

Ber. nat.-med. Verein Innsbruck	Band 78	S. 7 – 17	Innsbruck, Okt. 1991
---------------------------------	---------	-----------	----------------------

Radioaktiver fall out auf Gletschern Tirols

von

Walter AMBACH¹⁾, Wolfgang REHWALD¹⁾, Mario BLUMTHALER¹⁾, Heinrich EISNER,²⁾
Peter BRUNNER³⁾ und Karl GABL⁴⁾ *)

1) Institut für Medizinische Physik, Univ. Innsbruck;

2) Institut für Experimentalphysik, Univ. Innsbruck;

3) Institut für Radiochemie, Univ. Innsbruck;

4) Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik, Regionalstelle für Tirol und Vorarlberg, Innsbruck

Radioactive fall out on glaciers in Tyrol

Synopsis: The contamination of glaciers in Tyrol due to atmospheric nuclear weapons tests and the Chernobyl accident was investigated between 1963 and 1988. Since the same technique of sampling and measurement was employed, the contamination from both events can be compared. Measurements of the gross-beta-activity of snow samples show that in both cases the contamination is of the same order of magnitude. The addition health risk is negligible.

1. Einleitung:

An Schneeeproben aus verschiedenen vergletscherten Gebieten Tirols wurde die radioaktive Kontamination des Niederschlages im alpinen Raum über einen Zeitraum von mehr als 25 Jahren untersucht. Die Kontamination stammt einerseits von den seit 1952 durchgeführten atmosphärischen Kernwaffentests und andererseits vom Reaktorunfall in Tschernobyl, der sich am 26.4.1986 ereignet hat. Die Untersuchungen ermöglichen sowohl einen Vergleich der Kontaminationsstärke durch die einzelnen Ereignisse als auch das Studium der Verschleppung der Radioisotope durch Schmelzwasser.

Seit 1952 wurden atmosphärische Kernwaffentests mit jährlich sehr unterschiedlicher Stärke durchgeführt (Abb. 1). Nach einem Teststop für die Jahre 1959/60 erfolgte ab Herbst 1961 eine neuerliche Versuchsreihe in der Atmosphäre mit den bisher größten Explosionsstärken, so daß die radioaktive Kontamination des Niederschlages und der Luft wegen der Speicherkapazität der Stratosphäre im Jahre 1963 Maximalwerte erreichte (Abb. 2). In den Folgejahren nach 1963 wurde ein wesentliches Abklingen der Radioaktivität festgestellt, obwohl vereinzelt noch weitere atmosphärische Kernwaffentests durchgeführt wurden (Abb. 1).

Im Akkumulationsgebiet der Gletscher wurde der kontaminierte feste Niederschlag in chronologischer Folge abgelagert. Obwohl durch die jährlich verschiedenen Abschmelzbedingungen

*) Anschrift der Verfasser: Univ.-Prof. Dr. phil. W. Ambach, Univ.-Ass. Dr. phil. W. Rehwald und Univ.-Doz. Dr. phil. M. Blumthaler, Institut für Medizinische Physik, Müllerstraße 44, A-6020 Innsbruck; Dr. phil. H. Eisner, Institut für Experimentalphysik, Technikerstraße 25, A-6020 Innsbruck; Dr. phil. P. Brunner, Institut für Radiochemie, Templstraße 22, A-6020 Innsbruck; Dr. K. Gabl, Zentralstelle für Meteorologie und Geodynamik, Regionalstelle für Tirol und Vorarlberg, Fürstenweg 180, A-6020 Innsbruck, alle Österreich.

