

Zeitschrift: Bulletin der Schweizerischen Akademie der Medizinischen Wissenschaften = Bulletin de l'Académie suisse des sciences médicales = Bollettino dell' Accademia svizzera delle scienze mediche

Herausgeber: Schweizerische Akademie der Medizinischen Wissenschaften

Band: 14 (1958)

Heft: 5-6: Symposium sur les effets nocifs de faibles doses de radiation : éléments physiques et aspects biologiques = Symposium über schädliche Wirkungen schwacher Strahlendosen : physikalische Grundlagen und biologische Aspekte = Symposium on noxious effects of low level radiation : physical elements and biological aspects

Artikel: Discussion = Diskussion = Discussion

Autor: [s.n.]

DOI: <https://doi.org/10.5169/seals-307381>

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>

Discussion – Diskussion – Discussion

J. L. Kulp, New York:

First I wish to take the opportunity to congratulate Dr. *Marley* on his excellent paper and the U.K. group for the high quality of their work on the fallout problem. I also wish to emphasize that our analytical measurements on similar materials from similar times and places are in close agreement with those which Dr. *Marley* reported.

The problem I wish to discuss is that of the importance of direct foliar uptake of Sr^{90} . Dr. *Marley* cited a number of evidences which he interpreted as meaning that foliar uptake of Sr^{90} was more important than introduction through the root system from the soil. I would like to suggest alternative explanations: 1. The rate of increase of Sr^{90} in milk (or grass) is less than the rate of fallout (accumulation in the soil). Dr. *Marley*'s suggestion is that the Sr^{90} in grass is largely due to direct foliar uptake and level is dependent not on the cumulative fallout in the soil but the *rate* of fallout. An alternative explanation is that Sr^{90} is migrating downwards in the soil. Measurements in the New York City area on many soils showed that although in 1955 at least 80 per cent of the Sr^{90} was in the upper 2 inches, in 1957 less than 50 per cent is to be found in upper section and an equal amount in the 2- to 6-inch zone. 2. Above a concentration of calcium in soil of 1 g/kg the $\text{Sr}^{90}/\text{g Ca}$ in grass is independent of calcium content but below 1 g/kg it increases rapidly with the decreasing calcium content. I propose that this is due to the non-exchangeable calcium which is present above 1 g Ca/kg soil. The highest point in Dr. *Marley*'s curve is naturally that of pure limestone. It is most unlikely in such a case that more than a surface layer or two of calcium ions are readily exchangeable. The HCl concentration which is used to extract the Sr^{90} removes both readily exchangeable as well as non-exchangeable calcium. 3. The $\text{Sr}^{89}/\text{Sr}^{90}$ ratio varies tremendously from rain to rain. This fact plus the possible variation in this ratio in depth makes it difficult to use this ratio as evidence for direct foliar uptake without elaborate controls.

In addition to these observations I wish to report two relevant experiments on leaf retention carried out at the Lamont Geochemical Laboratory. Strontium chloride solution containing Sr^{85} tracer was sprayed on the leaves of pea plants which were then washed for hours with water. The fraction of Sr^{85} retained was extremely small. In another experiment rye grass was grown in a garden plot of constant Sr^{90} concentration, but one sector was shielded from rain during the growing season by glass. After 3 months (from seed to maturity) the two grasses were analysed for Sr^{90} . They gave the same result within the natural variation of about ± 20 per cent. This suggests that direct foliar uptake is a minor process at these levels. Surely in the first year of Sr^{90} fallout, level foliar uptake was a dominant mechanism, equally certain is the conclusion that eventually there will be a level of Sr^{90} in the soil such that root introduction will be more important than foliar passage. It appears that this level has already been reached for most situations although further experiments are needed to make this conclusion more certain. It appears likely, as first suggested by Dr. *Scott Russell*, that appreciable Sr^{90} uptake by the plant occurs at the ground surface where the $\text{Sr}^{90}/\text{g Ca}$ is highest.

W. G. Marley, Harwell:

I would like to thank Dr. *Kulp* for his suggested alternative explanation of the observed very slow change level of Sr^{90} in milk in the U.K. with time. However, we have carried out some supplementary experiments in the U.K. which support the view that foliar uptake is of considerable importance, and mechanisms have been studied which explain to some extent the high direct uptake, notably absorption in the stem-base of the plant and enhanced uptake from the root mat which forms on uncultivated acid soils. There is need for further experiments to elucidate this important partition and I intimated in the paper that considerable agricultural research effort was now being directed on this subject in the U.K.

W. Herbst, Freiburg i. Br.: Einige Ergebnisse von Untersuchungen über radioaktive Sedimentationen und über die Radioaktivität in Vegetation und Milch

Das Radiologische Institut der Universität Freiburg i. Br. beschäftigt sich, in den Anfängen seit dem Jahre 1951, unter anderem auch mit Problemen des radioaktiven Fallout aus Atombombenversuchen. Ich möchte mir erlauben, aus diesem Arbeitsbereich in der gebotenen Kürze Ergebnisse einer Überwachung radioaktiver atmosphärischer Sedimentationen im Bereiche der Bundesrepublik Deutschland sowie Befunde radioaktiver Beimengungen zur Vegetation und zum Nahrungsmittel Milch zu skizzieren und zugleich eigene Gedanken zur Sicht des Gesamtproblems beizufügen. Von einer Diskussion der Risikolage nehme ich an dieser Stelle Abstand.

