

18. Jahrestagung des FACHVERBAND FÜR STRAHLENSCHUTZ
8. - 10. Oktober auf der FINNJET

Zur Strahlenexposition der Bevölkerung durch den radioaktiven Ausfall der Kernwaffenversuche der 50er- und 60er-Jahre

von H. Völkle

Eidg. Kommission zur Ueberwachung der Radioaktivität, Pérolles,
CH-1700 FREIBURG/Schweiz

KURZFASSUNG

Radioaktivitätsmessung in der Umwelt zur Ueberwachung des radioaktiven Ausfalls der Kernwaffenversuche wurden seit den 50er-Jahren in vielen Ländern durchgeführt. Sie beschränkten sich anfangs meist auf Gesamt-Beta-Messungen in Luftfiltern und Niederschlägen, später wurden auch Oberflächengewässer, Boden, Gras und Nahrungsmitteln untersucht. Nuklidspezifische Messungen wurden nur spärlich durchgeführt, da die entsprechenden Messverfahren und -Geräte noch in Entwicklung waren.

Aufgrund der aus der Schweiz vorliegenden Messergebnisse der Umweltradioaktivität aus diesen Jahren wird unter Zuhilfenahme heutiger Kenntnisse und Rechenmodelle eine Abschätzung der Strahlenexposition der Bevölkerung vorgenommen. Diese soll den Vergleich mit der Strahlenexposition durch die heutige zivilisatorische Anwendung von radioaktiven Stoffen und durch die friedliche Nutzung der Kernenergie ermöglichen.

Bei der Abschätzung der Strahlenexposition gelangen die selben Modelle zur Anwendung, wie sie auch für die Umgebungsbevölkerung der Kernkraftwerke verwendet werden, sowie die Dosisfaktoren nach ICRP-30.

1. EINLEITUNG (Abb. 1)

Die Auswirkungen der Kernwaffenversuch der 50er- und frühen 60er-Jahre auf die Umweltradioaktivität haben in vielen Ländern zur Schaffung nationaler Ueberwachungsorganisationen geführt. Diese hatten zur Aufgaben, den Verlauf der künstlichen Radioaktivität in der Umwelt laufend durch Messungen zu verfolgen, und allenfalls bei einem Anstieg auf ein gefährliches Niveau den Behörden Schutzmassnahmen für die Bevölkerung vorzuschlagen. In der Schweiz wurde mit dieser Aufgabe die Eidgenössische Kommission zur Ueberwachung der Radioaktivität (KUER) betraut, die diese Ueberwachung in Zusammenarbeit mit verschiedenen staatlichen Laboratorien und Universitätsinstituten seit 1956 durchgeführt und Behörden und Oeffentlichkeit jährlich durch ihre Berichte orientiert.

Da die Radioaktivitätsmesstechnik erst noch entwickelt werden musste, und viele der heutigen hochempfindlichen nuklidspezifischen Messverfahren noch nicht zur Verfügung standen, konnten anfänglich nur Gesamt-Beta- und -Alpha-Messungen durchgeführt werden. Zuerst waren es vor allem die Luft (Aerosole) und Niederschläge, später auch Boden, Bewuchs, Gewässer, Milch und Getreide, die untersucht wurden. Diese Messungen erlaubten es, den Verlauf der künstlichen Radioaktivität in der Umwelt zu verfolgen; sie zeigten den deutlichen Anstieg Ende der 50er-Jahre und die langsame Abnahme nach dem Teststop-Abkommen von 1962. Die in der Schweiz seit 1956 durchgeführten Radioaktivitätsmessungen in der Umwelt sind ausführlich in den Jahresberichten der KUER [1], im Bericht **"25 Jahre Radioaktivitätsüberwachung in der Schweiz"** [2] und in der Arbeit [3] zusammengestellt. Es soll deshalb nicht weiter auf die Einzelheiten dieser Messungen eingegangen werden.

Nachdem nun der Radioaktivitätspegel in der Umwelt wieder auf ein Niveau zurückgegangen ist, das fast demjenigen von vor den Kernwaffenversuchen entspricht, und diese Epoche somit als abgeschlossen betrachtet werden kann, stellt sich die Frage nach der tatsächlichen zusätzlichen Strahlenexposition der Bevölkerung während dieser Jahre. Da die vorliegenden Messungen in der Schweiz bei weitem nicht alle Parameter erfassten und die einzelnen Messreihen nicht vollständig sind, lässt sich eine solche Strahlendosis nur sehr grob abschätzen. Sie erlauben aber dennoch, die durch menschliche Aktivität verursachte Mehrbelastung zu ermitteln und zu bewerten, und allenfalls mit den Dosisabschätzungen der UNSCEAR-Berichte [5] zu vergleichen. Für die Abschätzungen der vorliegenden Arbeit werden nur jene Isotope berücksichtigt, die wesentliche Beiträge zur Strahlenexposition liefern und von denen einigermaßen vollständige Messreihen für die Schweiz vorhanden sind. Es sind dies Aerosole (Spaltprodukte) in der Luft (Inhalation), Tritium im Wasser (Trinkwasser), Kohlenstoff-14 in Pflanzen (Ingestion), Argon-37 in der Luft (Inhalation), Caesium-137 im Boden (externe Ortsdosis), Caesium-137 im menschlichen Körper (interne Bestrahlung) und Strontium-90 im menschlichen Skelett (interne Bestrahlung). Dies sind zwar nicht alle Dosisbeiträge durch den Atombombenfallout jedoch - wie ein Vergleich mit dem UNSCEAR-Bericht [5] zeigt - die wichtigsten.

Die im vorliegenden Bericht zusammengestellten Messungen wurde alle durch die im Rahmen der KUER verpflichteten Laboratorien durchgeführt. Es sind dies das Physikalische Institut der Universität Bern (Prof. H. Oeschger, PD Dr. H.H. Loosli, Hr. U. Schotterer) für die Tritium-, C-14- und Ar-37-Messungen, die Eidgenössische Technische Hochschule Lausanne, Institut für Elektro- und Radiochemie (Prof. P. Lerch, Hr. J.J. Geering) für die Sr-90-Messungen, der Service Cantonal de Contrôle des Irradiations (Dr. M. Cosandey, Prof. A. Donath) für die Cs-137-Ganzkörpermessungen und sowie Labor Freiburg der KUER für Aerosolmessungen und die Cs-137-Bestimmungen im Erdboden. Allen diesen Stellen sei ihre langjährige Mitarbeit bestens verdankt.