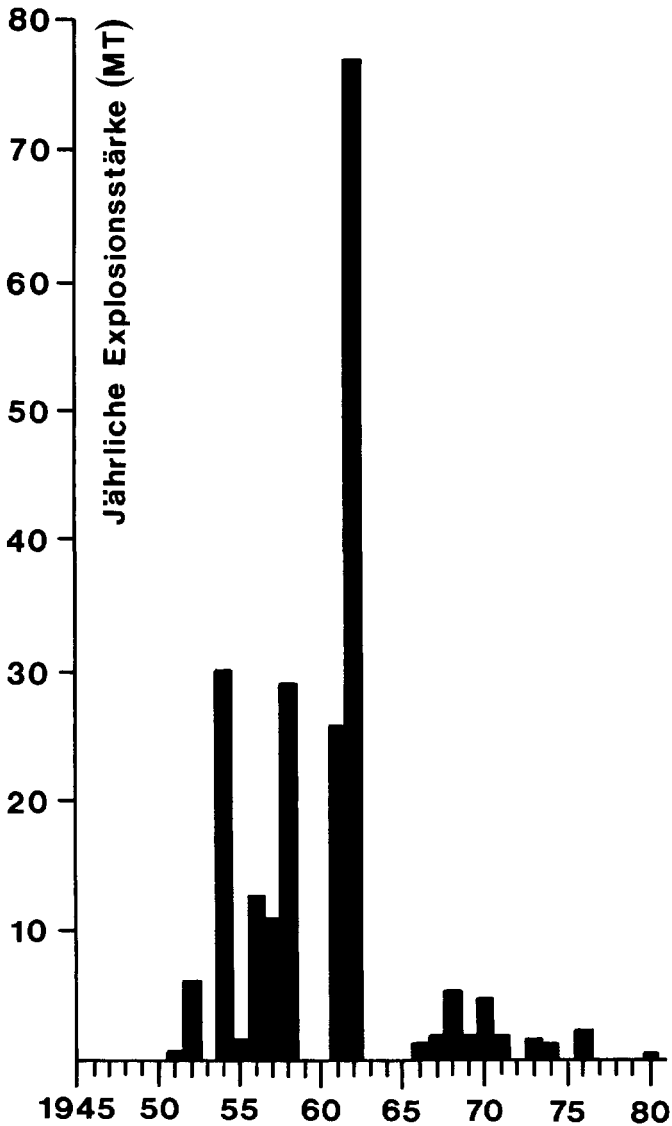


Abb. 1: Jährliche Explosionsstärken von atmosphärischen Kernwaffentests zwischen 1951 und 1980.

die vertikale Verteilung der abgelagerten Radioisotope beeinflusst wurde, können einzelne Jahresschichten auf Grund der Stärke der Kontamination identifiziert werden (Abb. 3). Durch den Reaktorunfall in Tschernobyl wurde eine zusätzliche Kontaminationsmarke in der Jahresschicht 1986 gesetzt (Abb. 4).

Zwischen den radioaktiven Kontaminationen durch die atmosphärischen Kernwaffentests und durch den Reaktorunfall in Tschernobyl sind die folgenden drei wesentlichen Unterschiede festzustellen:

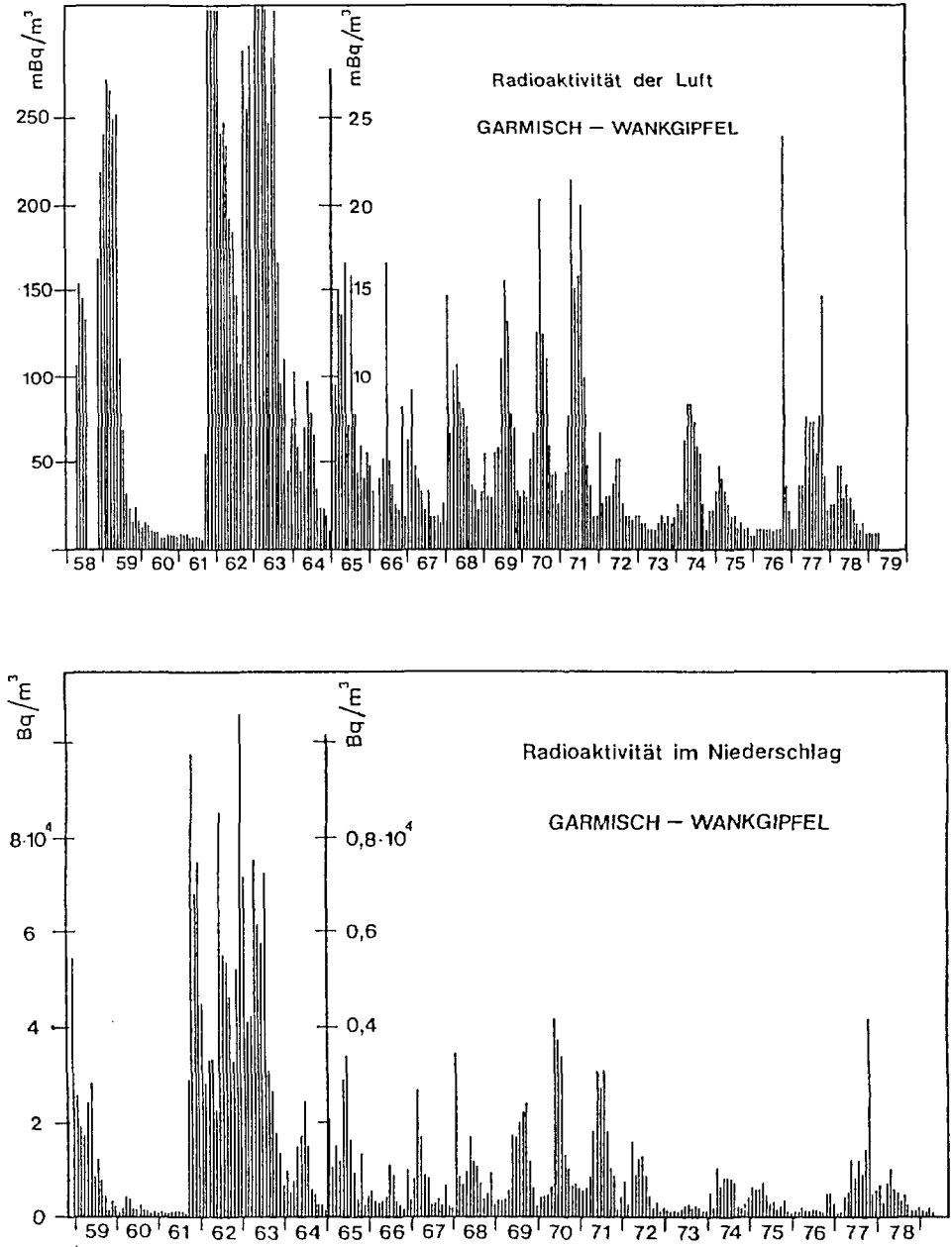


Abb. 2: Konzentrationen der Gesamt-Beta-Aktivität in Luft- und Niederschlagsproben zwischen 1959 und 1978. Station Garmisch – Wankgipfel. Ab 1965 geänderter Maßstab.