I. Ergebnisse der Messung radioaktiver atmosphärischer Sedimentationen mittels Staubfangfolien in der Bundesrepublik Deutschland

Im Rahmen einer Gemeinschaftsarbeit zwischen dem Radiologischen Institut der Universität Freiburg i. Br. mit der Vereinigung der Technischen Überwachungsvereine e. V. wird im Bereich der Bundesrepublik Deutschland und Berlin seit nahezu 2 Jahren ein Netz mit etwa 30 Stationen zur Überwachung und Erforschung radioaktiver atmosphärischer Sedimentationen unterhalten. Dieses Netz arbeitet mit Staubfangfolien, das heißt in diesem Falle mit Pergaminpapier, das über einen Holzrahmen von $1/20 \text{ m}^2$ innerer Fläche gespannt und vor der Exposition mit Vaseline bestrichen wird. Die Auslage der Folien erfolgt horizontal an exponierten Stellen. Die Zeitdauer der Exposition beträgt im Normalfalle 1 Woche, an einzelnen Stationen 1 Tag. Zur Prüfung von Abscheidungen an vertikalen Flächen werden vier nach den Hauptwindrichtungen exponierte Folien entsprechend der Darstellung auf Abb. 1 verwendet. Die Auswertung der Folien erfolgt zentral im Radiologischen Institut Freiburg i. Br. Nach dem physikalischen Abfall kurzlebiger natürlicher Radioaktivitäten wird in der Asche der Folien zuerst die Gesamt- β -Radioaktivität gemessen und über K^{40} -Standard auf Absolutwerte umgerechnet.

Abb. 2 zeigt für das Jahr 1957 und die einzelnen Expositionsbereiche die gemittelten radioaktiven Abscheidungen je Woche. Die zeitlichen und örtlichen Spitzen des Zuges von Radioaktivitäten sind ersichtlich; das Maximum lag in der 3. Augustwoche im Raum München mit $0,16 \mu\text{C}/\text{m}^2/\text{Woche}$.

Abb. 3 erläutert die ausgesprochen nichtuniforme horizontale Verteilung der Sedimentationen in der erwähnten 3. Augustwoche 1957. Auch im Mittel des Jahres 1957 hatte Süddeutschland noch eine etwa um den Faktor 2 höhere Abscheidung radioaktiven Materials aufzuweisen als Norddeutschland. Ein solcher Befund erscheint nicht zufällig und dürfte sich durch die im Referat von *W. F. Libby* gegebene Feststellung erklären lassen, daß im mitteleuropäischen Bereich Überlappungszonen der Zugstraßen radioaktiver Aerosole sowohl aus amerikanischen als auch aus russischen Atombombenversuchen gelegen sind.



Abb. 1. Vertikal nach den vier Haupthimmelsrichtungen exponierte Staubfangfolien.

Wie Abb. 4 deutlich macht, lassen sich bisweilen relativ schmale Bahnen radioaktiver Abscheidungen erkennen und noch nach Monaten an der erhöhten Radioaktivität der Vegetation nachweisen.

Ausgesprochene Nichtuniformität zum gleichen Beobachtungszeitraum ist bisweilen aber auch unter den Meßstellen in der gleichen Stadt mit Unterschieden nicht selten um mehr als den Faktor 10 zu finden. Wir ziehen den Schluß, daß zur genaueren Analyse des Grades radioaktiver Verseuchung das Netz der Beobachtungsstellen möglichst dicht gelegt werden sollte.

Wegen der guten Fangfähigkeit des Vaselineauftrages und der Tatsache, daß wir die Papierränder unter den Rahmenleisten mit den eventuell vom Niederschlag von der Folie abgespülten Anteilen radioaktiver Sedimente in die Messung miteinbeziehen, ist die Leistungsfähigkeit unserer Folien relativ gut. Sie betrug, verglichen mit gleichzeitig bestimmten Radioaktivitäten in Niederschlägen und im Niederschlagsmeßtrichter in niederschlagsfreien Zeiten 459%, bei Stark- und Schwachregen gleicherweise 90–95%.

Die Folien oder ihre Asche erlauben eine Reihe weitergehender Untersuchungen der radioaktiven Sedimente:

$110^{-2} \mu\text{C}/\text{m}^2$ $110^{-3} \mu\text{C}/\text{m}^2$

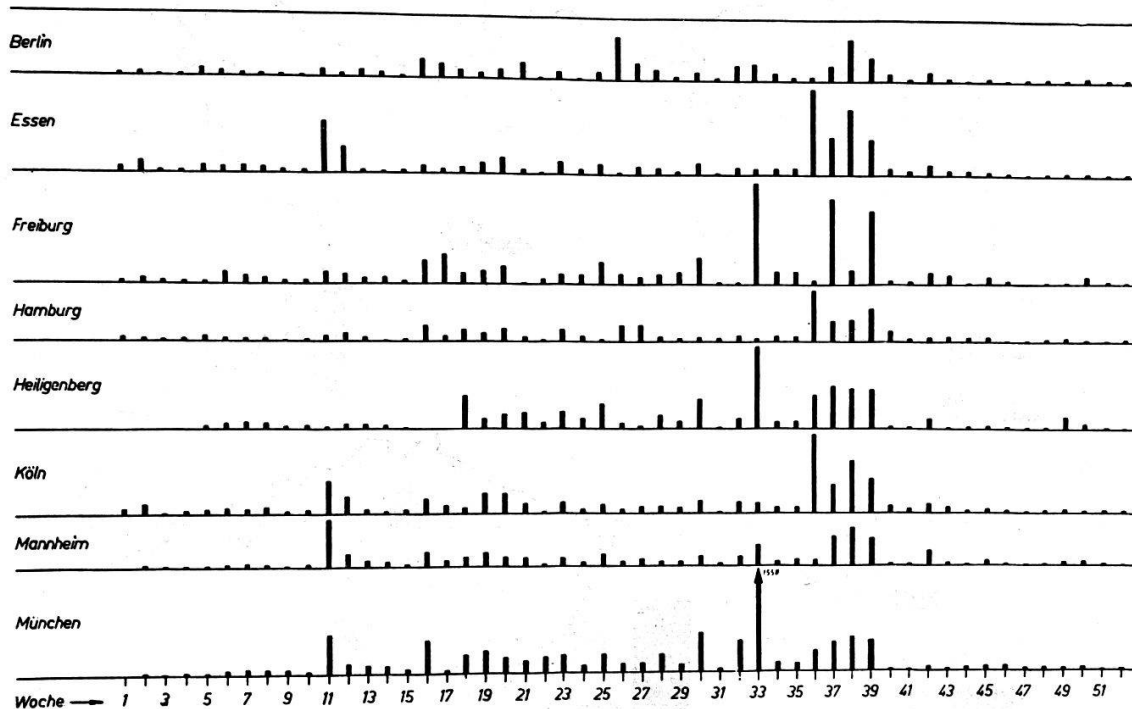


Abb. 2. Wöchentliche Sedimentationen radioaktiven atmosphärischen Materials auf horizontal ausgelegten Staubfangfolien im Jahre 1957.

1. Chemische Analysen auf verschiedene Radionuklide, beispielsweise Sr^{90} , Sr^{89} , Cs^{137} , I^{131} , Pu^{239} geben Aufschluß über deren Anteil an der Gesamtradioaktivität.

2. Mit Hilfe von Autoradiographien der Folien können Menge und Eigenschaften radioaktiver Partikel festgestellt werden. Das Partikelproblem beim Fallout ist nicht ohne Bedeutung im Hinblick auf die Möglichkeiten der Inhalation solcher Partikel und der Sachschäden, vor allem in der Photoindustrie.

3. Am Flow-Counter oder auf Kernspurplatten werden Messungen der α -Aktivitäten der Asche durchgeführt. Einen ausgesprochenen Peak der α -Aktivitäten erhielten wir in Freiburg beispielsweise in der 3. Oktoberwoche 1957. Es konnte bisher jedoch nicht entschieden werden, ob es sich hierbei um Auswirkungen des Reaktorunfalles in Windscale vom 10. bis 12. Oktober 1957 handelte.

4. Folien oder Asche können mit dem Szintillationszähler auf Brutto- γ -Aktivitäten oder γ -spektrometrisch, wie Abb. 5 nachweist, auf eine Reihe von γ -Strahlern untersucht werden. Die Höhe vor allem des La^{140} -Gipfels gibt dabei gleichzeitig Hinweise auf das Alter des Gemisches der Radionuklide.

Zusammenfassend ist zu folgern:

Die zwar grobe, aber gleichwohl in erster Annäherung ausreichende, billige und leicht in der Überwachungspraxis anzuwendende Methode der Staubfangfolien eines geeigneten Typs schafft bei zentraler Auswertung und laufender kritischer wissenschaftlicher Kontrolle die Möglichkeit, das notwendige dichte Netz von Stationen zur Überwachung des Fallout zu unterhalten. Internationale Gemeinschaftsarbeit mit Austausch der Erfahrungen und Ergebnisse vor allem auch aneinandergrenzender Länder wäre dabei einer weiteren Klärung der Vorgänge und der wissenschaftlichen Grundprobleme nützlich.

II. Untersuchungen über die Radioaktivität der Vegetation und der Milch

Die besonders kritische Strahlenschutzsituation, welche unter Umständen die Inkorporierung von Radionukliden zur Folge haben kann, sowie die Tatsache, daß in

