12. Bericht der Eidg. Kommission zur Überwachung der Radioaktivität für das Jahr 1968 zuhanden des Bundesrates

Objekttyp: **Group**

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

Band (Jahr): **12 (1968)**

PDF erstellt am: **03.06.2024**

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Inhalten der Zeitschriften. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern.
Die auf der Plattform e-periodica veröffentlichten Dokumente stehen für nicht-kommerzielle Zwecke in Lehre und Forschung sowie für die private Nutzung frei zur Verfügung. Einzelne Dateien oder Ausdrucke aus diesem Angebot können zusammen mit diesen Nutzungsbedingungen und den korrekten Herkunftsbezeichnungen weitergegeben werden.
Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Die systematische Speicherung von Teilen des elektronischen Angebots auf anderen Servern bedarf ebenfalls des schriftlichen Einverständnisses der Rechteinhaber.

Haftungsausschluss

Alle Angaben erfolgen ohne Gewähr für Vollständigkeit oder Richtigkeit. Es wird keine Haftung übernommen für Schäden durch die Verwendung von Informationen aus diesem Online-Angebot oder durch das Fehlen von Informationen. Dies gilt auch für Inhalte Dritter, die über dieses Angebot zugänglich sind.

Ein Dienst der *ETH-Bibliothek*
ETH Zürich, Rämistrasse 101, 8092 Zürich, Schweiz, www.library.ethz.ch

http://www.e-periodica.ch

Sonderdruck aus der Beilage B, Nr. 4/1969
zum «*Bulletin des Eidg. Gesundheitsamtes*»
vom 1. November 1969

Tiré à part du supplément B, nº 4/1969
du «*Bulletin du Service fédéral de l'hygiène publique*» du 1er novembre 1969

Estratto dal supplemento B, nº 4/1969 del «*Bollettino del Servizio federale dell'igiene pubblica*», dal 1º novembre 1969

12. Bericht der Eidg. Kommission zur Überwachung der Radioaktivität für das Jahr 1968 zuhanden des Bundesrates*

Von Prof. Dr. P. Huber, Basel, Präsident der Kommission

Im Jahre 1968 explodierten fünf französische Atombomben (7. 7., 15. 7., 3. 8., 24. 8. und 9. 9.) in der Südsee und eine chinesische H-Bombe von 3 Megatonnen TNT-Äquivalent am 27. 12. in Lop Nor. Von diesen Testzündungen konnten 1968 noch keine Folgeprodukte in unserem Lande nachgewiesen werden, da einerseits erfahrungsgemäss der Luftaustausch zwischen südlicher und nördlicher Erdkugelhälfte schwach ist und andererseits die Auswirkungen der chinesischen Bombe sich erst im Jahre 1969 zeigen werden. Dagegen führte die chinesische Atombombenexplosion vom 24. 12. 1967 (s. 11. Bericht, 1967) nach der ersten Januarhälfte zu einer Erhöhung der Luftaktivität, die sich über das gesamte Jahr erstreckte. Sowohl Luft als Regen zeigten 1968 höhere mittlere Aktivitäten als 1967. In den Oberflächengewässern und im Zisternenwasser konnte dagegen keine merkbare Erhöhung der Kontamination gegenüber dem Vorjahr festgestellt werden.

Die Kommissionsarbeit wurde in drei Sitzungen behandelt. Dazwischen erfolgten eine Reihe von Besprechungen betr. Überwachung von Atomkraftwerken. Für das Atomkraftwerk Beznau I wurden die entsprechenden Vorschriften betr. radioaktive Kontaminierung von Abluft und Abwasser ausgearbeitet und dem Delegierten für Fragen der Atomenergie zur Inkraftsetzung übergeben. Dieses Atomkraftwerk wird 1969 seinen Betrieb aufnehmen.

Die Arbeiten des Alarmausschusses wurden ebenfalls in drei Arbeitssitzungen gefördert. Das in Bearbeitung stehende Handbuch für die Zivilverteidigung wurde aus der Sicht des Alarmausschusses geprüft. Ein Exposé über Mass-

* Texte français, voir page 193

nahmen im Falle einer A-Bombenkatastrophe konnte ausgearbeitet werden. Die Studien für die Einrichtung einer Alarmzentrale sind weiterhin vorangetrieben worden. Am Polizeiinstitut in Neuenburg wurde ein Kurs für Polizeibeamte zur Bedienung der Atomwarngeräte organisiert, dessen Durchführung die AC-Sektion übernahm. Die Unterlagen zur raschen Abschätzung einer Kontaminationslage sind weitergeführt worden. Mit Hilfe graphischer Darstellungen lassen sich bei bekannter Kontamination von Erdboden, Luft und Nahrung die Dosen bestimmen, die durch äussere Bestrahlung, Einatmen und Nahrungsaufnahme bewirkt werden. Gemeinsam mit einer dienstlichen Stabsübung konnte eine Übung des Alarmausschusses für den Einsatz bei einer Atombomben-Katastrophe durchgeführt werden. Sie ergab für die Weiterführung unserer Arbeiten sehr wertvolle Erkenntnisse.

