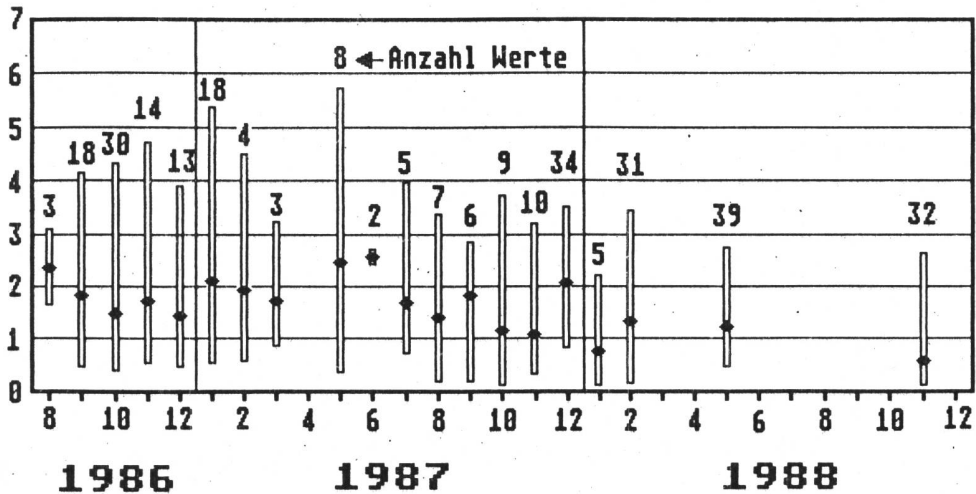
Wildfleischproben aus den Kantonen Tessin und Graubünden zeigten 1987 und 1988 Caesium-137 Werte um 100 Bq/kg mit einzelnen Maximalwerten bis 800 Bq/kg. Proben aus der übrigen Schweiz lagen meist unter 100 Bq/kg (Fig. 3.30). Die Aktivität in Wildproben ist also von Herbst 1986 bis Ende 1988 noch nicht wesentlich zurückgegangen (vgl. KUeR Bericht 85/86, Fig. 5.31).

#### Fische (Fig. 3.33)

Wie 1986 wurden auch in den beiden Berichtsjahren die höchsten Caesium Aktivitäten in Fischen aus dem Luganersee gemessen (Maximalwerte: einige kBq/kg). Dieser See befindet sich in dem Gebiet des Tessins, wo im Frühling 1986 am meisten Aktivität aus Tschernobyl abgelagert wurde. Ferner hat der See einen relativ kleinen Wasseraustausch (wenige, kleine Wasserzuflüsse), so dass die mittlere Verweildauer von Caesium-137 relativ gross ist (Fig. 3.32.d). Fische aus dem Lago Maggiore enthielten ca. drei Mal tiefere Aktivität und solche aus andern Schweizer Seen höchstens 200 Bq/kg. Beachtenswert ist die grosse Schwankungsbreite der Messwerte, die auch damit zusammenhängt, dass die Aktivität von der Fischart und vom Alter des Tieres abhängig ist. Die Abnahme der Aktivität in den Jahren 1986 bis 1988 war langsam (Fig IV), was mit der langen biologischen Halbwertszeit von Caesium in den Tieren zusammenhängt.



Fig. IV : Cs-134 und Cs-137 im Barsch aus dem Luganersee  
 kBq/kg (Cs-134 + Cs-137) Wertebereich und Mittelwerte