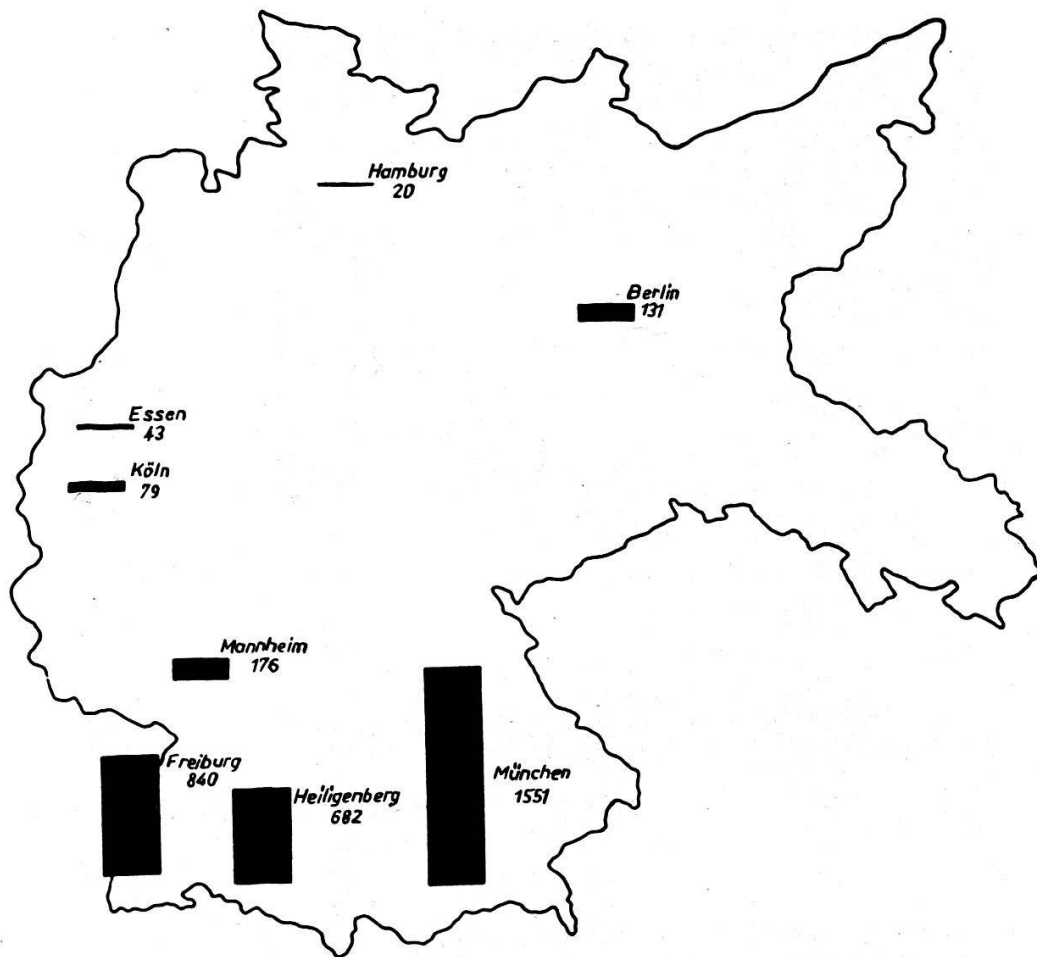


Abb. 3. Geographische Verteilung radioaktiver Sedimentationen auf Staubfangfolien zwischen 12. und 19. August 1957; Werte in $10^{-4} \mu\text{C}/\text{m}^2/\text{Woche}$.

erster Linie Nahrungsmittel die Vehikel für die Inkorporation solcher Radionuklide sind, gab Veranlassung, den Problemen der radioaktiven Verseuchung von Vegetation¹ und Nahrungsmitteln besondere Aufmerksamkeit zuzuwenden. Neben Milch und Milchprodukten untersuchten wir vor allem Pflanzen, welche unmittelbar Ernährungs- und Futterzwecken dienen oder welche als Glieder von Biozyklen anzusehen sind, die im Menschen enden. Einige Gesichtspunkte und Ergebnisse abseits der auch von uns nach den üblichen Methoden und mit den bekannten Ergebnissen verfolgten Sr⁹⁰-Probleme seien erwähnt:

1. Grundlegend wichtig für Aussagen über radioaktive Verseuchung von Nahrungsmitteln erscheinen uns Untersuchungen über deren natürliche Grundaktivität. Proben aus der Zeit vor den Atombombenversuchen lassen erkennen, daß die Radioaktivität dieser Proben zum weitaus überwiegenden Teil auf den Gehalt an K⁴⁰ zurückzuführen ist. Die Frage, wie hoch der Anteil an natürlich radioaktiven Atomarten aus den Zerfallsreihen der schweren Elemente, beispielsweise an Radium, Radium D/E, in Pflanzen und Nahrungsmitteln ist, wurde durch Messung der α -Spuren auf Kernspurplatten untersucht. In den Jahren 1956/57 erhielten wir in Pflanzen α -Aktivitäten, die meist weniger als 3–5% der Gesamtaktivitäten ausmachten. Im Hinblick auf den hohen Gehalt des Bodens an α -Strahlern kann bei Bodenverschmutzung von Weidegräsern deren Anteil an α -Strahlern bis auf 30% der Gesamtaktivität steigen. Kartoffeln und

¹ Herbst, W., Langendorff, H., Philipp, K., und Sommermeyer, K.: Untersuchungen über die Radioaktivität der Vegetation. Atomkernenergie 2, 357–367 (1957).