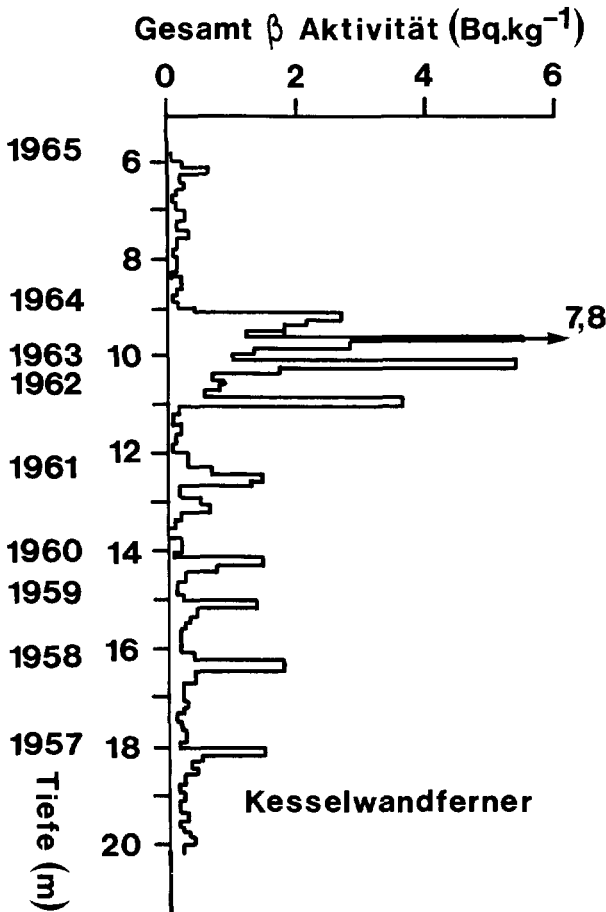


Abb. 3: Konzentrationen der Gesamt-Beta-Aktivität von Firproben als Funktion der Tiefe, Kesselwandferner, Öztaler Alpen. Kontamination durch den radioaktiven fall out von atmosphärischen Kernwaffentests (nach Ambach et al., 1987c).

Erstens war durch die wiederholten atmosphärischen Kernwaffentests und durch die atmosphärische Zirkulation eine eher gleichmäßige weltweite Verteilung des fall out festzustellen, wobei auf der südlichen Halbkugel das Maximum der Kontamination zeitlich verzögert auftrat (PICCIOTTO and WILGAIN, 1963). Durch den Reaktorunfall in Tschernobyl lag hingegen eine regional sehr unterschiedliche Kontamination vor, die durch die Wetterlage und den Niederschlag in den Folgetagen nach dem Unfall bedingt ist (POURCHET et al., 1986). Während bei den atmosphärischen Kernwaffentests der Transport der radioaktiven Partikel durch die allgemeine Zirkulation des Wettergeschehens in der Stratosphäre erfolgte, konnte im Falle von Tschernobyl der Hauptanteil des Transportes in Höhen um 1500 m nachgewiesen werden.

Zweitens war während der atmosphärischen Kernwaffentests die Kontamination über Jahrzehnte feststellbar (Abb. 2). Beim Reaktorunfall in Tschernobyl kam es durch ¹³¹J zu einer Belastungsspitze über wenige Tage. ¹³¹J klingt jedoch mit einer physikalischen Halbwertszeit von ca.

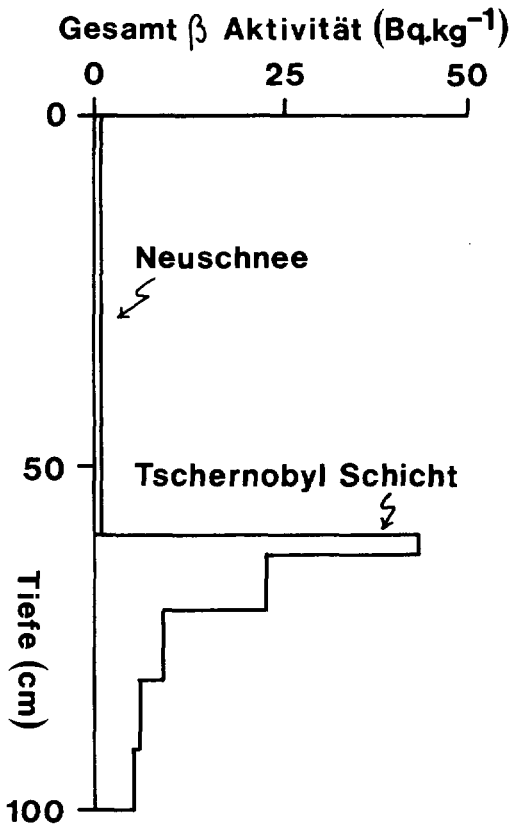


Abb. 4: Konzentrationen der Gesamt-Beta-Aktivität von Schneeproben nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl, Kesselwandferner, Öztaler Alpen, Juli 1986 (nach Ambach et al., 1987c).