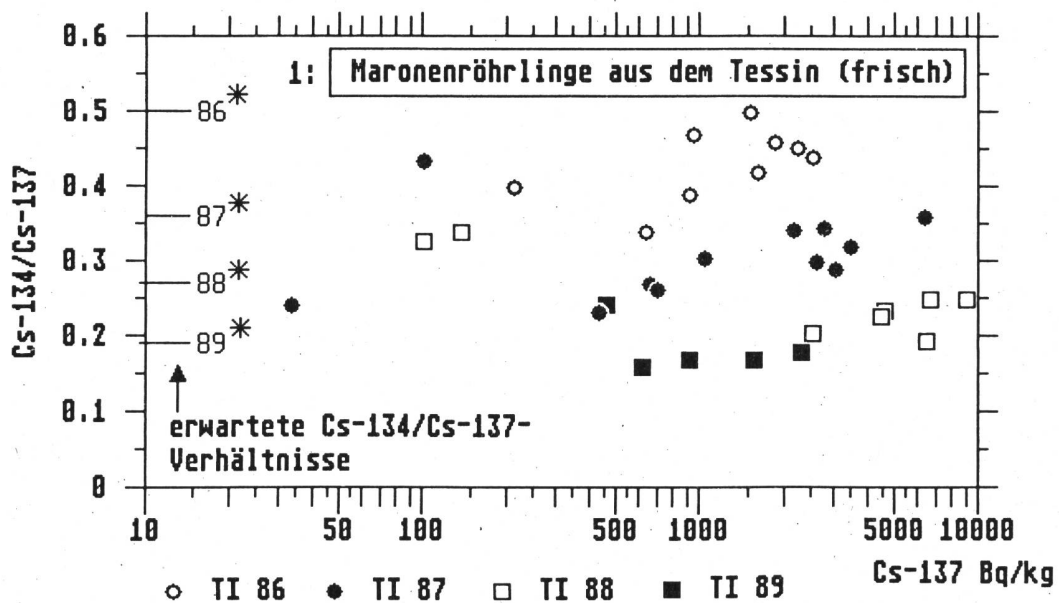


Vom 3. September 1986 bis 9. Juli 1988 war das Fischen im Luganersee verboten. Die mit dieser einfachen Massnahme eingesparte Dosis kann wie folgt abgeschätzt werden: Hätte ein Fischliebhaber in dieser Periode wöchentlich 300 g Fisch mit durchschnittlich 1800 Bq/kg Caesium-134 und Caesium-137 gegessen, hätte er total ca. 50'000 Becquerel aufgenommen. Dies führt zu einer Dosis von ca. 0,8 mSv. Dieser Wert ist etwa gleich gross wie die zusätzliche Dosis, welcher die Tessiner Bevölkerung im ersten Jahr nach Tschernobyl durch externe und interne Bestrahlung im Mittel ausgesetzt war. Ferner entspricht dieser Wert ca. einem Fünftel der jährlichen mittleren Dosis aus allen Quellen in der Schweiz (vergl. Kap. 7.3.).

## Pilze

Die höchsten Cäsium-137 Aktivitäten findet man in Maronenröhrlingen und Zigeunerpilzen aus dem Tessin mit Maximalwerten bis 10'000 Bq/kg (Fig. V, Fig. 3.28.a). Andere Pilzsorten und Pilze aus andern Landesgegenden zeigen geringere Aktivitäten (Fig. 3.28). Die Caesium-134/137 Isotopenverhältnisse in Pilzproben aus dem Kanton Tessin sind nur geringfügig tiefer als die Werte, die man aus dem 1986 gemessenen Verhältnis in den Ablagerungen aus Tschernobyl erwartet (\* in Fig. V). Das zeigt, dass die gemessene Aktivität grösstenteils aus Tschernobyl stammt.

**Fig. V : Cs-134/137 Isotopenverhältnis in Maronenröhrlingen**



Pilze aus dem Kanton Bern zeigen ein kleineres Caesium-134/137 Verhältnis als dem Tschernobyl Fallout entspricht (Fig. 3.28.b). Das bedeutet, dass die Caesium Aktivität dieser Pilze zu einem grossen Teil vom Bomben-Fallout stammt.

Die vorliegenden Messergebnisse führen zum Schluss, dass die Caesium-137 Aktivität in Pilzen von 1986 bis 1989 etwa gleich hoch geblieben ist (Fig. V). Dies kann damit erklärt werden, dass sich das Caesium-137 weiterhin in der Tiefe des Bodens befindet, wo sich das Pilzmycel befindet.

Da Pilze nicht in grossen Mengen konsumiert werden, führen die teilweise erhöhten Caesium-137 Werte zu keinen Dosen, die ins Gewicht fallen.