Da die gegenwärtig gültige Fassung der Schweizerischen Strahlenschutzverordnung noch die "alten" Einheiten Ci, rem, rad verwendet, sind die Ergebnisse dieser Arbeit in diesen Einheiten angegeben. Die Umrechnung in die neuen Einheiten Bq, Sv und Gy ergibt sich durch:

$$\begin{aligned} 1 \text{ Sv} &= 100 \text{ rem}; 1 \text{ mrem} = 10 \text{ } \mu\text{Sv}; 1 \text{ Gy} = 100 \text{ rad}; \\ 1 \text{ Bq} &= 27,03 \text{ pCi}; 1 \text{ pCi} = 0,037 \text{ Bq}. \end{aligned}$$

2. DOSISFAKTOREN UND -MODELLE

Die Dosisfaktoren sind den Tabellen von ICRP-30 entnommen (vgl. Tab. 1). Die ICRP-Dosisfaktoren geben das Integral der Organaktivität bzw. das Integral der Organdosis (dose commitment) über 50 Jahre bei einmaliger Aktivitätsaufnahme (Anzahl Zerfälle/pCi bzw. mrem/pCi). Diese Grösse ist jedoch mathematisch gleichbedeutend mit der Dosisleistung pro Aktivitätsaufnahme (also mrem/Jahr pro pCi Aufnahme/Jahr). Bei allen Dosisangaben ist die effektive Äquivalentdosis angegeben, die sich durch Summation der entsprechend ICRP-26 [4] gewichteten Organdosen ergibt.

Bei den einzelnen Messreihen sind jeweils zuerst die Messresultate im untersuchten Medium graphisch aufgetragen, wobei auf der linken Ordinate der Messwert und auf der rechten Ordinate der entsprechende Dosiswert angegeben ist. Auf der zweiten Graphik ist dann jeweils die über den Zeitraum der Messreihe akkumulierte Dosis aufgezeichnet. Aus dem Verlauf dieser Kurven während der letzten ca. zehn Jahre wurde das Dosisintegral bis unendlich abgeschätzt. Diese Werte sind in Tabelle 3 zusammengestellt, im Vergleich mit den in Klammern angegebenen Werten aus dem UNSCEAR-1982-Bericht [5].

Tabelle 1: Dosimetrie-Parameter

Die Dosisberechnungen basieren auf den Empfehlungen von ICRP-30 [4] gemäss der nachfolgenden Tabelle:

Isotop	H-4	C-14	Sr-90	Cs-137
Halbwertszeit (physikalisch)	12,262 a	5730 a	28 a	30 a
Halbwertszeit (biologisch)	ca. 10 d	ca. 37 d	ca. 116 d	ca. 104 d
Menge im Körper	42 l H ₂ O	16 kg C	0,32 g Sr	1,5 mg Cs
Tägliche Aufnahme	3 l H ₂ O	0,3 kg C	1,9 mg Sr	10 µg Cs
Gleichgewichtsaktivität im Körper bei Aufnahme von 1 pCi/d über längere Zeit	13,9 pCi	57,9 pCi	181 pCi (Knochen)	139 pCi
	= 0,33 pCi/l	= 3,6 pCi/kg C	= 0,17 ²⁾ SU	= 1,13 pCi/g K
Eff. Aequivalent-Dosis (mrem/Jahr) bei Aufnahme von 1 pCi/d während 1 Jahr	2,3E-5	7,6E-4	4,9E-2	1,8E-2
Dosisfaktor Einheit	7,0E-5 mrem/a pro pCi/l	1,3E-2 mrem/a pro % ¹⁾ C-14 natürlich	0,29 mrem/a pro SU	1,3E-4 mrem/a pro pCi

1) der natürliche C-14-Gehalt des atmosphärischen CO₂ (=100 %) entspricht 6,13 pCi C-14/g C ($\hat{=}$ 1,3 mrem/a)

2) SU = Strontium Unit; 1 SU = 1 pCi Sr-90/g Ca

Ar-37 in der Luft (Dauerexposition): 1,5E-8 mrem/a pro pCi/m³

Für Cs-137 im Erdboden: 5,43E-3 mrem/a pro pCi Cs-137/kg Erde trocken in 1 m Höhe über dem Boden (Annahme: Aktivität homogen im Boden verteilt; nach [8]). Es wird angenommen, dass sich die Leute 10 Stunden pro Woche im Freien aufhalten, und dass bei Aufenthalt im Hausinnern die Bodenstrahlung um einen Faktor 10 geschwächt wird. Dadurch wird die Strahlenexposition durch Bodenstrahlung auf rund 15% reduziert, d.h. der Dosisfaktor lautet: 8,1E-4 mrem/a pro pCi Cs-137 pro kg Erde T.M.

Für Aerosole in der Luft (Inhalation) wird ebenfalls ein Aufenthalt von 10 Stunden pro Woche im Freien angenommen und dass die Aerosolkonzentration im Hausinnern auf einen Drittel reduziert ist. Daraus ergibt sich eine Verminderung der Strahlenexposition durch Aerosole im Hausinnern gegenüber dem Freien um einen Faktor drei (Dosisfaktoren nach ICRP-30).

3. AEROSOLE IN DER LUFT (Abb. 2,3)

Von den Aerosolen in der Luft, gesammelt an verschiedenen Stationen, wurde seit 1958 die Gesamt-Beta-Aktivität gemessen. Für die vorliegende Dosisabschätzung wurden die Ergebnisse der Station Freiburg benutzt, deren Aerosole ab 1973 auch nuklidspezifisch gemessen werden (vgl. Tab. 2). Mit den unten auf der Tabelle angegebenen Inhalationsdosisfaktoren gemäss ICRP-30 [4] wurden die Dosen für die einzelnen Nuklide sowie für die Summe errechnet. Aus den Jahren 1973-81, wo Gesamt-Beta- und nuklidspezifische Messungen vorliegen, wurde eine Korrelation zwischen diesen beiden Grössen hergeleitet (vgl. Abb. 2), um für die Werte vor 1973 die Inhalationsdosis aus der Gesamt-Beta-Messung abschätzen zu können. Dies ist deshalb zulässig, weil auch während der Jahre mit grossen Fallout-Aktivitäten mit etwa derselben Nuklidzusammensetzung der Aerosole gerechnet werden kann wie Anfangs der 70er-Jahre. Auf diese Weise kann die Jahresinhalationsdosis durch Aerosole in der Luft, sowie deren Integral über die ganze Falloutzeit abgeschätzt werden. Dabei wurde angenommen, dass sich Personen nur 10 Stunden pro Woche im Freien aufhalten, und dass die Luft im Hausinnern nur noch einen Drittel der Aerosolkonzentration der Aussenluft enthält. Dadurch wird die Strahlenexposition auf einen Drittel derjenigen bei dauerndem Aufenthalt im Freien reduziert. Das Dosisintegral bis unendlich ergibt dann 3,5 mrem, etwa 1/3 des UNSCEAR-Wertes für die gleichen Spaltprodukt-Nuklide.