8 Tagen ab. Im weiteren ist das Radioisotop ¹³⁷Cs wegen der langen Halbwertszeit von ca. 30 Jahren dominant.

Drittens war eine unterschiedliche Zusammensetzung des fall out festzustellen. Bei den atmosphärischen Kernwaffentests wurden alle physikalisch möglichen Radioisotope explosionsartig erzeugt und in die Stratosphäre emittiert, während beim Reaktorunfall in Tschernobyl die Temperatur des Reaktors und die Flüchtigkeit der chemischen Verbindungen für die Emission verantwortlich waren.

2. Tschernobyl fall out in Schneeprofilen auf Gletschern Tirols:

In Abb. 5 sind drei typische Vertikalprofile der Gesamt-Beta-Aktivität für die Jahre 1986/87/88 gegenübergestellt. Die Proben wurden in den Sommermonaten während der Ablationsperiode am Kesselwandferner (Öztaler Alpen) entnommen. Folgende Charakteristika sind daraus zu entnehmen:

- Die kontaminierte Schicht gelangt im Laufe der Jahre in größere Tiefen. Das Absinken entspricht der jährlichen Netto-Akkumulation und resultiert aus der vertikalen Komponente der Gletscherbewegung.

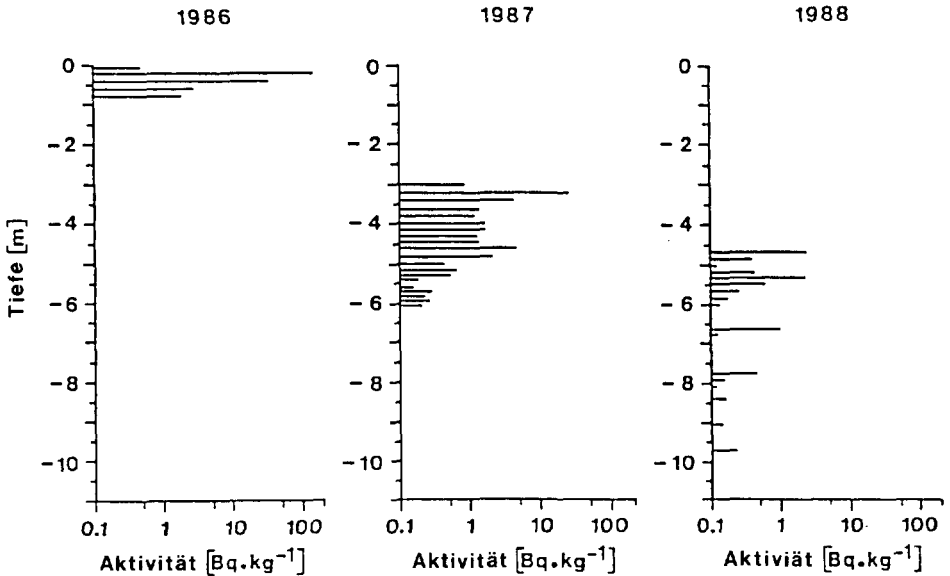


Abb. 5: Konzentrationen der Gesamt-Beta-Aktivität von Schneeproben nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl als Funktion der Tiefe für 1986/87/88, Kesselwandferner, Ötztaler Alpen (nach Ambach et al., 1989b).

- Der kontaminierte Tiefenbereich erweitert sich durch Verschleppung von Radioisotopen mit dem einsickernden Schmelzwasser.
- Die Höchstwerte der Aktivitäten nehmen in der Größenordnung von mehr als 100 Bq/kg (1986) auf weniger als 10 Bq/kg (1988) ab. Diese Abnahme ergibt sich teilweise durch den radioaktiven Zerfall der Radioisotope und teilweise durch eine vertikale Dispersion zufolge des durchsickernden Schmelzwassers. Beide Effekte bewirken eine Reduktion der Aktivitätskonzentration.

Im Jahre 1986 ergaben sich in den untersuchten Gebieten durch den Tschernobyl fall out folgende Maximalwerte der Gesamt-Beta-Aktivität in Schneeproben (Zeitpunkt der Messung in Klammern).

Gefrorene Wand Kees (Zillertaler Alpen):	335 Bq/kg (Nov. 86)
Schauelferner (Stubai Alpen):	321 Bq/kg (Dez. 86)
Kesselwandferner (Ötztaler Alpen):	149 Bq/kg (Aug. 86)
Hinterseiferner (Ötztaler Alpen):	114 Bq/kg (Dez. 86)

Durch die atmosphärischen Kernwaffentests ergab sich für die Gesamt-Beta-Aktivität von Schneeproben ein Maximalwert von etwa 100 Bq/kg (1963, extrapolierter Wert nach AMBACH et al., 1989a).

Beide Ereignisse, atmosphärische Kernwaffentests und Reaktorunfall in Tschernobyl, ergeben somit etwa dieselbe Größenordnung der Gesamt-Beta-Aktivität von Schneeproben in verletzten Gebieten Tirols.