Herr Major Thury ist auf Ende des Berichtsjahres aus Altersgründen vom Alarmausschuss zurückgetreten. Seine unermüdliche Arbeit für den Ausschuss war gross und es sei ihm dafür sehr gedankt. Sein Nachfolger ist Dr. J. Rossier, EMD. Als Vertreter des Eidg. Institutes für Reaktorforschung wurde dipl. phys. H. Brunner gewählt.

Vom 25. 5. bis 1. 6. fand in Interlaken ein internationales Symposium über den Strahlenschutz der Bevölkerung bei einer Nuklearkatastrophe statt, das mit Unterstützung der KUER organisiert wurde. Es vermittelte einen ausgezeichneten Überblick über den heutigen Stand dieses wichtigen Bereiches menschlicher Schutzvorkehrungen. Für die Arbeiten des Alarmausschusses war das Symposium sehr fruchtbar.

I. Änderungen am Messnetz[1]

Die Naturwiese in Les Hauts-Geneveys als Entnahmestelle für Boden- und Grasproben wird seit dem Sommer 1968 gedüngt. Seit dieser Zeit fallen diese Probeentnahmen weg, da sich in der Nähe keine weiteren Naturwiesen befinden.

II. Neu aufgenommene Arbeiten

1. Ge-Li-Dioden

Die Methode der Gammaspektroskopie mit einem NaI-Kristall genügt zur Analyse von einfachen Spektren; bei Spektren mit vielen Gammalinien (z.B. junge Fissionsprodukte) ist jedoch die Energieauflösung von rund 8% zu schlecht. Demgegenüber haben Ge-Li-Detektoren ein weitgehend energieunabhängiges Auflösungsvermögen von wenigen keV, was eine Verbesserung des Auflösungsvermögens um einen Faktor von rund 10 bedeutet.

In Fribourg wurden Versuche mit einer Ge-Diode des Physikalischen Institutes unternommen zur Abklärung der Frage, welche Mindestaktivitäten die

[1] Vgl. 3. bis 11. Bericht

Proben für eine Analyse aufweisen müssen. Es ergab sich, dass bei 1 MeV ca. drei Gamma-Emissionen pro Sekunde zum quantitativen Nachweis einer Linie genügen (Diodenvolumen 3 cm^3).

Eine Gammaanalyse mit einer Ge-Diode bietet gegenüber einer solchen mit einem NaI-Kristall sehr grosse Vorteile, speziell bei erhöhter Aktivität, wo trotz relativ kleiner Nachweiswahrscheinlichkeit mit kurzen Messzeiten genaue Resultate erzielt werden können.

2. Filterwirkung verschiedener Böden im Jura

Humushaltiger Boden erweist sich als ausgezeichnetes Filter für den radioaktiven Niederschlag. Es wurde eine Untersuchung angefangen zur Prüfung der Aktivität von Karstquellen im Vergleich zu Poren-Grundwasser.

3. Arbeiten im Zusammenhang mit der Alarmorganisation für den nuklearen Katastrophenfall

Nachdem die Unterlagen für die rasche Abschätzung der äussern Bestrahlung und der durch Atemluft und Trinkwasser verursachten inneren Bestrahlung erarbeitet waren (vgl. 11. Bericht 1967), wurde die Kontamination durch Lebensmittel bei einer Nahausfallsituation behandelt. Eine Serie von graphischen Darstellungen gestattet die Abschätzung der Dosen im menschlichen Körper nach dem Genuss von Milch und Gemüse, welche durch Nahausfall (1 Stunde bis 7 Tage nach einer Bombenexplosion) kontaminiert sind,

a) wenn nur die Daten der Bombenexplosion und meteorologische Angaben über die Ausbreitung der radioaktiven Wolke vorliegen,

b) wenn die Erdbodenkontamination bekannt ist.

Es ist klar, dass solche Abschätzungen zur Übersicht einer Unfallsituation überaus wertvoll sind, entsprechende Messungen jedoch nicht zu ersetzen vermögen. Zur Aufstellung der graphischen Darstellungen wurden Ergebnisse (speziell auch vom Symposium in Interlaken) über das Rückhaltevermögen des Grases für grössere radioaktive Partikel und deren Löslichkeit und Übergangswahrscheinlichkeit in einzelne Organe (Schilddrüse) berücksichtigt.