### Strontium-90 in Lebensmitteln

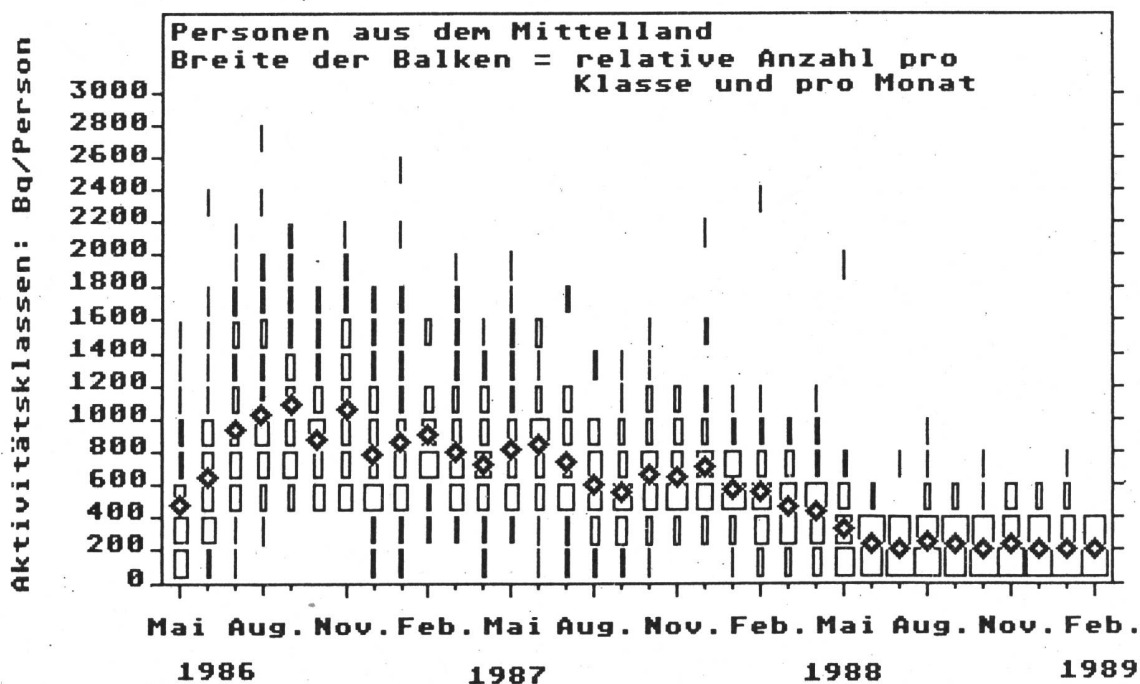
In Gras-, Milch- und Getreide-Proben wurden in den Jahren 1987 und 1988 ähnliche Strontium-90 Aktivitäten gemessen wie vor dem Unfall Tschernobyl. Beispielsweise war auf der Alpennordseite die Aktivität in der Milch signifikant nur im Frühling 1986 erhöht (Fig. 3.22 f). Die Sr-90 Aktivitäten in Stichproben von Milch und Getreide aus dem Tessin scheinen allerdings auch 1988 gegenüber Proben von der Alpennordseite noch leicht höher zu liegen (Fig. 3.25 d, Tab. 3.3 und 3.4.). Diese Resultate bestätigen die früher gemachte Feststellung, dass in den meisten Gegenden der Schweiz die Strontium-90 Aktivität im Boden hauptsächlich von den Bombentests und nicht von Tschernobyl stammt. So findet man in den Berichtsjahren - wie vor 1986 - die höchsten Sr-90 Aktivitäten in Gras- und Milchproben aus dem Alpengebiet (z.B. Davos, Mürren, Tab. 3.2, Fig. 3.22 e).