Obwohl nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl die Probensammlung am Kesselwandferner in jedem Jahr auf eine Fläche von ca. 10.000 m² beschränkt war, ergeben sich auf dieser Fläche sehr große lokale Unterschiede in der radioaktiven Stratigraphie der einzelnen Profile (AMBACH et al.,

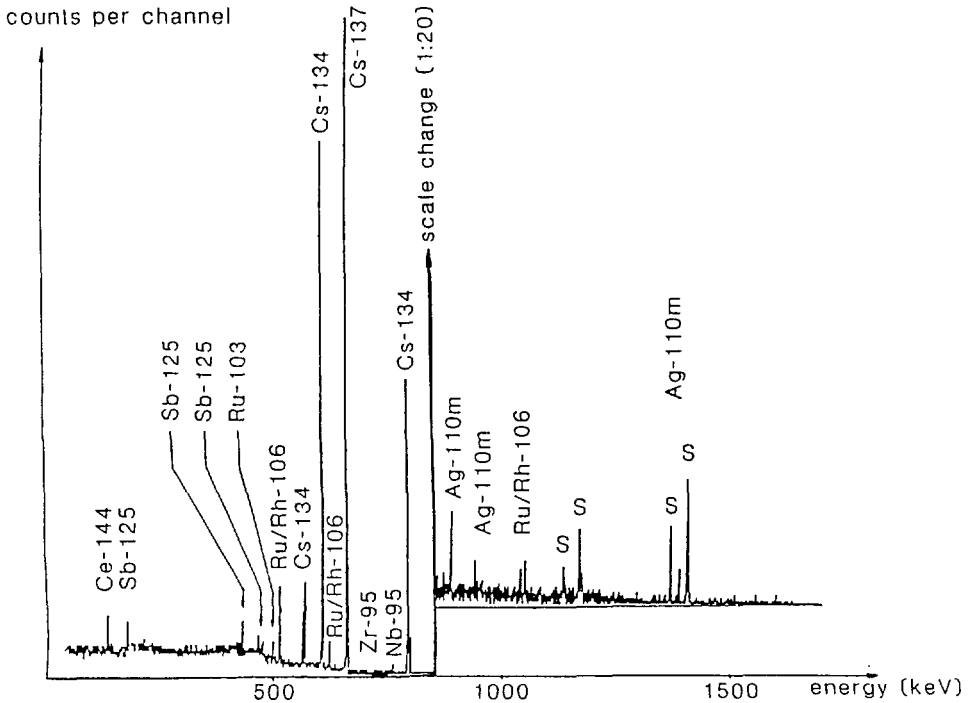


Abb. 6: Gammaskpektrum von Schneeproben aus dem Akkumulationsgebiet des Kesselwandferners, Ötztaler Alpen, nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl (Messung Feber 1987). S bedeuten Summenpeaks, die nicht zur Identifikation der Radioisotope beitragen (nach Ambach et al., 1987b).

1989b). Diese Unterschiede werden durch den Schmelzwasserfluß im Schnee verursacht, weil das Schmelzwasser nicht gleichmäßig die Schneeschichten durchsickert, sondern in kanalartigen Strukturen fließt. Durch Summierung der Aktivitäten für jedes vertikale Profil erhält man die Bodenbelastung in kBq/m^2 . Auch in der Bodenbelastung sind kleinräumig starke lokale Schwankungen feststellbar. Innerhalb einer Entfernung von 100 m variiert die Bodenbelastung um den Faktor 10 (AMBACH et al., 1988).

Aus gammaskpektroskopischen Analysen ist ersichtlich, daß ^{137}Cs und ^{134}Cs die dominanten Radioisotope sind. Während 1986 die Radioisotope ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{103}Ru , $^{106}\text{Ru}/\text{Rh}$, $^{110\text{m}}\text{Ag}$, ^{125}Sb und ^{144}Ce nachgewiesen wurden (Abb. 6), konnten 1988 außer ^{137}Cs und ^{134}Cs nur mehr Spuren weiterer Radioisotope ohne Signifikanz festgestellt werden. Gammaskpektren von Proben aus verschiedenen Tiefenbereichen zeigen, daß durch das Schmelzwasser keine wesentliche Fraktionierung des Spaltproduktgemisches erfolgt.

3. Personendosis und Risikobewertung:

3.1. Gammaaktivitäten von Niederschlagsproben und Bodenbelastung in Tirol:

Abb. 7 zeigt die Verteilung der Niederschlagssummen vom 30.4. und 1.5.1986 in Tirol nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl. Mit den Niederschlägen während dieser Tage wurde der größte Teil des Tschernobyl fall out abgelagert. Depositionen durch spätere Niederschläge sind vergleichsweise gering. Punktierte Gebiete weisen einen Niederschlag größer als 20 mm auf. Der stärkste Niederschlag fiel im Bereich des Zillertals mit mehr als 50 mm, während im Bereich des Reschenpasses und in Osttirol nur geringe Niederschlagsmengen auftraten. Für die Bodenbelastung ist neben der Niederschlagsmenge die Aktivitätskonzentration im Niederschlag von entscheidender Bedeutung.