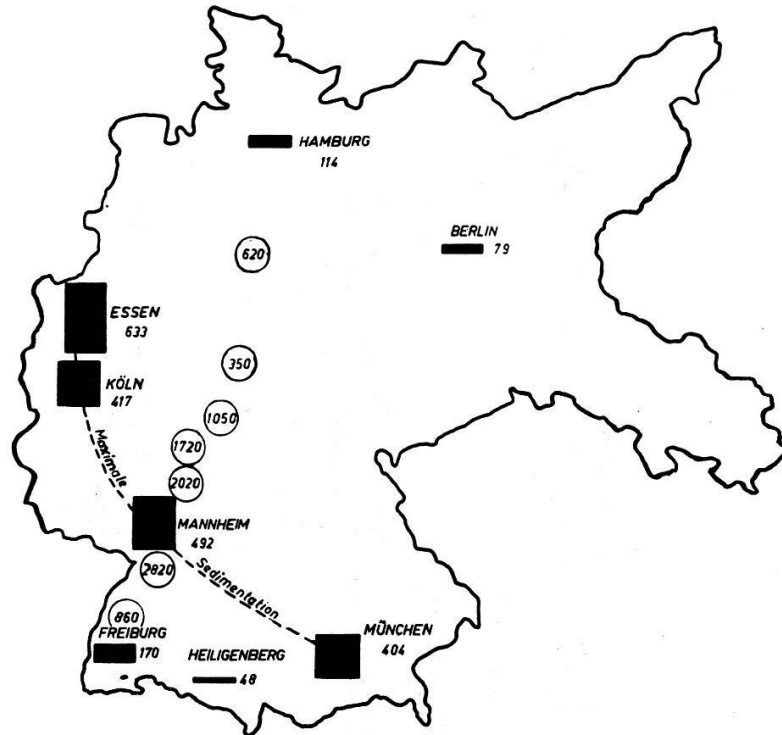


Abb. 4. Zugstraße radioaktiver Sedimentationen in der Zeit vom 11. bis 26. März 1957 in $10^{-4} \mu\text{C}/\text{m}^2$. Die durch Kreise eingeschlossenen Werte geben die in der Asche von Wiesengräsern etwa 2 Monate später gefundenen Radioaktivitäten in Z/min/g Asche an.

Wurzelgemüse lagern im Boden jedoch keine erheblicheren Mengen von α -Strahlern weder ein noch oberflächlich an.

2. Die radioaktive Verseuchung von Pflanzen kann über Wurzelaufnahme, äußere Verseuchung vor allem der oberflächlichen Teile der Pflanzen oder kutikuläre Aufnahme über die Sproßorgane erfolgen. Radioaktivitätsbestimmungen von Sr^{90} und Cs^{137} in unterirdischen Pflanzenorganen machen wahrscheinlich, daß diese beiden Radionuklide zum größeren Teil wohl über die Wurzeln in die Pflanzen aufgenommen werden. Der überwiegende Teil der die Pflanzen verseuchenden übrigen, oft ungleich größeren Bruttoreaktivität des Fallout wird diesen durch äußere Verseuchung über Benetzung durch Niederschläge, trockenes Absedimentieren radioaktiver atmosphärischer Beimengungen oder Ausfilterung zugeführt. Diese Schlußfolgerung leiten wir unter anderem ab aus der in Abb. 5 dargestellten weitgehenden Identität der γ -Spektrogramme einmal der Sedimente auf Staubfangfolien und zum anderen der Radionuklide in der Pflanzenasche. Versuche, durch Waschen der Pflanzen die verseuchenden Radioaktivitäten zu entfernen, führten in den meisten Fällen nur zu einem 10–30%igen Erfolg, obwohl der weitaus größere Teil der radioaktiven Sedimentationen in wasserunlöslicher Form vorlag.

3. Wir prüften weiterhin die Abhängigkeit der radioaktiven Verseuchung der Wiesen- und Weidegräser von der geographischen Höhenlage. Abb. 6 zeigt solche Abhängigkeiten der Bruttoreaktivität von der Höhe in 4 Monaten des Jahres 1957. Wir sehen die Ursache für eine solche Abhängigkeit in erster Linie in unterschiedlichen Entwicklungsgeschwindigkeiten der Gräser an den verschiedenen Standorten. Je geringer diese Geschwindigkeiten sind, um so mehr haben die Pflanzen Gelegenheit, radioaktives Material auf- und einzulagern. Es kann deshalb Trockenheit in den Niederungen mit dadurch bedingter Verzögerung des Wachstums bei gleichzeitig günstigeren Wachstumsbedingungen in mittleren und höheren Lagen auch zu einer Umkehr der Befunde

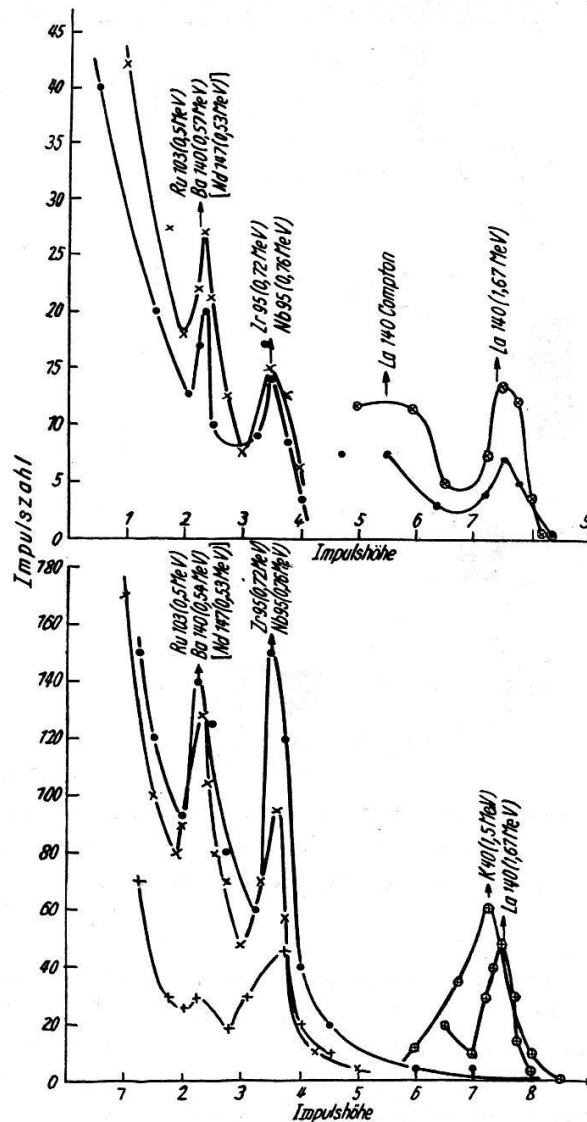


Abb. 5. γ -Spektren von Staubfangfolien (oben) und der Asche von Wiesengräsern (unten) im April/Mai 1957 in Süddeutschland. (Nach Herbst und Sommermeyer: Naturwissensch. 44, 392 [1957].)