Tabelle 2:

Jahresmittelwerte der Spaltproduktkonzentrationen und von Beryllium-7 in den Luftfiltern der Station Freiburg in fCi/m³ (= 10⁻³ pCi/m³) und daraus berechnete Inhalationsdosis in μ rem/a (= 10⁻³ mrem/a)

Jahr	1973	1974	1975	1976	1977	1978
Be- 7	101	108	98	107	81	82
Sb-125	--	1,62	0,66	0,1	0,97	1,08
Cs-137	0,86	2,96	1,32	0,42	1,34	1,8
Rh-106	--	17,3	6,1	0,69	10,2	7,04
Ce-144	0,91	31,8	10,34	1,46	14,5	10,38
Zr- 95	0,68	14,5	4,36	3,66	13,5	0,85
Ru-103	0,64	4,15	1,16	4,92	7,06	0,72
Ce-141	0,24	2,7	0,61	5,76	3,9	0,4
Ba-140	--	--	--	8,4	0,96	1,05
J -131	--	--	--	2,7	0,29	1,15
Total μ rem/a	1,56	53,9	17,7	4,04	26,5	18,3

Tabelle 2 (Fortsetzung)

Jahr	1979	1980	1981	1982	1983	1984
Be- 7	70	81	86	87	90	82
Sb-125	0,25	0,13	0,85	0,07	--	--
Cs-137	0,48	0,28	1,23	0,22	0,083	0,03
Rh-106	1,09	0,37	7,4	0,45	--	--
Ce-144	1,08	0,78	19,5	0,68	--	--
Zr- 95	--	1,82	18,9	0,03	--	--
Ru-103	0,017	2,03	9,4	--	--	--
Ce-141	0,075	2,14	6,67	--	--	--
Ba-140	--	0,91	--	--	--	--
J -131	--	0,28	--	--	--	--
Total µrem/a	2,08	1,73	33,0	1,19	0,019	0,0069

Inhalations- dosisfaktor in = $\frac{\text{mrem/a}}{\text{fCi/m}^3}$	Be- 7	0,0017	Zr- 95	0,094
	Sb-125	0,015	Ru-103	0,022
	Cs-137	0,23	Ce-141	0,052
	Rh-106	0,41	Ba-140	0,026
	Ce-144	1,4	J -131	0,024

4. TRITIUM IM WASSER (Abb. 4, 5)

Tritium-Bestimmungen in Niederschlagsproben werden in der Schweiz seit 1966 regelmässig durchgeführt. 1981/82 wurde zudem eine Serie von Schweizer Weissweinproben früherer Jahre auf Tritium untersucht, die für die Jahre nach 1960 übereinstimmende Resultate mit den Regenproben der nämlichen Jahre ergab.

Für die fehlenden Jahre wurden die Messreihen der KUER durch Messwerte von Weiss et al. [6] ergänzt. Auf diese Weise konnte eine komplette Messreihe für Tritium im Regenwasser, sowie für die dadurch verursachte Strahlenexposition aufgestellt werden. Die Dosisabschätzung basiert auf der Annahme, dass der Tritiumgehalt im Körperwasser derselbe ist, wie in den Niederschlägen desselben Jahres.

Seit 1975 zeigen die Tritium-Messwerte eine Abnahme mit einer Halbwertszeit von rund 3 Jahren. Damit lässt sich die bis unendlich akkumulierte Strahlendosis durch Tritium zu rund 2 mrem abschätzen. Dies ist die Hälfte des entsprechenden Wertes aus dem UNSCEAR-1982-Bericht [5].

5. KOHLENSTOFF-14 (Abb. 6)

Kohlenstoff-14 entsteht durch die kosmische Strahlung in der Atmosphäre aber auch bei Kernwaffenexplosionen. Pflanzen assimilieren CO₂ und damit auch C-14 aus der Luft. Das Verhältnis von C-14 zu CO₂ ist in lebenden Pflanzen somit etwa das gleiche wie im atmosphärischen CO₂. Kohlenstoff-14-Messungen an Baumblättern

werden in der Schweiz seit 1975 durchgeführt. Die Messwerte werden in 0/00, bezogen auf den natürlichen C-14-Gehalt angegeben. Für die Jahre vor 1975 wurde die Messreihe der KUER durch die Messwerte von I. Levin et al. und T.W. Linick [7] ergänzt. Auf diese Weise erhält man eine C-14-Kurve über die gesamte Zeit der Kernwaffenversuche. Es zeigt sich, dass 1963 der C-14-Gehalt des atmosphärischen CO₂, und damit auch derjenige von Blättern und jungen Trieben von Pflanzen auf das doppelte des natürlichen Gehaltes angestiegen war und seither langsam wieder zurückgeht mit einer Halbwertszeit von ca. 12 Jahren. Das C-14-Inventar der Atmosphäre liegt nach UNSCEAR [5] bei 3,8 MCi, die natürliche jährliche Produktionsrate bei 27 kCi. In unserem Jahrhundert hat der natürliche C-14-Gehalt der Atmosphäre leicht abgenommen (ca. 5%), infolge Verdünnung durch aus fossilen Brennstoffen stammendes, C-14-freies CO₂ (sog. SUESS-Effekt). Die Kernwaffenversuche haben nach UNSCEAR [5] insgesamt rund 6 MCi zusätzlich zum natürlichen C-14 in die Atmosphäre gebracht.

Die jährliche Strahlenexposition (effektive Äquivalentdosis) durch das natürliche C-14 beträgt 1,3 mrem/Jahr. Aus der Extrapolation der Messwerte der letzten zehn Jahre kann eine bis unendlich akkumulierte C-14-Strahlenexposition von 22 mrem abgeschätzt werden. UNSCEAR [5] gibt einen entsprechenden Wert von 260 mrem an. Dieser Unterschied beruht offenbar darauf, dass UNSCEAR ein CO₂-Modell (Atmosphäre-Biosphäre-Ozeane) mit bedeutend längeren Zeitkonstanten annimmt, als die in der Levin/Linick/KUER-Messreihe beobachtete Halbwertszeit von ca. 12 Jahren für der Abnahme des Bomben-C-14.

6. ARGON-37 IN DER LUFT (Abb. 7)

Ar-37 in der Luft wird in der Schweiz seit 1969 bestimmt. Dieses radioaktive Edelgas mit einer Halbwertszeit von 35 Tagen entsteht hauptsächlich bei unterirdischen Kernwaffenversuchen. Wie aus der Figur hervorgeht ist die durch dieses Edelgas verursachte akkumulierte Strahlenexposition vernachlässigbar.

7. CAESIUM-137 IM ERDBODEN: EXTERNE BESTRAHLUNG (Abb. 8)

Cs-137 und Sr-90 sind die radiologisch wichtigsten der langlebigen Radionuklide des Atombombenfallout. Nach ihrer Ablagerung auf der Erde dringen sie langsam in den Erdboden ein und bei ungestörten (d.h. nicht bearbeiteten Böden) stellt sich mit der Zeit eine exponentielle Verteilung ein mit einer e-tel-Dicke von ca. 3 cm. Für Böden, die seit den 60er-Jahren mindestens einmal bearbeitet worden sind kann dagegen eine homogene Verteilung der Aktivität bis in eine Tiefe von ca. 40 cm angenommen werden. Im vorliegenden Fall wurde von einer homogenen Verteilung ausgegangen sowie von einer durchschnittlichen Aufenthaltszeit der Leute im Freien von 10 Stunden pro Woche. Im Hausinnern kann mit einer Schwächung der Bodenstrahlung um einen Faktor zehn gerechnet werden. Damit beträgt die Strahlenexposition der Bevölkerung noch 15% derjenigen, bei dauerndem Aufenthalt im Freien.