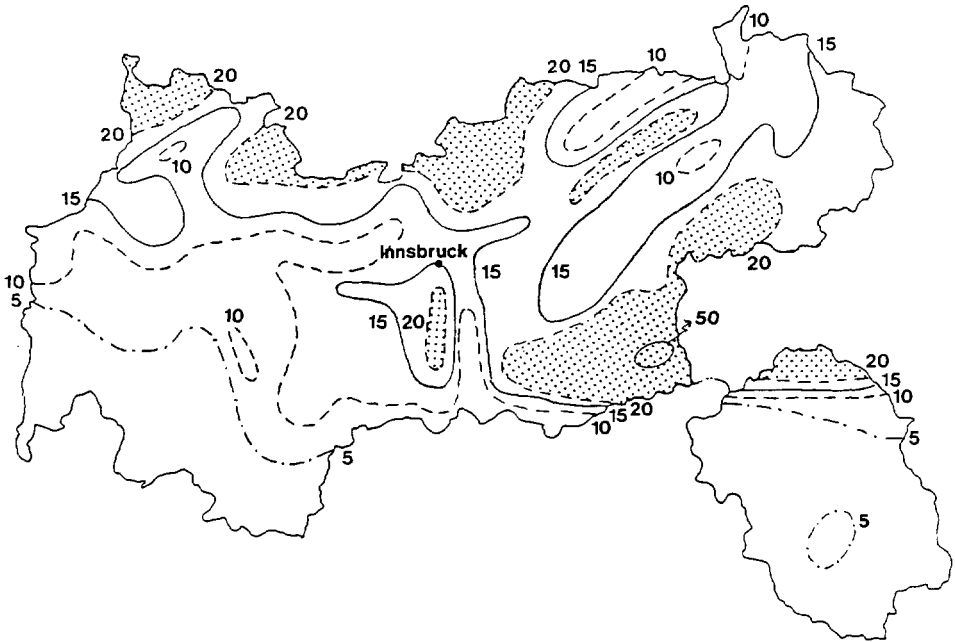


Abb. 7: Verteilung der Niederschlagssummen (mm) vom 30.4. und 1.5.1986 in Tirol.

Tab. 1 enthält für Regenwasser die im Tschernobyl fall out enthaltenen Radioisotope für verschiedene Stationen in Tirol und die durch ^{137}Cs resultierende Bodenbelastung in kBq m^{-2} . Die ^{137}Cs -Bodenbelastung war im Bereich des hinteren Zillertales (Mayrhofen) mit $43,4 \text{ kBq m}^{-2}$ am größten und im Bereich des Reschenpasses (Nauders) mit $0,2 \text{ kBq m}^{-2}$ am kleinsten. Dieser Bereich entspricht auch dem Streubereich für ganz Österreich. In Tab. 1 sind neben den dominanten Radioisotopen ^{137}Cs und ^{134}Cs auch die Radioisotope ^{125}Sb , $^{106}\text{Ru/Rh}$, $^{110\text{m}}\text{Ag}$ und ^{103}Ru angeführt. Alle Radioisotope werden durch die Nahrungskette inkorporiert.

3.2. Personendosis:

Für die aus dem Reaktorunfall in Tschernobyl resultierende Personendosis sind die inkorporierten Radioisotope entscheidend. Die Belastung durch erhöhte Umgebungsstrahlung ist im Ver-

Tab. 1: Konzentrationen der Gammaaktivität von Radioisotopen nach dem Tschernobyl-Unfall (+ nur Spuren), sowie Niederschlagsmenge (mm) und ^{137}Cs -Bodenbelastung (kBq/m^2) verschiedener Orte Tirols.

Ort	Bq/l ^{137}Cs	Bq/l ^{134}Cs	Bq/l ^{125}Sb	Bq/l $^{106}\text{Ru}/\text{Rh}$	Bq/l $^{110\text{m}}\text{Ag}$	Bq/l ^{103}Ru	lt/m ²	kBq/m^2 ^{137}Cs
Brenner	2032.1	990.1	125.1				9.2	18.7
Ehrwald	1066.0	280.5	85.7				22.0	23.5
Haiming	221.5	101.7					3.1	0.7
Hochsteg	87.9	40.5	31.2		+			
Hollenzen	587.1	305.5	58.3	565.6	+			
Holzgau	203.6	88.9	25.9				13.3	2.7
Innsbruck Flughafen	496.1	248.9	37.1	151.5	+		14.2	7.0
Jenbach	1659.2	832.5	53.0		+	+	16.3	27.0
Kaunertal Kraftwerk	490.9	239.3				+	5.0	2.5
Kufstein 30.4	896.5	455.5	45.0				15.0	13.5
Kufstein 1.5.	804.6	383.5	72.8					
Landeck	419.2	220.4	58.6	185.6			7.2	3.0
Mayrhofen	1469.6	759.3	56.9				29.5	43.4
Nauders	99.9	83.2					1.7	0.2
Obergurgl	494.8	260.9					4.3	2.1
Pertisau	131.4	73.2	40.3	147.8			16.7	2.2
Rauchenwald	3645.7	1888.7	111.1	1970.3				
Reutte	684.3	328.7	25.8				14.7	10.1
St. Anton	743.2	356.0	26.2				5.0	3.7
Steinach	692.1	366.8	59.3				9.7	6.7
St. Leonhard	722.0	376.1	31.6				13.0	9.4
Umhausen	91.1	48.3				+	8.4	0.8

gleich dazu gering (AMBACH et al., 1987a). Die Belastung wird einerseits durch den radioaktiven Zerfall der inkorporierten Radioisotope, andererseits durch die stoffwechselbedingte Ausscheidung reduziert (physikalische und biologische Halbwertszeit). Daher ist für die Belastung die effektive Halbwertszeit des Radioisotopes relevant, die immer kleiner als die physikalische und kleiner als die biologische Halbwertszeit ist. Ein inkorporiertes Radioisotop gelangt durch Austauschvorgänge in verschiedene Organe. Für ^{137}Cs ist in Abb. 8 der Transfer in einem einfachen Kompartimentmodell skizziert. Daraus ist ersichtlich, daß ^{137}Cs im Ganzkörper nicht organspezifisch aufgenommen wird. 10 % werden relativ rasch mit einer biologischen Halbwertszeit von 2 Tagen und 90 % durch andere Stoffwechselfvorgänge mit einer biologischen Halbwertszeit von 110 Tagen wieder ausgeschieden.