### 3.5. Caesium-137 im menschlichen Körper

Die von der Bevölkerung mit der Nahrung aufgenommene Radioaktivität kann mit Hilfe der in Nahrungsmitteln gemessenen Aktivitätskonzentrationen und von angenommenen täglichen Konsumraten abgeschätzt werden (Tab. 6.1. und 6.2). Zur Ueberprüfung dieser Berechnungen wurden auch 1987 und 1988 zahlreiche Ganzkörpermessungen durchgeführt, mit denen die tatsächlichen Caesium-137 Gehalte im Körper bestimmt werden. Mit

Urinmessungen kann die im Körper enthaltene Aktivität ebenfalls bestimmt werden; da täglich etwa 1% des Caesium-Gehaltes im Körper ausgeschieden wird.

**Fig. VI : Ganzkörpermessungen 1986/89: Cs-134 + Cs-137**  
Messung PSI



Die Resultate der Ganzkörpermessung an Personen des Mittellandes zeigen, dass die mittlere Caesium Aktivität im Körper vom Sommer 86 bis Winter 88/89 auf ca. einen Fünftel zurückging (Fig. VI; Fig. 3.37.e und f). Die Ende 1988 noch gemessenen Aktivitäten von ca. 100 Bq pro Person liegen an der Nachweisgrenze der Apparaturen. Der beobachtete Rückgang ist damit erklärbar, dass der Körper das aufgenommene Caesium mit einer biologischen Halbwertszeit von 2 bis 3 Monaten wieder ausscheidet und dass 1987 und 1988 die neu aufgenommene Aktivität kleiner war als 1986.

Die Messreihen an einzelnen Personen aus dem Tessin zeigen ebenfalls einen markanten Rückgang der Aktivität (Fig. 3.37.c und d). Messungen an Schülerinnen und Schülern aus Basel und Genf erlauben zudem einen Vergleich der Caesium-137 Aktivität (bis 800 Bq) mit der natürlichen Kalium-40 Aktivität (3000 bis 6000 Bq pro Person). Die Resultate zeigen auch, dass die Knaben mehr Caesium und mehr Kalium enthalten als die Mädchen, weil Männer mehr Muskeln haben als Frauen, und sich Kalium und Caesium in den Muskeln konzentrieren (Fig. 3.37 a und b). Ferner kann geschlossen werden, dass 1987 Personen in Basel ähnliche Caesium-137 Konzentrationen im Körper aufwiesen wie Personen in Genf.

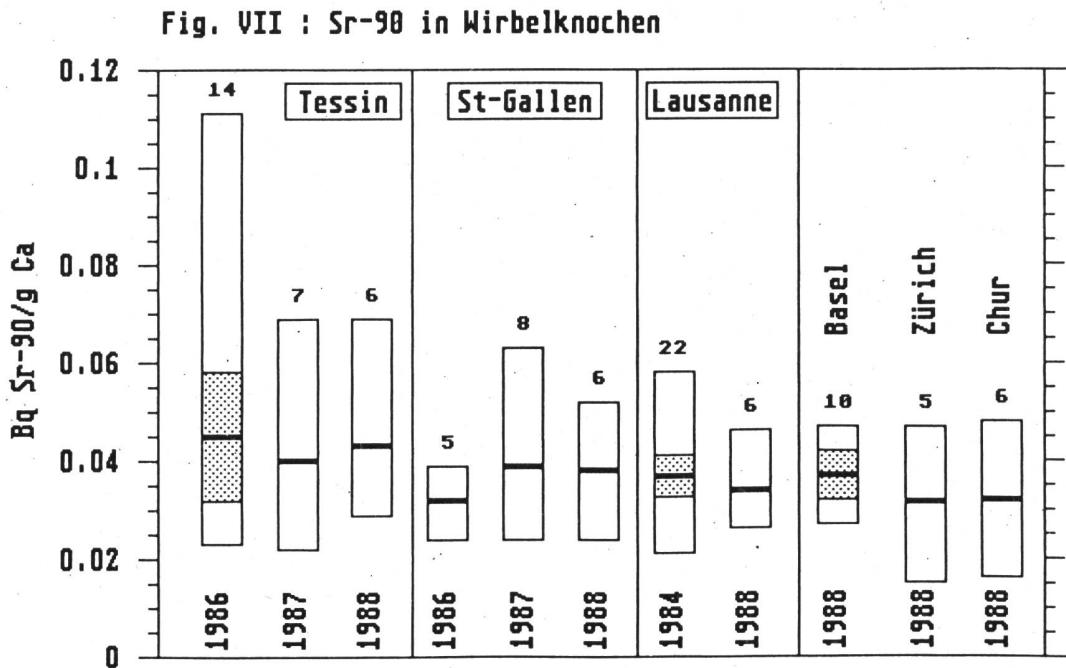
Urin-Untersuchungen bestätigten den erwähnten Rückgang der Aktivität im menschlichen Körper und lassen den Schluss zu, dass Ende 1988 die Aktivität im Körper der Untersuchten ca. 100 - 200 Bq betrug (Fig. 3.37 g).