Die Dosisabschätzungen basieren auf der Cs-137-Messreihe der KUER von Arenenberg/TG (Schweiz). Hier muss allerdings bemerkt

werden, dass der Cs-137-Gehalt des Erdbodens entsprechend den meteorologischen Verhältnissen sowie den physikalisch/chemischen Eigenschaften des Bodens von Ort zu Ort erhebliche Unterschiede aufweisen kann. So zeigen andere Probenahmestellen, die ebenfalls im Schweizerischen Mittelland liegen, doppelt so hohe Werte, wie Arenenberg. Probenahmestellen in den Alpen (z.B. Davos-Stillberg, 2140 m ü.M.) ergeben Cs-137-Konzentrationen, die durchwegs eine Grössenordnung höher liegen als jene von Arenenberg.

Aus der Messreihe von Arenenberg kann für die Zeit ab Mitte der 70er-Jahre eine Abnahme des Cs-137-Gehaltes des Erdbodens mit einer Halbwertszeit von ca. 16 Jahren abgeschätzt werden. Die bis 1984 akkumulierte Strahlenexposition von 11,2 mrem ergibt dann bei Integration bis unendlich einen Wert von 16,5 mrem. Da der Mittelwert aller sechs Probenahmestellen im Schweizerischen Mittelland etwa beim 1,5-fachen der Werte von Arenenberg liegt, wurde als akkumulierte Strahlenexposition durch Cs-137 im Erdboden 25 mrem angenommen. UNSCEAR-1982 [5] gibt einen Wert von 60 mrem an, was mit andern Annahmen bezüglich der Aufenthaltszeit im Freien zusammenhängen dürfte.

8. CAESIUM-137 IM MENSCHLICHEN KÖRPER (Abb. 9, 10)

Cs-137-Bestimmungen im menschlichen Körper werden mit den Antrosppektrometern von Zürich und Genf seit 1963 regelmässig durchgeführt. Anfangs wurden bestimmte Einzelpersonen regelmässig untersucht, später jeweils jährlich Schulklassen (18 - 20 jährige Gymnasiasten). Nebst dem vom Fallout stammenden Cs-137 wird bei dieser Messung auch das natürliche Kalium-40 erfasst. Beide Nuklide werden bevorzugt in das Muskelgewebe eingebaut. Da das Verhältnis Muskelgewicht zu Körpergewicht bei den Männern höher ist als bei den Frauen ist der Aktivitätsgehalt pro kg Körpergewicht für beiden Nuklide ebenfalls bei den Männern höher als bei den Frauen. Bei den untersuchten Klassen von 20-jährigen Gymnasiasten wurde für das K-40 ein Mittelwert von 2,37 g K/kg (Schüler) bzw. 1,9 g K/kg (Schülerinnen) errechnet.

Das Maximum der Cs-137-Konzentration wurde 1964 festgestellt. Seither nahm die Aktivitätskonzentration langsam ab, wobei für die letzten zehn Jahre eine Abnahme mit einer Halbwertszeit von ca. 9 Jahren angenommen werden kann. Die bis unendlich akkumulierte Dosis durch Cs-137 im Körper ergibt für die Frauen 9,2 mrem und für die Männer 17,4 mrem, im Mittel für beide Geschlechter 13,3 mrem. Der entsprechende Werte aus dem UNSCEAR-Bericht [5] beträgt 26 mrem.

9. STRONTIUM-90 IM MENSCHLICHEN SKELETT (Abb. 11)

Sr-90-Bestimmungen in menschlichen Knochen werden seit 1960 durchgeführt. Für zwei Jahre (62 und 66), aus denen uns keine Messwerte aus der Schweiz vorliegen, wurde linear interpoliert. Für die Umrechnung des Sr-90-Gehaltes der untersuchten Knochen auf das gesamte Skelett wurden die (zeitabhängigen) Normalisationsfaktoren nach ICRP-20 [4] (Seite 49) benutzt. Die Messresultate auf den Graphiken sind bezogen auf den Kalzium-Gehalt

angegeben. (1 SU [Strontium-Unit] = 1 pCi Sr-90/g Ca). Seit Anfangs der 70er-Jahre zeigt der Strontium-Gehalt eine Abnahme mit einer Halbwertszeit von ca. 14 Jahren. Die Extrapolation der akkumulierten Dosis bis unendlich ergibt dann 13 mrem. UNSCEAR [5] gibt einen Wert von 17 mrem an.

10. ZUSAMMENFASSUNG UND ERGÄNZUNG DER AKKUMULIERTEN FALLOUT-DOSEN

Die in diese Arbeit berechneten akkumulierten Dosen sind nicht vollständig, weil für die Schweiz nicht für alle Nuklide Messreihen vorliegen und diese nicht bis ganz auf den Anfang der Falloutzeit zurückgehen. Nicht berücksichtigt sind die externe Bestrahlung durch auf dem Boden abgelagerte andere Nuklide als Cs-137, durch Inhalation von radioaktiven Aerosolen mit andern als den hier berücksichtigten Spaltprodukten sowie durch Ingestion weiterer Nuklide (ausser H-3, C-14, Sr-90 und Cs-137).

Zur Berücksichtigung der Jahre am Anfang der Falloutperiode, d.h. vor dem Beginn unserer Messreihen, ist für die Inhalationsdosis durch Aerosole ein Zuschlag von 20% zu machen, für Cs-137 und Sr-90 ein solcher von 10%. Für Tritium und C-14 ist keine Korrektur notwendig. Die so korrigierten Zahlen sind in Tabelle 3 enthalten.

Tabelle 3:

Summe der akkumulierten Dosen der Schweizer Bevölkerung durch den radioaktiven Ausfall der Kernwaffenversuche, angegeben in mrem (in Klammern: UNSCEAR-Werte [5])

Quelle	Externe Bestrahlung (Ablagerung auf dem Boden)	Inhalation	Ingestion
H - 3	--	--	2 (4)
C - 14	--	--	22 (260!)
Sr- 90	--	--	14 (17)
Cs-137	28 (60)	--	14 ¹⁾ (28)
Aerosole	--	4 (11)	--
Übrige	22 ²⁾ (50)	4 ³⁾ (11)	5 ⁴⁾ (7)
Total	50 (110)	8 (22)	57 (320)
Summe	115 (450)		

1) Mittelwert: Männer und Frauen

2) nach UNSCEAR [5]: übrige ca. 80% der Cs-137-Dosis

3) nach UNSCEAR [5]: übrige etwa wie die in dieser Arbeit berücksichtigten Aerosole

4) nach UNSCEAR [5]: übrige ca. 15% der Dosis von Cs-137 + Sr-90 durch Ingestion

Nach UNSCEAR [5] beträgt die externe Bestrahlung durch auf dem Boden abgelagerte zusätzliche Nuklide (ausser Cs-137) 80% der entsprechenden Dosis des Cs-137. Es wurde daher für diese Nuklide ein Wert von 22 mrem als akkumulierte Dosis angenommen.