Die physikalische Halbwertszeit von ^{137}Cs beträgt ca. 30 Jahre. Das bedeutet, daß ^{137}Cs -Ablagerungen am Boden durch radioaktiven Zerfall über Jahrzehnte nur langsam abgebaut werden und dadurch der Boden über Jahre kontaminiert bleibt. Solange ^{137}Cs im Wurzelbereich der Pflanzen vorhanden ist, wird ^{137}Cs in die Nahrungskette eingebaut. Die Aufnahme von ^{137}Cs durch die Nahrungskette und die stoffwechselbedingte Ausscheidung ergeben im Zusammenspiel ^{137}Cs -Konzentrationen im Körper, die bei Versuchspersonen in Österreich nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl zwischen 1,3 Bq/kg und 107,0 Bq/kg liegen (STEGGER, 1987). Im Vergleich dazu wurden infolge der atmosphärischen Kernwaffentests in der BRD im Jahre 1964 an einer Gruppe

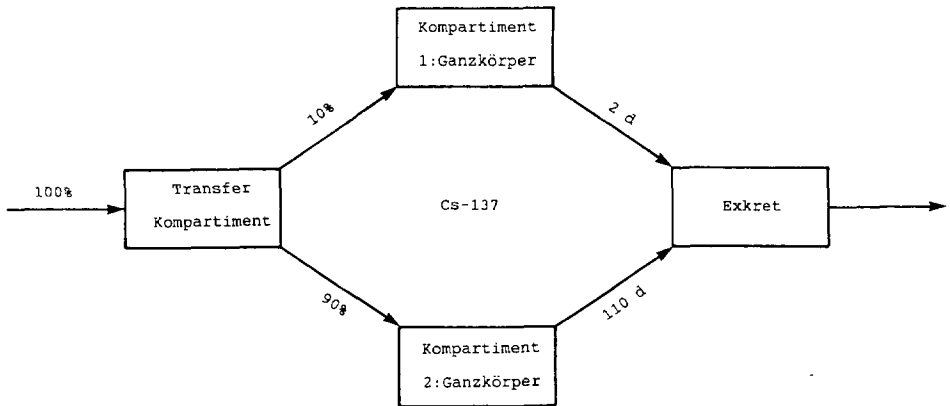


Abb. 8: Kompartimentmodell des ^{137}Cs Transfers im Körper.

(Karlsruher Referenzgruppe) als Maximalwert der ^{137}Cs -Körperkonzentration der Wert 10 Bq/kg festgestellt (KIEFER und KOELSER, 1986).

Während der Speicherung im Ganzkörper bewirkt die Radioaktivität eine Belastungsdosis, die als effektive Äquivalentdosis in mSv angegeben wird (altes System: mrem). Zur Berechnung ist die Angabe der mit der Nahrungskette aufgenommenen gesamten ^{137}Cs -Aktivität erforderlich, die für 1986 in Österreich im Mittel mit 33 kBq (891 nCi) angenommen wird. Die daraus resultierende Belastungsdosis für den Ganzkörper ist für einzelne Altersgruppen verschieden. Erwachsene sind weniger stark belastet als Kinder. Die effektive Äquivalentdosis wurde unter Berücksichtigung aller inkorporierten Radioisotope für 1986 mit $0,807\text{ mSv}$ ($80,7\text{ mrem}$) für Erwachsene und mit $2,53\text{ mSv}$ (253 mrem) für Kinder berechnet (BÖCK et al., 1987). Bei Berücksichtigung der Belastung in den Folgejahren ergibt sich nur ein geringer Zuschlag. Eine Abschätzung der effektiven Äquivalentdosis für den Ganzkörper von Erwachsenen in der BRD durch den fall out aus den atmosphärischen Kernwaffentests für die Periode 1953 bis 1964 ergibt insgesamt $1,03\text{ mSv}$ (103 mrem , AMBACH und EISNER, 1987). Dieser Wert gilt auch näherungsweise für Österreich.