Der berechnete zeitliche Verlauf der im Körper enthaltenen Aktivität stimmt mit den Resultaten der Ganzkörpermessungen zwar gut überein, doch überschätzen die Rechnungen die tatsächlich im Körper enthaltene Radioaktivität um ca. einen Faktor 2 bis 3. Für die oben erwähnten Basler Schüler wurde individuell die mit der Nahrung aufgenommene Caesium-137 Aktivität bestimmt. Diese Rechnung ergab im Vergleich mit den Ganzkörpermessungen ebenfalls eine Ueberschätzung um ca. einen Faktor 2 (Hermann und Schüpbach, Z Lebensm Unters Forsch, 1989, 189, 413-417). Dies zeigt, dass man mit den getroffenen Annahmen zur Berechnung der aufgenommenen Aktivität "auf der sicheren Seite" liegt, und dass damit taugliche Prognosen möglich sind.

### 3.6. Strontium in Wirbelknochen

Strontium-90 wird beim Menschen im Skelett eingebaut; der Körper scheidet einmal eingebautes Strontium viel weniger schnell aus als etwa Caesium. Strontium-90 Konzentrationen werden nicht nur in Lebensmitteln, sondern zur Kontrolle auch in Knochen bestimmt.

Die 1986 bis 1988 gemessenen Proben von Wirbelknochen Verstorbener zeigten für alle untersuchten Landesgegenden (inkl. Tessin) innerhalb der Schwankungsbreite ähnliche Strontium-90 Aktivitäten (Fig. VII = Fig. 3.38). Ein Wert von ca. 0,04 Bq pro g Calcium wird bereits seit dem Ende der 70er Jahre in Proben aus dem Kanton Waadt gemessen; die Aktivität stammt von den Bombenversuchen der Sechziger Jahre (siehe KUeR Bericht "25 Jahre Radioaktivitätsüberwachung in der Schweiz"). Ein gewisser allmählicher Anstieg (auf höchstens das Doppelte des heutigen Wertes, siehe Kap 3.2.) kann für Erwachsene im Kanton Tessin allderdings nicht ausgeschlossen werden. Deshalb werden Strontium-90 Messungen weitergeführt.