Die Inhalationsdosis der in der vorliegenden Arbeit nicht berücksichtigten Nuklide ist nach UNSCEAR [5] etwa gleich grosse, wie jene der berücksichtigten. Es wurden daher weitere 4 mrem für die akkumulierte Dosis durch die nicht berücksichtigten Nuklide in der Atemluft angenommen.

Für die Ingestionsdosis durch weitere über die Nahrung aufgenommene Nuklide (ausser T, C-14, Sr-90, Cs-137) gibt UNSCEAR [5] an, dass sie 15% der entsprechenden Ingestionsdosis von Cs-137 und Sr-90 zusammen betrage. Die Dosis durch diese zusätzlichen Nuklide wurde daher mit 5 mrem angenommen.

Dies führt zu den in Tabelle 3 zusammengestellten Werten. Insgesamt ist die akkumulierte Dosis durch den Atombombenfallout mit 115 mrem wesentlich tiefer, als der von UNSCEAR [5] angegebene Wert von 450. Der Unterschied geht jedoch hauptsächlich auf die Überschätzung der C-14-Dosis zurück. Nimmt man für die UNSCEAR-Zusammenstellung einen C-14-Wert von 22 mrem anstatt 260 an, so kommt man auf ein Total von 212 mrem, das noch fast um einen Faktor 2 höher liegt, als die Abschätzung der vorliegenden Arbeit. Dieser Unterschied dürfte mit konservativen Annahmen von UNSCEAR [5] z.B. bezüglich Aufenthaltszeiten im Freien etc. zusammenhängen.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die Kernwaffenversuche den Bewohnern von Mitteleuropa somit eine zusätzliche akkumulierte Strahlendosis von rund 120 mrem gebracht haben.

11. LITERATURHINWEISE

- [1] JAHRESBERICHTE DER EIDG. KOMMISSION ZUR ÜBERWACHUNG DER RADIOAKTIVITÄT zuhanden des Schweizerischen Bundesrates (seit 1956)
- [2] "25 JAHRE RADIOAKTIVITÄTSÜBERWACHUNG IN DER SCHWEIZ" herausgegeben von der Eidg. Kommission zur Überwachung der Radioaktivität; November 1982
- [3] J. Halter et al.: "DIE ÜBERWACHUNG DER RADIOAKTIVITÄT IN DER SCHWEIZ". 14. Jahrestagung des FS, 30.9.-2.10.81 in Lausanne
- [4] ICRP-Publikationen NR. 26 ("RECOMMENDATIONS"), Nr. 30 ("LIMITS FOR INTAKES OF RADIONUCLIDES BY WORKERS") und Nr. 20 ("ALKALINE EARTH METABOLISM IN ADULT MAN"), Januar 1977 bzw. Juli 1978, bzw. 1973
- [5] UNSCEAR-Report 1982: "United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiations: IONIZING RADIATION: SOURCES AND BIOLOGICAL EFFECTS", New York 1982

- [6] W. Weiss et al.: "EVIDENCE OF PULSED DISCHARGES OF TRITIUM FROM NUCLEAR ENERGY INSTALLATIONS IN CENTRAL EUROPEAN PRECIPITATION". In BEHAVIOUR OF TRITIUM IN THE ENVIRONMENT: IAEA, Wien, 1979
- [7] I. Levin et al. in RADIOCARBON 22, 2 1980 und T.W. Linick Dissertation 1975
- [8] C. Murith, H. Völkle, O. Huber: "RADIOACTIVITY MEASUREMENTS IN THE VICINITY OF SWISS NUCLEAR POWER PLANTS" (erscheint demnächst in "Nuclear Instruments & Methods")

Abb. 1:

Sprengkraft der Kernwaffenversuche in der Atmosphäre pro Jahr (links), Integralkurve (rechts)

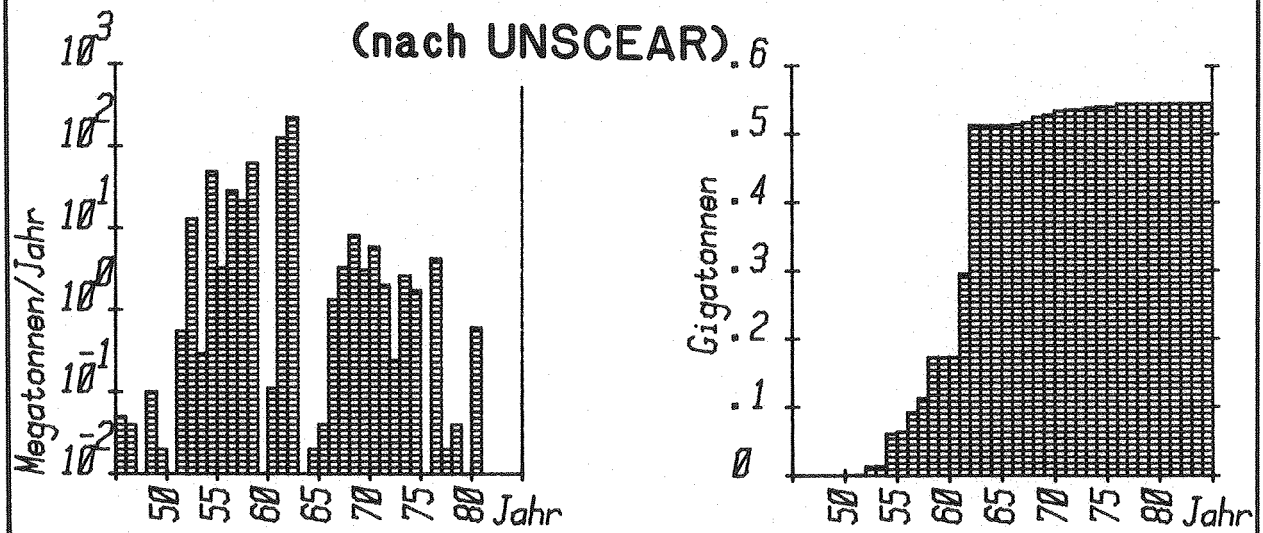


Abb. 2:

Gesamt-Beta-Aktivität der Luft in Freiburg(CH)
und Umrechnung in eff. Äquivalentdosis (Inhalation)