3.3 Risikobewertung:

Nach internationalen Angaben bedeutet eine Ganzkörperdosis von 1 mSv (100 mrem) ein zusätzliches Risiko für schwere Erbschäden, sowie für Krebs- und Leukämie mortalität (ICRP, 1978: 13ff.). Eine numerische Berechnung dieser Risiken erscheint jedoch nicht zielführend, weil die entsprechenden Angaben in der Literatur stark divergieren. Insbesondere sind kleine Dosen in ihren gesundheitlichen Auswirkungen umstritten. Es ist vor allem ungewiß, ob im Bereich kleiner Dosen eine lineare Dosis-Risikobeziehung gilt und damit eine doppelte Dosis ein doppeltes Risiko verursacht. Auswirkungen von kleinen Dosen sind statistisch kaum erfassbar (ANSPAUGH et al., 1988). In Österreich liegt die jährliche natürliche Ganzkörperbelastung im Mittel in derselben Größenordnung wie jene Belastung, die durch den Tschernobyl- Unfall zusätzlich aufgetreten ist. Diese zusätzliche Belastung liegt weit unterhalb der jährlichen Gesamtkörperdosis von 50 mSv/a (5000 mrem/a), die für beruflich strahlenexponierte Personen laut Strahlenschutzverordnung gesetzlich als obere Grenze festgesetzt ist.

Dank: Der Österreichischen Akademie der Wissenschaften und dem Fonds zur Förderung der wissenschaftlichen Forschung wird für die finanzielle Unterstützung gedankt.

Zusammenfassung: Die Kontaminationen durch atmosphärische Kernwaffentests und den Reaktorunfall in Tschernobyl wurden auf Gletschern Tirols zwischen 1963 und 1988 untersucht. Durch dieselbe Sammel- und Meßtechnik ist ein Vergleich der Kontamination aus beiden Ereignissen gut möglich. Meßwerte der Gesamt-Beta-Aktivität an Schneeproben zeigen, daß in beiden Fällen die Kontamination etwa die gleiche Größenordnung erreicht, jedoch hinsichtlich eines gesundheitlichen Risikos gering ist.

Literatur:

- AMBACH, W. und H. EISNER (1987): Atmosphärische Kernwaffentests und Reaktorunfall Tschernobyl – Vergleich der Ereignisdosen. – Ber. nat.-med. Verein Innsbruck, **74**: 19 - 22.
- AMBACH, W., M. BLUMTHALER, W. REHWALD, U. NICKUS, G. TANZER, H. EISNER (1987a): Strahlenbelastung im Hochgebirge nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl. – Wetter und Leben, **39**: 121 - 124.
- AMBACH, W., W. REHWALD, M. BLUMTHALER, H. EISNER, P. BRUNNER (1987b): Radioactive Fallout on Alpine Glaciers from the Chernobyl Nuclear Accident. – Zeitschrift f. Gletscherkde. u. Glazialgeologie, **23**(2): 123 - 129.
- AMBACH, W., W. REHWALD, M. BLUMTHALER, H. EISNER (1987c): Chernobyl Fallout on Alpine Glaciers: A New Reference Horizon for Dating. – Eos, **68**(45): 1577.
- AMBACH, W. W. REHWALD, M. BLUMTHALER, H. EISNER, P. BRUNNER (1988): Displacement of Chernobyl Fallout in Snow Layers of Temperate Alpine Glaciers. – The Science of Total Environment, **76**: 101 - 107.
- AMBACH, W., W. REHWALD, M. BLUMTHALER, H. EISNER, P. BRUNNER (1989a): Chernobyl Fallout on Alpine Glaciers. – Health Physics, **56**(1): 27 - 31.
- AMBACH, W., W. REHWALD, M. BLUMTHALER, H. EISNER, P. BRUNNER (1989b): Vertical Dispersion of Chernobyl-Fallout by Meltwater in a Temperate Alpine Glacier. – Geografia Fisica e Dinamica Quaternaria, **12**(2): 151 - 153.
- ANSPAUGH, L.R., R.J. CATLIN and M. GOLDMAN (1988): The Global Impact of the Chernobyl Reactor Accident. – SCIENCE, **242**: 1513 - 1519.
- BÖCK, H., K. BUCHTELA, F. GRASS, H. HAMMER, E. TSCHIRF, M. TSCHURLOVITS, E. UNFRIED und E. HEDRICH (1986): Der Reaktorunfall von Tschernobyl und seine radiologischen Folgen für Österreich. – Manuskript: Atominstitut der Österreichischen Universitäten und Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz.
- ICRP (1978): Empfehlungen der Internationalen Strahlenschutzkommission. – Veröffentlichungen der Internationalen Strahlenschutzkommission, Heft **26**: 80 pp., Fischer, Stuttgart, New York.
- KIEFER, H. und W. KOELZER (1986): Strahlen und Strahlenschutz, 69 pp., Springer, Berlin – Heidelberg.
- PICCIOTTO, E. and S.E. WILGAIN (1963): Fission products in Antarctic snow: A reference level for measuring accumulation. – J. Geophys. Res., **68**: 5965.
- POURCHET, M., J.F. PINGLOT and J.C. GASCARD (1986): The northerly extent of Chernobyl contamination. – Nature, **323**: 676.
- STEGER, F. (1987): Regional Distribution of Internal Contamination with Caesium in Austrians as a Result of the Chernobyl Accident. – In: Medizinische Physik 1987 (Hrsg. H. Bergmann): 265 - 269.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Berichte des naturwissenschaftlichen-medizinischen Verein Innsbruck](#)

Jahr/Year: 1991

Band/Volume: [78](#)

Autor(en)/Author(s): Brunner H., Ambach Walter, Rehwald Wolfgang, Blumthaler Mario, Eisner Heinrich, Gabl Karl

Artikel/Article: [Radioaktiver fall out auf Gletschern Tirols. 7-17](#)