führen. Untersuchungen über eventuelle Auswirkungen stärkerer Radioaktivität der Gräser in den Höhenlagen auf die Radioaktivität in den Organen der Weidetiere und in tierischen Nahrungsmitteln, wie Milch und Käse, stehen noch aus.

4. Die Milch untersuchten wir routinemäßig mit einer vereinfachten Schnellmethode, die uns in Oxalatniederschlägen in erster Linie die Sr^{89} - und Sr^{90} -Aktivitäten anzeigt. Bei laufender Nachlieferung von Sr^{89} halten wir dieses, in frischem atomtechnischem Staub mengenmäßig relativ stark vertretene Radionuklid ungeachtet seiner kurzen effektiven Halbwertzeit einer etwa ebenso großen Aufmerksamkeit vor allem in der Milch wert wie das Sr^{90} . Abb. 7 zeigt den Gang der Radioaktivität in Oxalatniederschlägen der Milch im Jahre 1957 mit stärkeren spätsommerlichen Spitzen des Sr^{89} über dem Sr^{90} -Grund. Gleichzeitig wird die Abhängigkeit dieser Radioaktivitäten von den auf Staubfangfolien gemessenen radioaktiven atmosphärischen Sedimentationen und die Möglichkeit einer angenäherten Prognose solcher Spitzen in der Milch auf Grund von Staubfangfolienbeobachtungen deutlich. Zur Zeit der Spitzen beobachteten wir zusätzlich zur Oxalatradoaktivität auch Ba^{140} .

Unsere Erfahrungen über die zusätzliche Radioaktivität in der Nahrung und Schlüsse