III. Messergebnisse

1. Luftüberwachung

Die spezifische Gesamt-Beta-Aktivität der Luft aus Spaltprodukten von Atomexplosionen ist im Berichtsjahr etwas höher als 1967, eine Folge der chinesischen Atombombenexplosionen vom 17. 6. 67, 3. 7. 67 und 24. 12. 1967. An den Höhenstationen Jungfraujoch und Weissfluhjoch zeigten sich Aktivitätsspitzen von rund 2 pCi/m^3-Luft zwischen dem 16. und 23. Januar 1968. Ab

Februar mass man an diesen Stationen 48 Stunden nach der Sammlung eine mittlere spezifische Aktivität von weniger als 1 pCi/m³-Luft. Im April wurde das Maximum der Aktivität registriert. Tab. 1 gibt die spezifische Gesamt-Beta-Aktivität der Luft der vier Messstellen Jungfraujoch, Locarno, Payerne und Weissfluhjoch, gemessen mit Landis-&-Gyr-Apparaten. In den Talstationen wurde praktisch die natürliche Aktivität nachgewiesen. Dagegen zeigten die Messungen in Freiburg und Würenlingen, wo infolge einer längeren Wartezeit zwischen Sammlung und Messung die natürliche Aktivität abgeklungen ist, im Gegensatz zu 1967, einen leichten Anstieg (Fig. 1 und Tab. 2). Die seit 1956 gemessene spezifische Gesamt-Beta-Aktivität der Luft in Payerne ist in Fig. 2 wiedergegeben.

Zur Bestimmung der Zusammensetzung der Luft-Aktivität wurden die Gamma-Spektren von 21 Flugfiltern aus der oberen Troposphäre aufgenommen. Zu Beginn des Jahres 1968 waren Spaltprodukte mittlerer Halbwertszeit, hauptsächlich Ce-144 und Zr-Nb-95, herrührend von den chinesischen Bomben des Sommers 1967, vorherrschend. Junge Spaltprodukte traten erstmals in der zweiten Januarhälfte auf, zur gleichen Zeit, als sie auch im Niederschlag, nicht aber in der bodennahen Luft, festgestellt werden konnten. Die Spaltisotope mittlerer Halbwertszeit machten bis zum Ende des Jahres 1968 einen grossen Teil der Aktivität aus.

Junge Spaltprodukte der chinesischen Testexplosion vom 24. 12. 67 wurden erstmals mittels Ge-Li-Detektoren untersucht. Fig. 3 zeigt das Spektrum einer Probe A, 32 Tage nach der chinesischen Atombombenexplosion, gemessen mit einem NaI-Bohrlochkristall, im Energiebereich von 60–920 keV. Fig. 4 zeigt das Spektrum derselben Probe A, 29 Tage nach der Explosion, gemessen mit einer Ge-Li-Koaxialdiode (11 cm³; Energieauflösung 6 keV) im selben Energiebereich. Fig. 5 schliesslich zeigt das Spektrum einer Probe B (Höhenflugfilter; Sammlung 17. Januar 1968, Flughöhe 11 100 m, Luftdurchsatz 2700 kg), 26 Tage nach der Explosion, gemessen mit einer Ge-Li-Planardiode (21,5 × 18 × 8 mm³, Energieauflösung 1,7 keV) im Energiebereich von 60–540 keV.

Als Analysator stand für diese drei Messungen ein RCL-512-Kanal zur Verfügung. Während für die NaI-Messung 256 Kanäle bei weitem genügen, reichen 512 Kanäle bei der zweiten Messung (6-keV-Auflösung) gerade noch knapp aus. Bei der dritten Messung (mit der Planardiode 1,7-keV-Auflösung) entfallen jedoch auf eine Linie nur noch 3 Kanäle, obwohl das gemessene Energieintervall fast um die Hälfte reduziert wurde.

Figur 6 stellt das Spektrum einer Probe C dar (17 Tage nach der französischen Atomexplosion vom 15. 7. 1968), gemessen mit der erwähnten Planardiode. Als Analysator konnte ein Nuclear-Data-4096-Kanal benützt werden. Das gemessene Energieintervall erstreckte sich von 0–1650 keV (2,5 Kanäle pro 1 keV). Das Spektrum zeigt eine Fülle von Einzelheiten: etwa 60 Linien sind erkennbar, unter anderem die Röntgenlinien von I, Xe, Pr, Pu und Np; sogar Eu-155 (Linien 86,54 und 105,32 keV), ein Spaltisotop von 1,81 Jahren Halbwertszeit und einer Spaltausbeute von ungefähr 0,2%, kann quantitativ bestimmt werden. Die Probe enthält junge Spaltprodukte der Bomben vom 7. 7. und 15. 7. 1968 und die Neutronen-induzierten kurzlebigen Nuklide Np-239

und U-237. Ferner enthält sie alte Spaltprodukte und Mn-54 (313d Halbwertszeit, n-induziert), die schon vor der Testreihe nachweisbar waren, sowie das durch die kosmische Strahlung induzierte Be-7. Die Analyse der drei Proben A, B und C ist in Tab. 3 angegeben.

Die Rückstände der Luftfilter von Stein (AG) wurden wöchentlich auf Alpha-Aktivität hin untersucht. Fig. 7 enthält die Messwerte für das Jahr 1968. Verschiedene Untersuchungen der Alpha-Energiespektren wiesen wie in den vorhergehenden Jahren stets auf Pu-239 als Quelle hin. Der Jahresmittelwert ist weiterhin rückläufig:

Jahr	1965	1966	1967	1968
Mittelwert in pCi/m³-Luft	0,00419	0,00341	0,00330	0,00293

In einer weiteren Untersuchung wurden die Luftfilterproben seit 1958 von Weissfluhjoch, Locarno, Romanshorn und Saignelégier auf Strontium-90 geprüft. Die Tabellen 4–7 und die Figuren 8–11 zeigen im logarithmischen Massstab die gemessene Strontium-Aktivitätskonzentration in pCi/m³-Luft. Vergleicht man diese spez. Aktivitäten mit denjenigen der Luft von Payerne (Fig. 2), ergibt sich ein vollständig analoger Verlauf, wobei die spez. Strontium-Aktivität rund 100mal kleiner ist als die entsprechende spez. Gesamt-Beta-Aktivität.