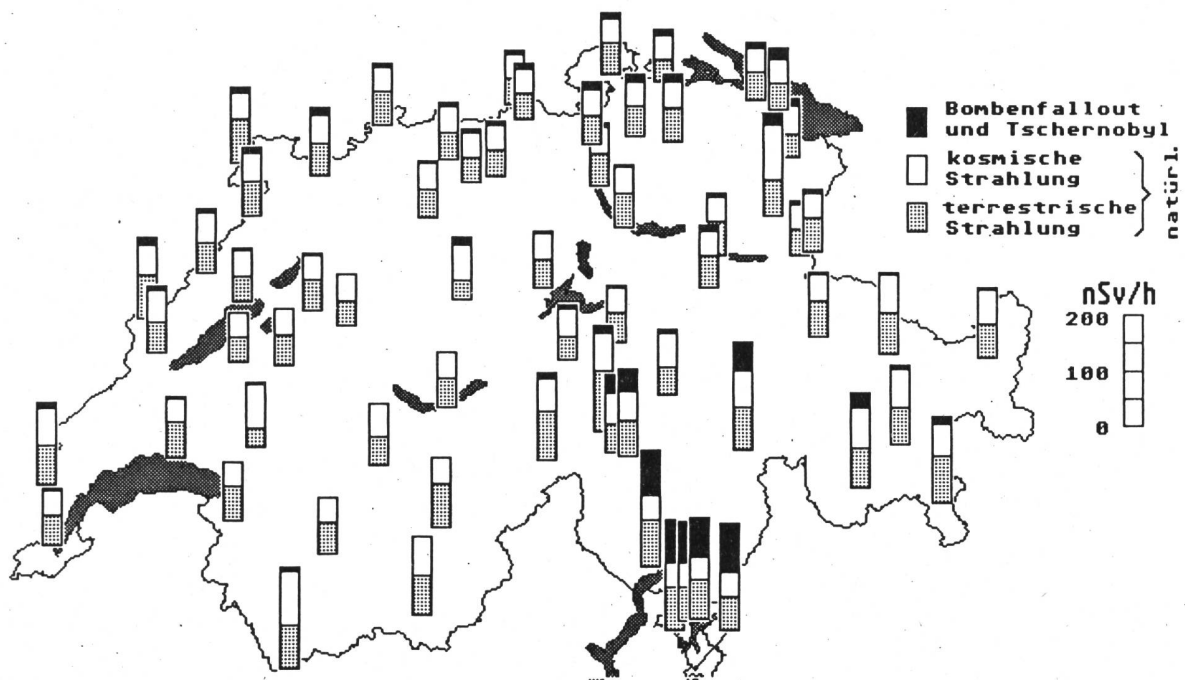
Die Umrechnung der Messwerte für Wirbel auf das ganze Skelett ergibt sich durch Multiplikation mit dem Faktor von 0.55.

### 3.7. Zusätzliche externe und interne Dosen wegen der Radioaktivität aus Tschernobyl

Aus den oben dargestellten Ergebnissen folgt, dass für die Berechnung der Dosen im Jahre 1987 und danach praktisch nur die Aktivität von Caesium-134 und Caesium-137 berücksichtigt werden muss.

Die durch die künstliche Radioaktivität im Boden bewirkte Ortsdosis im Freien ist zusammen mit derjenigen durch natürliche Quellen für das Jahr 1988 für verschiedene Regionen in Fig. VIII dargestellt. Ortsdosen werden in diesem Kapitel als Aequivalentdosen in Sievert angegeben (siehe Anhang 1). Am grössten ist die künstliche Dosis im Süd-Tessin mit Werten bis ca. 80 nSv/h, was einer externen jährlichen Dosis im Freien von ca. 0.7 mSv entspricht. Dieser Beitrag ist von der gleichen Grössenordnung wie die durch natürliche Aktivität im Boden bewirkte externe Dosis (Fig. VIII). In den übrigen Landesgegenden ist der externe Dosisbeitrag im Freien durch künstliche Nuklide wesentlich kleiner als durch natürliche; in der Westschweiz ist er praktisch vernachlässigbar.

**Fig. VIII : Beiträge zur Ortsdosisleistung in der Schweiz (1988)**



Zur Bestimmung der Personendosis wird mit einer Aufenthaltszeit von 20% im Freien, von 80% im Haus und mit einem Abschirmfaktor 10 für das Hausinnere gerechnet. Die für die Zukunft extrapolierten Dosen stützen sich auf den an verschiedenen Standorten beobachteten zeitlichen Rückgang der Beiträge der beiden Caesium-Isotope (Fig. 6.1.a). Für die Schweiz ergeben sich im Mittel die folgenden externen Dosen:

Externe Personendosen in der Schweiz im Mittel

1986	0,05	mSv	pro Jahr
1987	0,02	mSv	pro Jahr
1988	0,015	mSv	pro Jahr
1989 und später	0,05-0,2	mSv	

total als Folge von Tschernobyl 0,15-0,3 mSv

Im Südtessin sind die künstlichen externen Dosen ca. zehn Mal grösser als der Schweizer Mittelwert; in der Westschweiz sind sie kleiner. Die berechneten Werte sind als obere Grenzen anzusehen, weil bei der Rechnung nicht berücksichtigt wurde, dass auf Strassen und Plätzen die abgelagerte Aktivität stärker abgeschwemmt worden ist als auf bewachsenem Boden, wo die meisten Messungen durchgeführt worden sind.