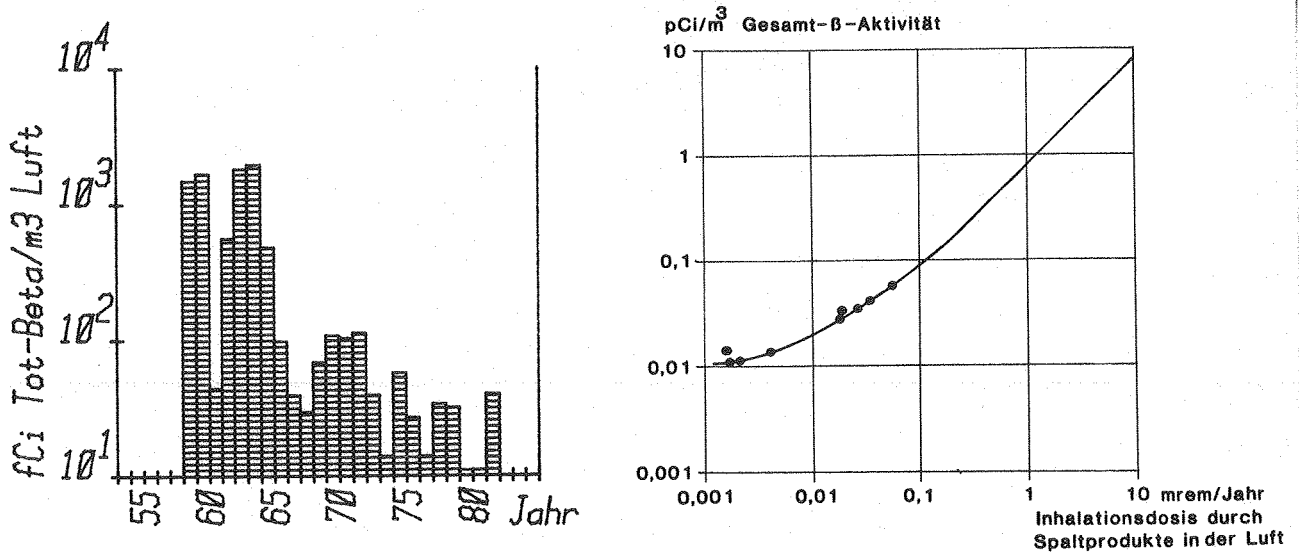


Abb. 3:

eff. Äquivalentdosis (Inhalation) durch rad. Aerosole in
der Luft : pro Jahr (links), Integralkurve (rechts)

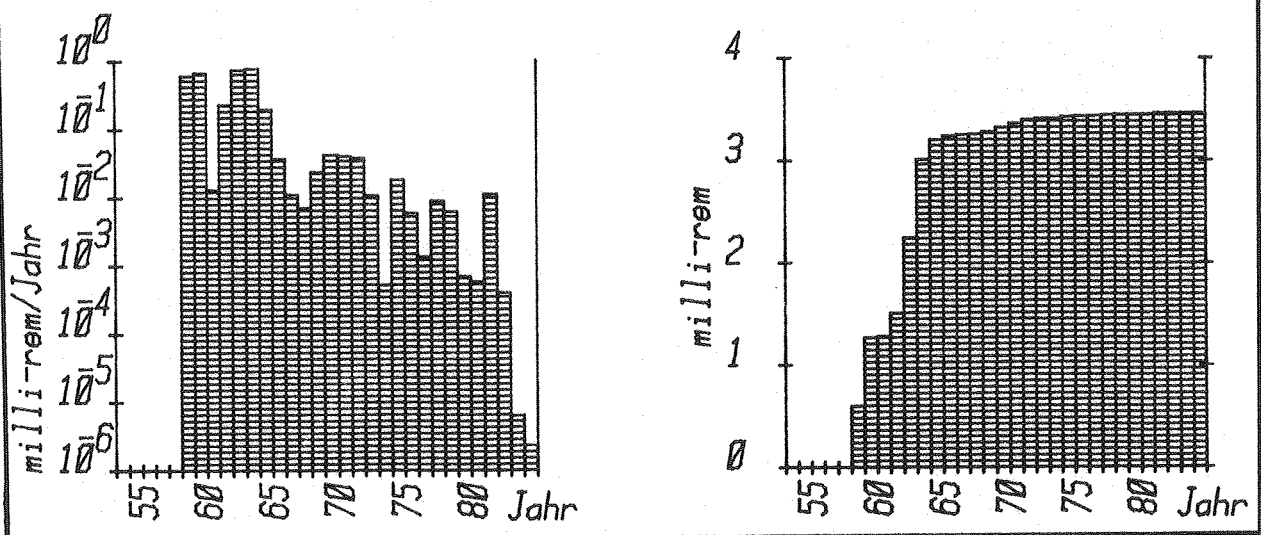


Abb. 4:

Tritiumgehalt der Niederschläge und von Weissweinproben aus der Schweiz.

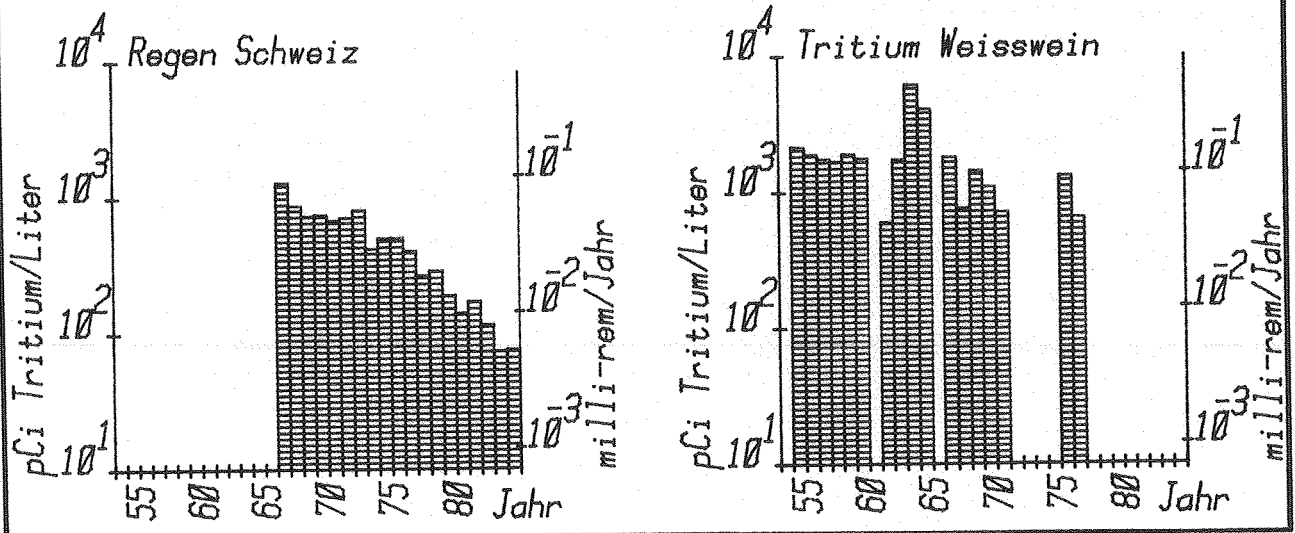


Abb. 5: Tritiumgehalt der Niederschläge und eff. Äquivalentdosis durch denselben Tritiumgehalt im Körperwasser. rechts: Integralkurve.