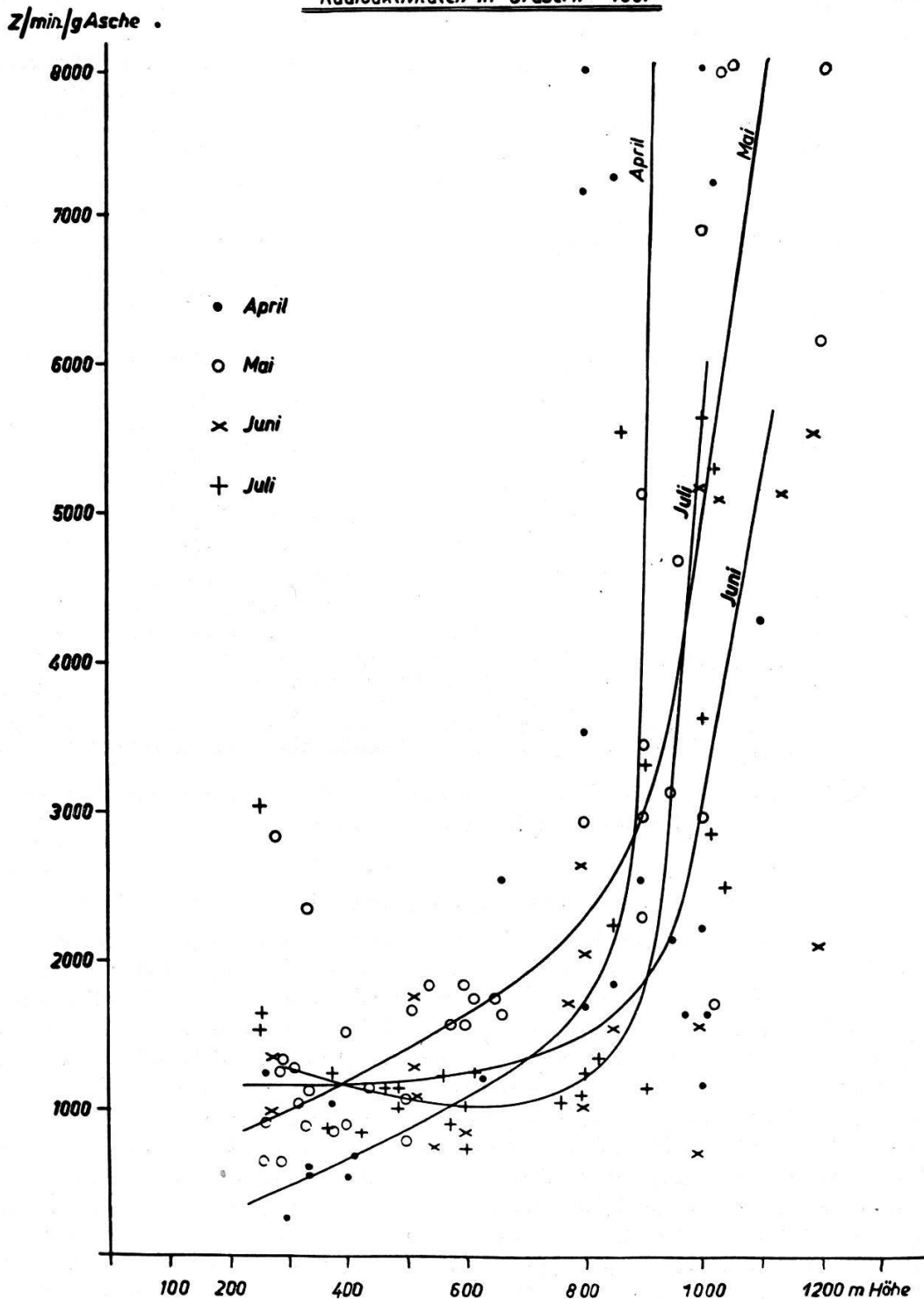


Abb. 6. Abhängigkeiten der Radioaktivitäten in Wiesengräsern von der Höhenlage des Standortes in den Monaten April bis Juli 1957 in Südwestdeutschland.

auf die möglichen strahlenhygienischen Auswirkungen solcher Vorgänge verdichten sich zu dem Wunsch, daß durch vereinte Anstrengungen raschestens unsere nicht geringen Erkenntnislücken auf dem Gebiete radioaktiver Verseuchung der Nahrung und damit auf einem Gebiete der Strahlengefahren geschlossen werden möchten, auf dem sich Gefahrenlagen aus der Freisetzung atomarer Energien für den Menschen zuallererst und zuallermeist ergeben könnten.

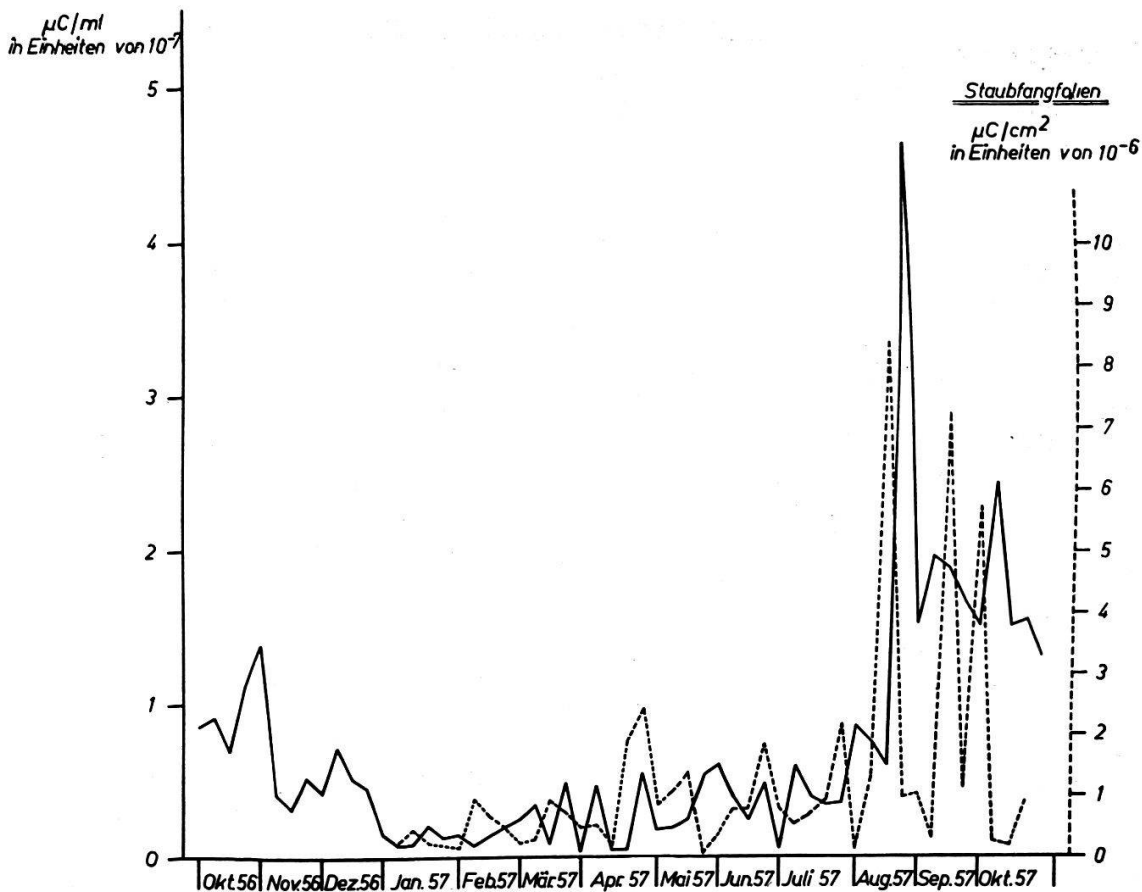


Abb. 7. Radioaktivitäten in Oxalatniederschlägen von Milch (ausgezogene Kurve) und auf Staubfangfolien (gestrichelte Kurve).