Die internen Dosen der Jahre 1987 und 1988 lassen sich aus den mit Lebensmitteln aufgenommenen Caesium-Aktivitäten berechnen. Man erhält als Mittelwerte für erwachsene Personen in der Schweiz für 1987 ca. 0,05 mSv und für 1988 ca. 0,02 mSv (Fig. 6.2.c). Dabei ist bereits berücksichtigt, dass die aus dem Verzehr von Lebensmitteln bestimmten Dosen die wirklichen Dosen ca. um einen Faktor 2 überschätzen. Die Unsicherheit bei der Berechnung der internen Dosen ist aber relativ gross. Ferner sind grosse Unterschiede zwischen verschiedenen Personen zu erwarten, da die Ernährungsgewohnheiten sehr verschieden sind und da verschiedene Lebensmittel grosse Aktivitätsunterschiede zeigen (Fig. 6.3. und Tab. 6.1.). So ist auch die Abschätzung von internen Dosen für diejenigen Personen schwierig, die sich



in stark kontaminierten Regionen nur mit Eigenprodukten ernähren. Einen entsprechenden Hinweis geben die Resultate von Ganzkörpermessungen an Selbstversorgern aus dem Tessin (Fig. 3.37 d). Nimmt man für diese Personen 1987 eine gesamte Caesium-Aktivität im Körper von 10'000 Bq und für 1988 eine solche von 5000 Bq an, so ergeben sich in diesen beiden Jahren interne Dosen von 0,4 resp. 0,2 mSv. Diese Werte sind ca. zehn Mal grösser als der Schweizer Durchschnittswert, was mit den früheren Abschätzungen für das Jahr 1986 gut übereinstimmt.

Die interne Dosis bis zum Verschwinden der Caesium-137 Aktivität ist schwierig abzuschätzen. Eine grobe Extrapolation ergibt eine mittlere gesamte Dosis in der Schweiz von 0,05 bis 0,1 mSv nach 1988. Damit erhält man im Mittel für die totale interne Dosis in der Schweiz wegen Tschernobyl Werte von ca. 0,2 bis 0,3 mSv (inkl. Iod-Dosis im Jahre 1986). Die externen und internen mittleren kumulierten Dosen in der Schweiz betragen zusammen nach der jetzigen Schätzung also ca. 0,3 bis 0,6 mSv.

### 3.8. Gesundheitliche Risiken

Die oben berechnete Summe der internen und externen Dosen durch den Tschernobyl-Ausfall in der Schweiz stimmt gut mit dem im KUeR Bericht 1985/86 abgeschätzten Wert überein. Deshalb ergeben sich auch etwa dieselben gesundheitlichen Risiken, wie sie früher schon für Krebs und genetische Schäden beschrieben wurden (siehe KUeR Bericht 85/86 Seiten 6.16 bis 6.21). Beispielsweise kann rein rechnerisch die Erhöhung der Krebsmortalität abgeschätzt werden. Dabei wird von neueren Risikofaktoren ausgegangen (ICRP 60, 1991): Für niedrige und verdünnt auftretende Dosen wird für die Gesamtbevölkerung eine Wahrscheinlichkeit von 5% pro Sv angenommen, an Krebs zu sterben. Die oben erwähnte Dosis von 0,6 mSv als Folge von Tschernobyl ergibt also ein (absolutes) zusätzliches Krebsrisiko für die heutige Bevölkerung von 0,03‰; d.h., das spontan auftretende Krebsrisiko von ca. 25% kann (relativ) um ca. 0,1‰ erhöht werden. Dieses Risiko ist viel kleiner als die natürliche und zivilisatorisch bedingte Streubreite der Krebsfälle und wird daher nicht nachweisbar sein.