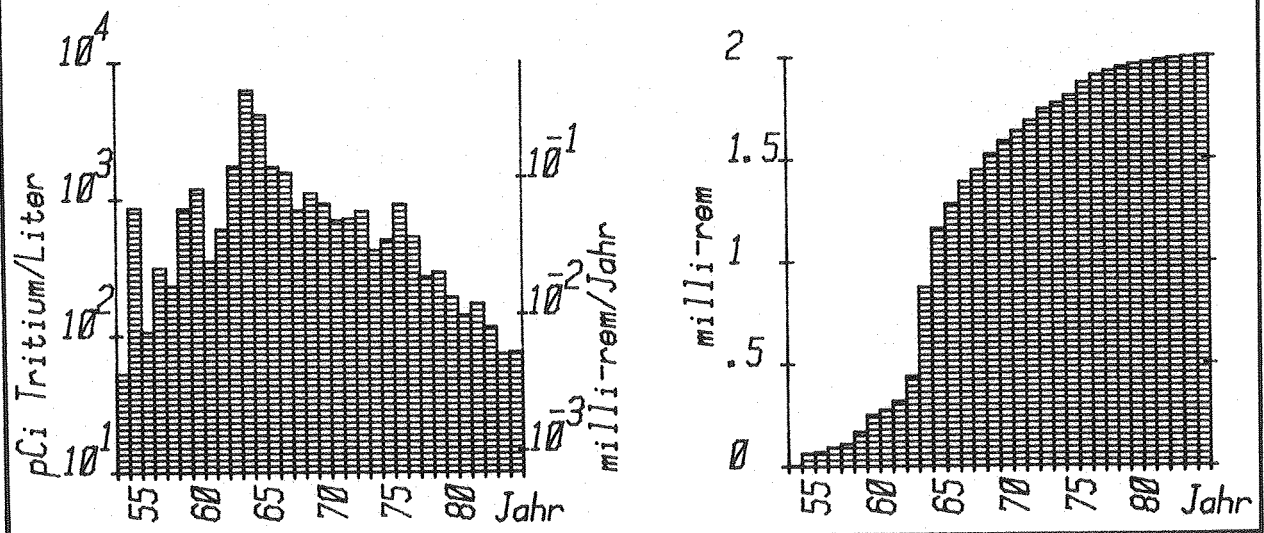


Abb. 6: Kohlenstoff-14-Gehalt der Luft und von Buchenblättern, bezogen auf den natürlichen Gehalt, und dadurch verursachte eff. Äquivalentdosis. rechts: Integralkurve.

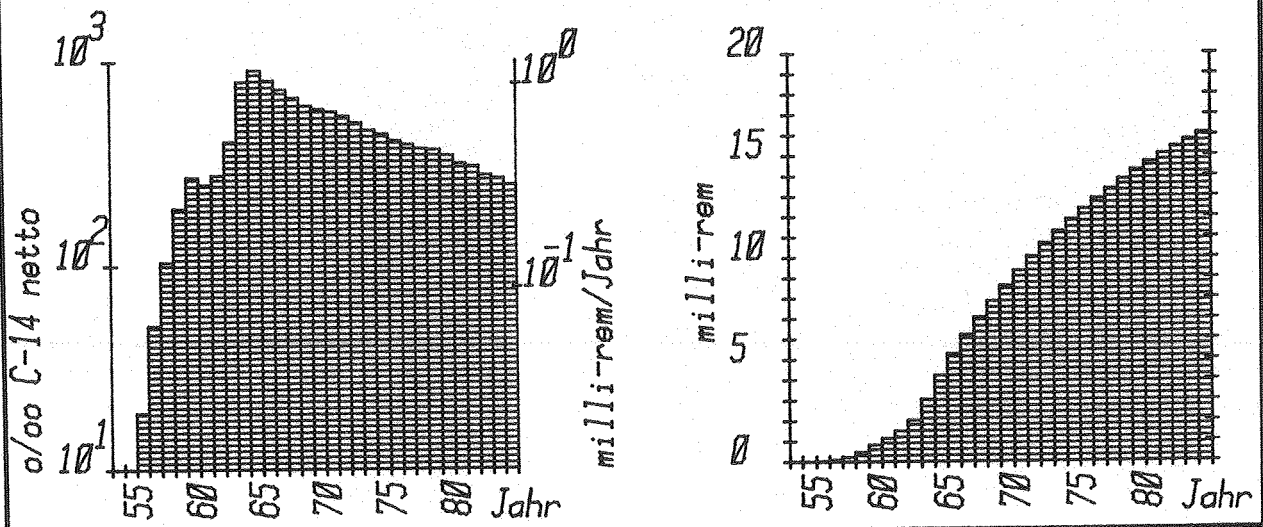


Abb. 7:

Argon-37-Gehalt der Luft in der Schweiz und dadurch verursachte eff. Äquivalentdosis. rechts: Integralkurve.

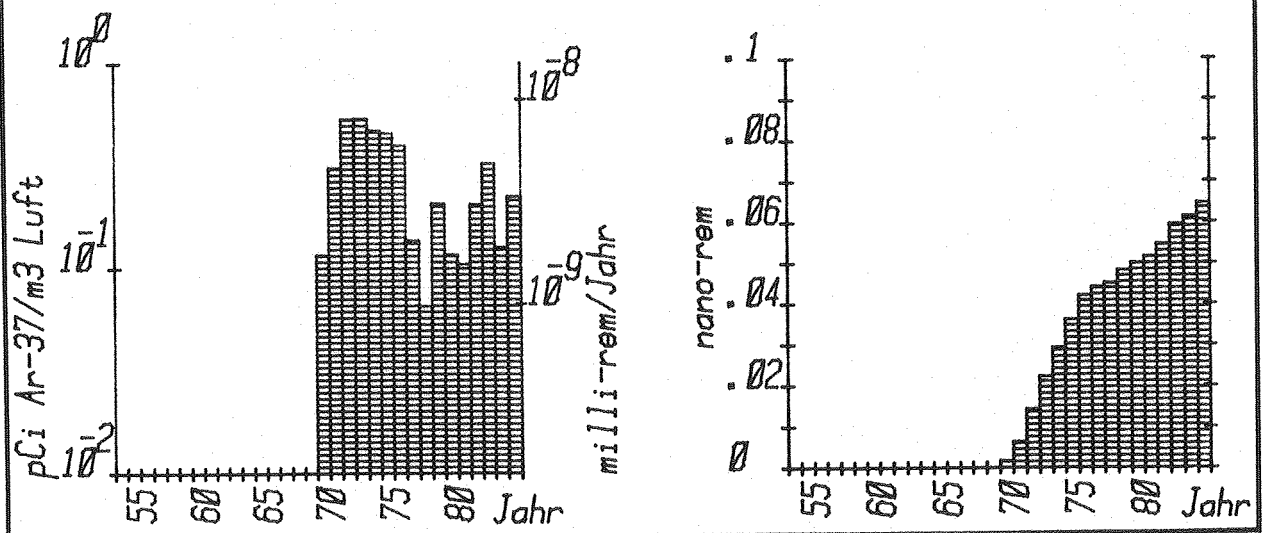


Abb. 8: Caesium-137-Gehalt im Erdboden (0-5 cm) von Arenenberg(CH) und dadurch verursachte externe Strahlenexposition. rechts: Integralkurve.