2. *Niederschläge*

Die Monatsmittelwerte der spezifischen Gesamt-Beta-Aktivität der Niederschläge an den verschiedenen Sammelstellen und die auf den Boden niedergeschlagene Aktivität sind in Tab. 8, die Ergebnisse für die Stelle Valsainte zusätzlich in Fig. 12 angegeben. Die höhere Aktivität der Luft im Berichtsjahr führte zu einer gegenüber 1967 ca. verdoppelten spezifischen Aktivität des Regens und der total auf dem Erdboden abgesetzten Aktivität. Es werden etwa die Werte des Jahres 1966 (s. 10. Bericht) erreicht.

Durch Staubablagerung (Messstelle Locarno) wurde dem Erdboden eine ungefähr zehnmal geringere totale Beta-Aktivität zugeführt (Tab. 9) als mit dem Niederschlag.

Tritiummessungen im Regenwasser erfolgten an den Messstellen Davos und Freiburg (Fig. 13 a, b und c). Auf Grund der Messungen von 1966 und 1967 war auch für das Berichtsjahr in der ersten Jahreshälfte ein Anstieg bis zu einem Maximum im Juni zu erwarten. Diesem Maximum war bisher ein rascher Abfall bis zum Winterminimum gefolgt. Die Werte der ersten Monate entspre-

chen diesen Erwartungen, doch zeigen sich ab Mitte Jahr deutliche Abweichungen:

a) Das Sommermaximum ist nicht ausgeprägt;
b) die Tritiumkonzentration nimmt im Herbst 1968 nicht mehr ab.

Die hohen Herbstwerte sind wahrscheinlich eine Folge der chinesischen H-Bombenexplosion vom Juni 1967. Es erstaunt lediglich, dass sie sich nicht schon im Frühling/Sommer bemerkbar gemacht hat.

3. Wasser und Schlamm aus Zisternen

Die Gesamt-Beta-Aktivität sowohl des Wassers wie auch des Schlammes von Zisternen war wiederum tief. Im Zisternenwasser (Tab. 10) schwankten die Werte zwischen 2 und 10 pCi/l. Im Schlamm der Zisterne Saulcy BE verringerte sich die spezifische Gesamt-Beta-Aktivität von 560 pCi/g getrockneten Materials auf 300 pCi/g (Tab. 11).

4. Oberflächen-, Grund- und Abwasser

Im Oberflächen- und Grundwasser liess sich keine Aktivitätszunahme feststellen. Die Messwerte für die Gesamt-Beta-Aktivität liegen zwischen ≤ 1 pCi/l und ≤ 9 pCi/l (Tab. 12). Tab. 13 enthält die spezifischen Gesamt-Beta-Aktivitäten von Karstquellen, Porengrundwasser und Regenwasser aus derselben Zone. Zwischen Karstquellen und Porengrundwasser zeigt sich kein Aktivitätsunterschied.

Tritiummessungen erfolgten am Grundwasser des Pumpwerkes 2, Burgdorf (Fig. 14), von Cortébert (Fig. 15) und St. Sulpice (Fig. 16). Für die monatlich entnommenen Proben von Burgdorf aus dem Jahre 1967 zeigt sich ein kontinuierlicher Abfall der Tritium-Aktivität. Gegenüber den Niederschlagswerten von 1967 (s. 11. Bericht) sind die Aktivitätswerte relativ hoch. In Fig. 14 sind nach dem «Ein-Box-Modell» theoretisch berechnete Tritium-Konzentrationen eingezeichnet. Als Parameter tritt die mittlere Aufenthaltsdauer τ_r des Tritiums auf. Eine befriedigende Übereinstimmung resultiert für τ_r zwischen 1,25 Jahren und 1,5 Jahren. Das Grundwasser von Cortébert und St. Sulpice zeigt deutlich geringere Schwankungen als die Niederschläge und die entsprechenden Tritium-Werte sind höher als die Mittelwerte des Regens, berechnet für die entsprechende Zeitdauer. Falls das Modell des ideal durchmischten Reservoirs auf das Grundwasservorkommen von Cortébert anwendbar ist, so lässt sich eine mittlere Aufenthaltsdauer von 0,5 Jahren bis 0,75 Jahren abschätzen. Bei St. Sulpice ist die so abgeschätzte Aufenthaltsdauer des Wassers im Reservoir kleiner. Hier scheint jedoch ein direkter Zufluss von Oberflächenwasser während gewisser Perioden eine Rolle zu spielen.

Die im 11. Bericht erwähnte grössere Alpha-Aktivität des Rheinwassers von Kembs gegenüber Stein am Rhein wurde näher untersucht, indem Wasserproben der Birs und der Wiese geprüft wurden. Nachstehend die Ergebnisse:

		Alpha-Aktivität
Birs	24. 6. 68	(1,8 ± 0,6) pCi/l
	10. 9. 68	(1,9 ± 0,6) pCi/l
	14. 1. 69	(1,3 ± 0,4) pCi/l
Wiese	1. 4. 68	(2,8 ± 0,9) pCi/l
	24. 6. 68	(1,6 ± 0,6) pCi/l
	10. 9. 68	(1,5 ± 0,5) pCi/l
	11. 1. 69	(0,7 ± 0,2) pCi/l
Riehenteich	12. 3. 68	(0,18 ± 0,08) pCi/l
	15. 8. 68	(2,5 ± 0,8) pCi/l

Der Mittelwert dieser Messungen entspricht der Alpha-Aktivität des Rheins, so dass die erhöhte Alpha-Aktivität in Kembs nicht einem Beitrag dieser Gewässer zugeschrieben werden kann.

Aufschlussreich war die Untersuchung von Sedimenten. Am 13. 5. 1968 wurden dem Rhein in Kembs gleichzeitig eine Wasserprobe und zwei Sedimentproben entnommen. Die Trockensubstanzen der Proben wiesen folgende Alpha-Aktivität auf:

Wasserrückstand	(7 ± 2) pCi/g
Sediment Rheinmitte	(13 ± 4) pCi/g
Sediment Rheinufer	(12 ± 4) pCi/g

Nach diesen Feststellungen ist es wahrscheinlich, dass die erhöhte Wasseraktivität von Kembs durch aufgeschwemmtes Bodenmaterial zustande kommt. Da die Wasserproben von Kembs im allgemeinen etwas mehr Trockensubstanz aufweisen, ist eine höhere Alpha-Aktivität zu erwarten.

An Abwasser wurden jene der Leuchtfarbenfabrik Teufen (Tab. 12), der Cerberus AG (Tab. 12), des Atomreaktors Lucens (Tab. 12) und des EIR Würenlingen (Tab. 14) überwacht. Die Aktivitätskonzentration des Cerberus-Abwassers liegt in derselben Grössenordnung wie jene der Oberflächengewässer. Im Bach mit dem Abwasser der Leuchtfarbenfabrik Teufen zeigte sich im März eine erhöhte Beta-Aktivität. Nachfolgeprodukte des Radiums wurden gammaspektroskopisch nachgewiesen, Strontium-90 wurde dagegen nicht gefunden. Ab Monat Mai liessen sich noch Aktivitätskonzentrationen zwischen 10 pCi/l Wasser und rund 30 pCi/l Wasser feststellen. Im Goldibach, unterhalb der Abwassermündung, entsprach die Aktivitätskonzentration den übrigen Oberflächengewässern. Auch das Sediment im Goldibach (Tab. 12) zeigt mit anderen Proben vergleichbare Aktivitäten. Die Abwasserprobe vom EIR vom 10. April enthielt hauptsächlich Cer-141, Ruthenium-103 und Zirkon-Niob-95, jene vom 20. Dezember Caesium-137. Die zulässigen spezifischen Aktivitäten des Abwassers wurden in keinem Falle erreicht.

5. *Plankton, Schwebestoffe, Sediment, Wasserpflanzen und Fische*

Die Gesamt-Beta-Aktivität der Proben von Plankton, Schwebestoffen, Sediment, Wasserpflanzen und Fischen blieb wie im Vorjahr niedrig (Tab. 12).

Die Kalium-40-Aktivität und den Aschengehalt von Plankton- und Schwebestoffproben zeigt Tab. 15.

6. *Boden, Gras und Heu*

Programmgemäss wurden die Boden-, Gras- und Heuproben aus der Umgebung der Reaktoren in Würenlingen und Lucens erhoben. Die Messergebnisse sind in den Tab. 16 und 17 wiedergegeben. Sie zeigen keine wesentlichen Abweichungen von denjenigen des Vorjahres. Im Boden machte sich eine geringe Wanderung des Strontium-90 in tiefere Schichten bemerkbar. Das Verhältnis der Aktivitätswerte der Schichten von 0–5 cm zu jenen von 5–15 cm nimmt gegenüber 1967 sowohl in Würenlingen als auch in Lucens ab.

7. *Aktivitätsbestimmungen der Kette Boden-Futter-Milch*

7.1 Futter und Milch aus der Ostschweiz

Während sich seit 1964 der Beginn der Frischfütterung in einer Abnahme der Cs-137-Aktivität des Futters bemerkbar gemacht hatte, trat 1968 der gegenteilige Effekt auf; im Sommer 1968 war die spezifische Aktivität des Futters merklich höher als während der Winterfütterung 1967/68 (Fig. 17, Tab. 18). Der Grund dafür liegt in der Erhöhung des Cs-137-Gehaltes der Stratosphäre durch die chinesische H-Bombe vom 17. 6. 1967. Da seit 1962 keine H-Bomben mehr explodierten, verminderte sich in der Stratosphäre der Gehalt an Cs-137 bis 1967 so stark, dass diese eine Bombe einen merklichen Anstieg bewirken konnte. Durch den Luftaustausch Stratosphäre–Troposphäre im Frühling 1968 gelangte diese Aktivität in die untern Luftschichten und damit in die Biosphäre und erzeugte im Gras eine Erhöhung des Caesium-137-Gehaltes, ungefähr auf die Werte von 1966.