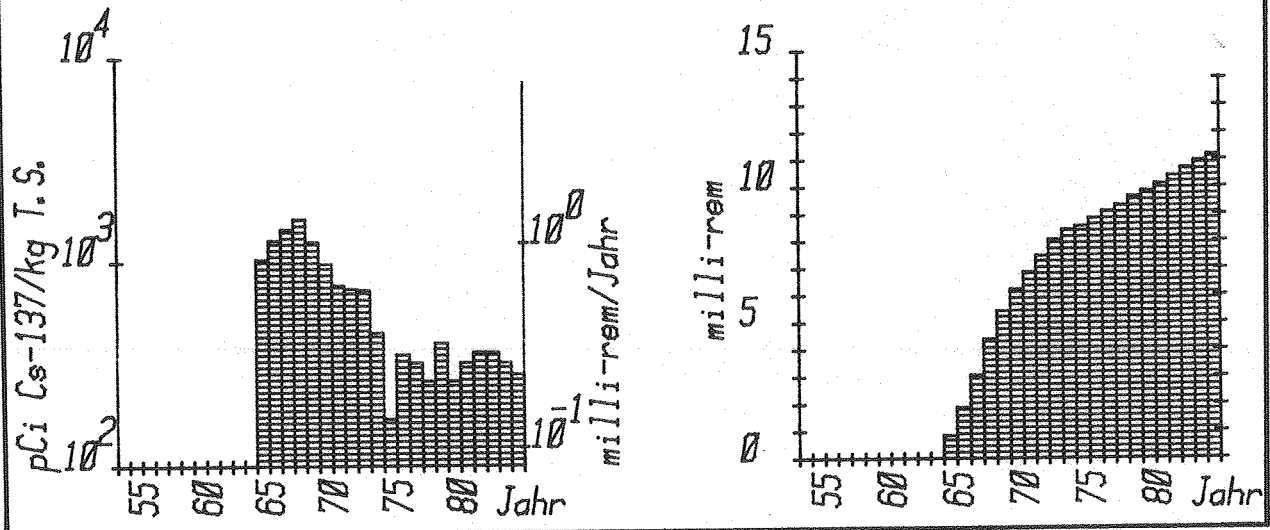


Abb. 9: Caesium-137-Gehalt im Körper von Männern aus Genf und dadurch verursachte eff. Äquivalentdosis. rechts: Integralkurve.

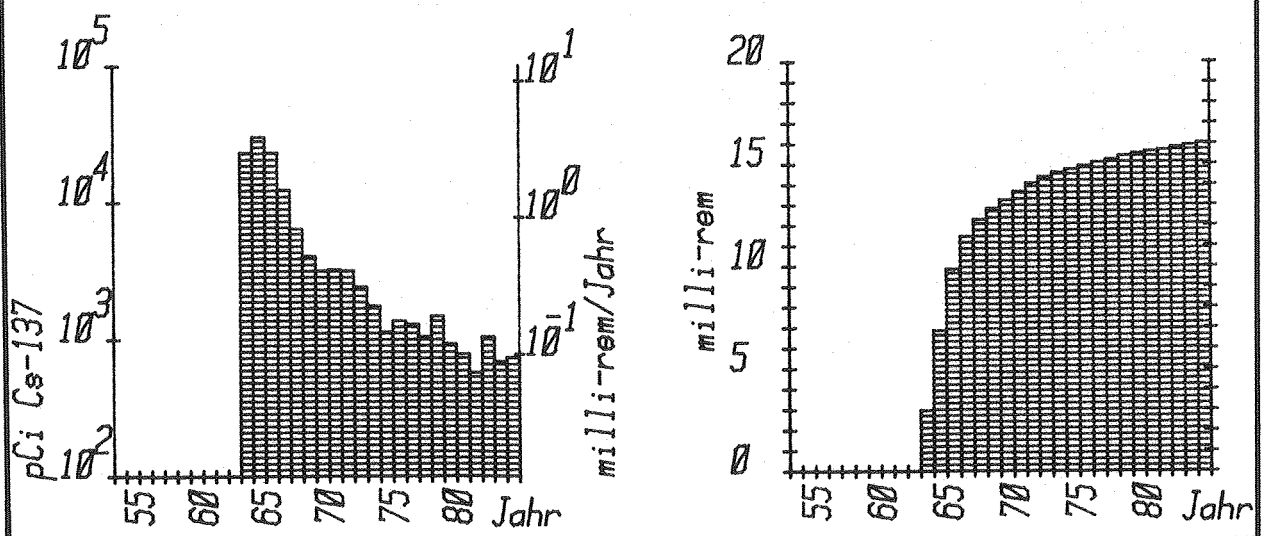


Abb. 10: Caesium-137-Gehalt im Körper von Frauen aus Genf und dadurch verursachte eff. Äquivalentdosis. rechts: Integralkurve.

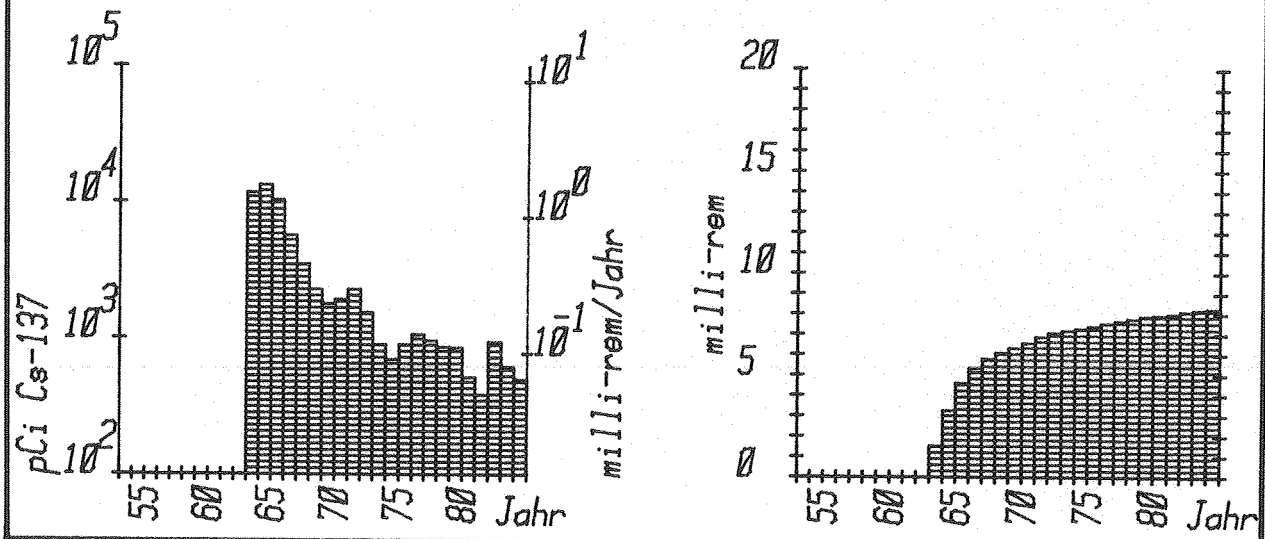


Abb. 11: Strontium-90-Gehalt in Knochen Verstorbener aus dem Kanton Waadt(CH) und dadurch verursachte eff. Äquivalentdosis. rechts: Integralkurve.