Die monatlich erhobenen Milchproben aus der Ostschweiz zeigten 1968 gegenüber 1967 keine wesentlichen Änderungen in der spezifischen Cs-137-Aktivität. In beiden Jahren betrug die mittlere spezifische Cs-137-Aktivität rund 15 pCi/l Milch, den tiefsten Wert seit Beginn der Messungen (Tab. 18, Fig. 17).

7.2 Boden, Futter, Milch

Die Aktivitäten von K-40, Sr-90 und Cs-137 im Erdboden, dem Gras und der Milch von Arenenberg (TG), Davos-Stillberg (GR), Gudo (TI) und Les Hauts-Geneveys (NE) sind in den Tabellen 19–22 und die entsprechenden Cs-137-Aktivitäten seit 1964 in den Figuren 18–21 dargestellt.

Die Cs-137-Aktivität im Erdboden (0–5 cm) nimmt für die Stationen Arenenberg und Les Hauts-Geneveys seit 1966 leicht ab, was wahrscheinlich auf das

allmähliche Eindringen in tiefere Schichten zurückzuführen ist. Im Gegensatz dazu erhöht sich die Cs-137-Bodenaktivität in Davos-Stillberg allmählich. In Gudo trat gegenüber 1967 eine starke Abnahme der Bodenaktivität auf. Die ständigen Aktivitätsschwankungen an dieser Probeentnahmestelle veranlassten uns, im Herbst je zwei Proben innerhalb des Sammelareals zu erheben, um etwaige lokale Unterschiede festzustellen. Solche traten denn auch zwischen den Cs-137-Aktivitäten in der Schicht von 5–15 cm Tiefe auf, ein Zeichen für die Inhomogenität des Gebietes bezüglich der Wanderungsgeschwindigkeit von Cs.

Die Cs-137-Aktivität des Grases zeigte bei der Maiprobe 1968 von Gudo sowohl auf der Natur- wie auf der gedüngten Wiese einen erheblichen Anstieg, ging jedoch im Herbst wieder auf das Niveau von 1967 zurück. An den andern Entnahmestellen stieg die Aktivität der Grasproben wie in der Ostschweiz (vgl. 7.1) leicht an.

Die Cs-137-Aktivitäten der Milchproben blieben überall im Tiefland unter 30 pCi/l Milch (Ausnahme Gudo im Mai, 50 pCi/l, wo auch die Grasaktivität ungewöhnlich hoch war). In der Milch von Davos senkte sich die Cs-137-Aktivität wesentlich, nämlich von 193 pCi/l im Jahre 1967 auf 113 pCi/l 1968, obschon die Grasaktivität praktisch konstant geblieben ist.

8. Lebensmittel

Die Kontamination der Lebensmittel wurde durch das Eidg. Gesundheitsamt (Lebensmittelkontrolle, Dr. A. Miserez) in Verbindung mit den kantonalen Laboratorien (Arbeitsgemeinschaft zur Überwachung der Radioaktivität der Lebensmittel) Basel, Chur, Lausanne, St. Gallen und Zürich (auch Städtisches Laboratorium Zürich) kontrolliert. Die erhaltenen Messergebnisse differieren nicht wesentlich von jenen des Vorjahres. Die chinesische H-Bombenexplosion vom 17. 6. 67 in Lop Nor bedingte eine gewisse Erhöhung der Kontamination.

Tab. 23 A und Fig. 22 und 23 enthalten die Messergebnisse der spezifischen Gesamt-Beta-Aktivität, der Oxalatniederschlags[1]- und der Strontium-90-Aktivität (Fig. 24) für Frisch- und Trockenmilch. Der Strontium-90-Gehalt der Milch ist etwa gleich wie im Vorjahr, mit Ausnahme von Moudon und Lucens, wo wesentlich kleinere Aktivitäten festgestellt wurden. Ein Grund hiefür ist nicht ersichtlich. In der Berechnung der mittleren spezifischen Strontium-90-Kontamination der Milch wurden diese Werte nicht miteingeschlossen. In Milchproben aus Höhenlagen (Mürren, Davos und Pontresina) haben in der zweiten Jahreshälfte die spezifische Gesamt-Beta-, die Oxalatniederschlags- und die Strontium-90-Aktivitäten deutlich zugenommen. Im Zeitabschnitt 1959–1968 wiesen Milchproben der Berner Molkerei (BM), von Mürren (Mü) und von Trockenmilch aus dem Kanton Waadt (VD) folgende spezifische Aktivitäten auf für Strontium-90 und für den Oxalatniederschlag (Fig. 24a):

---

[1] Siehe 5. Bericht 1961, S. 7/8

Jahr	Spez. Strontium-90-Aktivität pCi/l			Spez. Oxalat-Aktivität pCi/l			Verhältnis der Aktivitäten Strontium-90/Oxalatniederschlag		
	BM	VD	Mü	BM	VD	Mü	BM	VD	Mü
1959	15	14	29	55	50	90	0,27	0,28	0,32
1960	11	11	27	23	30	56	0,48	0,37	0,48
1961	10	10	22	64	54	62	0,16	0,19	0,35
1962	16	14	33	67	59	93	0,24	0,24	0,35
1963	36	35	70	117	114	187	0,31	0,31	0,37
1964	45	51	92	74	84	145	0,61	0,61	0,63
1965	33	34	63	50	53	101	0,66	0,64	0,62
1966	23	23	60	33	37	96	0,70	0,62	0,63
1967	16	16	44	24	24	73	0,67	0,67	0,60
1968	14	16	50	21	21	73	0,66	0,76	0,68

Die Verhältnisse der Aktivitäten von Strontium-90 und des Oxalatniederschlages sind nahe dem maximalen Wert von 0,7.

Die mittlere spezifische Strontium-90-Aktivität der Milch für die Proben BM und VD beträgt für das Berichtsjahr 15 pCi/l, im Vergleich zu 16 pCi/l für 1967.

Tab. 23 B und Fig. 25–27 zeigen die spezifischen Gesamt-Beta- und Strontium-90-Aktivitäten der untersuchten Zerealien. Für die Ernten 1966 und 1967 wurden nicht wie bisher die Proben der einzelnen Silos untersucht, sondern eine Mischprobe aus den Silos Wil (SG), Düdingen (FR), Huttwil (BE), Brunnen (SZ), Renens (VD), Bellinzona (TI) und für 1967 auch Brig (VS). Die Kontamination im Weizen (Ernte 1967) und seiner Mahlprodukte hat sich gegenüber den Vorjahren praktisch um denselben Prozentsatz vermindert wie diejenige der Milch in den entsprechenden Jahren. Für Weizen erfolgte von 1966 auf 1967 eine Reduktion um 40%, für die Milch um 53%. Die bereits aus der Ernte 1968 vorliegenden Messungen zeigen gegenüber denjenigen von 1967 eine Erhöhung.

Tab. 23 C bis G enthalten die gemessene Gesamt-Beta-, Oxalatniederschlags- und Strontium-90-Kontamination von Früchten, Gemüsen, Fischen, Wasser und Futtermittel. Gegenüber dem Vorjahr zeigen sich keine Unterschiede.

Tab. 24 zeigt Messungen aus Fribourg (Prof. O. Huber und Dr. J. Halter) über den Caesium-137- und Kalium-40-Gehalt von Heu aus Oberwichtrach (Flachland) und Mürren (Höhenlage).

9. Kontamination des menschlichen Körpers

Die Bestimmung der Strontium-90-Kontamination von Knochen Erwachsener aus den Gebieten von Lausanne, Tessin, St. Gallen und Basel und die Unter-

suchung von Milchzähnen aus der Region Basel erfolgten am Institut für Elektrochemie und Radiochemie der ETH Lausanne (Prof. P. Lerch). Es wurden im gesamten 74 Knochenproben geprüft. Tab. 25 gibt die Ergebnisse. In Tab. 26 und Fig. 28 sind die seit 1960 gemessenen Strontium-90-Aktivitäten aufgeführt, angegeben in Strontium-Einheiten (SE, 1 SE bedeutet 1 Picocurie Strontium-90 pro Gramm Kalzium der Knochen).

Die Ergebnisse der Strontium-90-Analyse von Milchzähnen aus der Region Basel, die im Jahre 1967 gesammelt wurden und von verschiedenen Altersstufen stammen, sind in Tab. 27 aufgeführt. Fig. 29 stellt eine Übersicht der bisherigen Untersuchungen für die Regionen Basel und Lausanne dar. Für das Sammeljahr 1966 wurde erstmals eine Abnahme der Strontium-90-Aktivität der Zähne von sechsjährigen Kindern gegenüber denen von Achtjährigen aus der Gegend von Lausanne beobachtet. Für die Milchzähne aus der Region Basel konnte dies für die 1967 gesammelten Proben noch nicht festgestellt werden.

An der Universitätsklinik und Poliklinik für Radiotherapie und Nuklearmedizin des Kantonsspitals Zürich erfolgten durch Prof. G. Joyet mit dem Anthropo-Spektrometer Ganzkörperuntersuchungen auf Caesium-137 und Kalium-40. Der Anteil von Kalium-40 am gesamten Kalium ist ca. 0,1‰.

Im Frühling wurden wieder zwei Gruppen junger Männer und Frauen von (20 ± 2) Jahre gemessen. Die Ergebnisse sind folgende:

	Cs-137 nCi (= 10^3 pCi)	K-40 in g K pro kg Körpergewicht
48 Frauen	3,34 ± 0,87	1,56 ± 0,11
44 Männer	5,70 ± 1,63	2,08 ± 0,15

Die Caesium-137-Kontamination, die Kalium-40-Aktivität und physikalische Angaben über die untersuchten Personen für die Jahre 1966–1968 sind in Tab. 28 enthalten. Die durchschnittlichen Gewichte und Grössen, wie auch die gemessenen Konzentrationen an Kalium pro kg Körpermasse, zeigen deutlich die Homogenität der ausgewählten Gruppen. Der Wohnsitz der untersuchten Personen war Zürich und Umgebung (Umkreis 50 km). Die zwei Gruppen Frauen und Männer zeigen mit wenigen Abweichungen einen exponentiellen zeitlichen Abfall der Caesium-137-Konzentration pro g Kalium. Für die Männer ergibt sich eine Halbwertszeit von 416 Tagen, für die Frauen von 468 Tagen (Mittelwert 442 Tage). Diese an den obigen Gruppen ausgeführten Messungen bestätigen die gemessenen Halbwertszeiten von Caesium-137, die seit 1966 jährlich dreimal an einer Gruppe von 16 Erwachsenen durchgeführt wurden. Wenn man die Messungen bis Ende Juli 1968 berücksichtigt, ergeben sich folgende individuelle Halbwertszeiten:

Männliche Personen	Wohnsitz	Jahrgang	Halbwertszeit in Tagen
	Zürich	1926	529
	Zürich	1923	366
	Zürich	1904	412
	Zürich	1946	384
	Goldau	1946	463
	Unterägeri	1946	425
	Bauma	1946	559
		Mittelwert	448 ± 28
Weibliche Personen	Zürich	1925	438
	Zürich	1943	454
	Zürich	1924	448
	Zürich	1923	400
	Zürich	1946	488
	Zürich	1940	455
	Zürich	1947	412
	Zürich	1943	446
	Zürich	1945	554
		Mittelwert	455 ± 17

Die Messungen an verschiedenen Bevölkerungsgruppen ergeben, dass die Halbwertszeit des Caesium-137 in der Stratosphäre (vgl. 11. Bericht, S. 12, 1967) rund 15 Monate beträgt. Zwei Beispiele von Einzelindividuen sind in Fig. 30 aufgeführt.

Tab. 29 zeigt die mit dem Anthropo-Spektrometer erzielten Messergebnisse an weiteren 26 untersuchten Personen.

IV. Bemerkungen

Infolge der chinesischen A-Explosion im Megatonnenbereich ist die Kontamination der Biosphäre wieder etwas angestiegen. 1968 betrug die mittlere spezifische Strontium-90-Aktivität der Milch (Mittelwert der Messwerte von der Berner Molkerei und von Trockenmilch aus dem Kanton Waadt) 15 pCi/l Milch im Vergleich zu 16 pCi/l Milch des Vorjahres. Damit wird im Mittel (vgl. 7. Bericht, S. 11, 1963) durch die gesamte Nahrung pro Person eine Strontium-90-Aktivität von 22 pCi/Tag aufgenommen. In den vorangehenden Jahren betrug dieser Wert 25 pCi im Jahre 1967, 49 pCi 1966 und 72 pCi 1965.

Die spezifische Strontium-90-Kontamination der Knochen zeigt erstmals eine geringe Abnahme. Da Strontium-90 in Knochen nur langsam abgebaut wird, braucht es mehrere Jahre ohne zusätzliche Kontamination der Biosphäre (die chinesische H-Bombe wird sich erst später, wenn überhaupt, bemerkbar machen), bis ein Rückgang der Kontamination merkbar wird. Die mittlere spezifische Strontium-90-Aktivität betrug 1968 1,84 Strontium-Einheiten, gegenüber 2,61 SE im vorangehenden Jahr. Für die Allgemeinbevölkerung werden nach internationalen Normen 70 SE als zulässig betrachtet.

Die im Ganzkörperzähler gemessene Caesium-137-Menge ist ebenfalls wesentlich kleiner als die für die Allgemeinbevölkerung zulässige Aktivität von 300 ~~μCi.~~ nCi.

Die Aktivität der untersuchten Abwässer aus Betrieben, die mit radioaktiven Nukliden arbeiten, überschritt nirgends die tolerierte Aktivitätskonzentration.

Wie im letzten Bericht erwähnt wurde, hat die chinesische Versuchsexplosion im Megatonnenbereich die Kontaminationssituation verschlechtert. Wenn auch die Aktivitätserhöhung gering ist, ist die Nichtrespektierung des Atomtest-Moratoriums durch China und Frankreich sehr bedauerlich.

Mitglieder der Kommission

Prof. Dr. P. Huber, Basel, Präsident
Prof. Dr. J. Rossel, Neuenburg, Vizepräsident
P. Ackermann, Aerologische Station, Payerne
Prof. Dr. O. Huber, Freiburg
Prof. Dr. O. Jaag, ETH, Zürich
Prof. Dr. M. Schär, Universität, Zürich

Basel, den 28. Juni 1969