III. Bewertung der Erkenntnislage

Die derzeitige noch relativ lückenhafte Erkenntnislage vor allem auf strahlenbiologischem Gebiet erlaubt noch keine Beschränkung auf einige wenige bisher als kritisch erkannte Probleme, zu denen vor allem das Sr^{90} -Problem gehört. Im Hinblick auf die biologischen Folgen, die ein Übersehen oder Verkennen anderer Gefahrenmomente aus dem Fallout haben könnte, muß zur Zeit noch eine kritische Aufgeschlossenheit für den gesamten Problemkomplex gewährleistet sein. Unter den Gründen, welche vorsorglich eine solche Umsicht erforderlich machen, seien genannt:

1. Das unkontrolliert panverbreitete radioaktive Material aus Atombombenversuchen stellt einen Faktor zusätzlicher Strahlenbelastung des menschlichen Organismus dar. Von dieser Zusatzbelastung ist die gesamte Menschheit betroffen. Speziell ihr Gefüge ist dabei weit über die gegenwärtige Generation hinaus belastet. Die Auswirkungen vor allem geringer Strahlendosen auf Kinder, Personen mit labiler Konstitution sowie auf das Verbundgefüge des Gen-Apparates der menschlichen Gesellschaft sind noch nicht ausreichend klargestellt.

2. Von Grenzsituationen abgesehen, sind im allgemeinen die radioaktiven Bestandteile des typischen Gemisches der Atomkernspaltprodukte um Größenordnungen kritischer, wenn sie inkorporiert wurden, als wenn ihre Strahlung von außen den Organismus trifft. Auf dem Gebiete der Vorgänge und Folgen der Inkorporierung radioaktiven Materials klaffen jedoch noch besonders große Erkenntnislücken.

3. Es ist nicht angängig, die strahlenbiologischen Folgen der Inkorporierung für jedes Radionuklid isoliert von den Strahlenbelastungen aus anderen inkorporierten Radionukliden oder aus übrigen Quellen energiereicher Strahlung zu ziehen. Darüber hinaus erscheint es nach der heutigen Erkenntnislage angeraten, auch eine Reihe

nichtradiativer biologischer Gefahrenquellen, welche die Strahlenwirkung in einem für den Organismus ungünstigen Sinne beeinflussen oder ähnliche Auswirkungen haben können, bei Abschätzung der jeweiligen Gefahrenlage mitzubedenken. Hierzu gehören Radiomimetica, mutagene und cancerogene Chemikalien, Stoffe, welche die Strahlenwirkung sensibilisieren, sowie wahrscheinlich Zivilisationsschäden verschiedener Art. Über eine Summation der Wirkung solcher Noxen hinausgehende synergistische Effekte erscheinen nach dem heutigen Erkenntnisstand nicht ausgeschlossen. Selbst solche Radionuklide, welche vom Organismus nicht resorbiert werden, können bei oraler Aufnahme zumindest den Magendarmkanal als kritisches Organ belasten.

4. Die konventionellen maximal zulässigen Dosen energiereicher Strahlung und die maximal zulässigen Konzentrationen radioaktiver Strahler in Individuen, Luft und Wasser sind keine Naturkonstanten. In Anpassung an die jeweilige Erkenntnislage wurden ihre Werte innerhalb der letzten Jahrzehnte laufend herabgesetzt. Für den Menschen abgeleitet wurden sie meist auf Grund von Versuchen an niederen Säugtieren. Der Aussagewert dieser Versuchsergebnisse für den Menschen kann nur unter Einkalkulierung einer mehr oder weniger großen Unsicherheit beurteilt werden. Im übrigen konnte von uns ein Zugang zu den Versuchsergebnissen, welche unmittelbare Grundlage der Festsetzung maximal zulässiger Konzentrationen bilden, in einer kritischen Stellungnahme ermöglichenden Weise ausreichend noch nicht gefunden werden. Für Hinweise und Belehrung wäre ich besonders dankbar.

5. Selbst das zweifelsohne besonders kritische, relativ gut bearbeitete, zum Teil auf Erfahrungen der Inkorporierung von Radium beim Menschen gestützte Problem der Gefährdung durch Sr^{90} birgt noch manche offene Fragen. Dazu gehört, wie sich aus Versuchen mit Affen ergab, die Frage, inwieweit aus Experimenten mit niederen Säugern Rückschlüsse auf die Strontiumresorption und die Strahlenwirkung des Sr^{90} im Organismus für den Menschen abgeleitet werden können. Es ist weiterhin zu fragen, welche strahlenbiologische Bedeutung den Schwankungen des Sr^{90} nicht nur von Individuum zu Individuum, sondern auch von Knochen zu Knochen im gleichen Körper zukommt und welchen Wert die Diskriminierungsfaktoren von Sr^{90} gegenüber dem Calcium für die verschiedenen Knochen im Organismus haben. Schließlich ist die Frage noch nicht ausreichend beantwortet, welche strahlenbiologische Bedeutung für den Menschen das Sr^{89} besitzt, das zwar eine geringere effektive Halbwertszeit als Sr^{90} hat, dafür aber bei laufender Nachlieferung durch fortgesetzte Atombombenversuche zur Zeit noch in ungleich größerer Menge als Sr^{90} angeliefert wird, im übrigen aber das gleiche physiologische Verhalten wie Sr^{90} zeigt.

6. Eine Reihe weiterer, mehr oder weniger inkorporierungsfähiger Radionuklide aus dem Fallout, wie Tritium, Radiokohlenstoff, Radiobarium, Radiotellur, radioaktive seltene Erden, Plutonium und andere, erfuhren als Begleiter und summative oder synergistische Komponenten zur Gruppe relativ kritischer radioaktiver Spaltprodukte (Sr^{90} , Sr^{89} , I^{131} , Cs^{137}) bisher noch nicht die ausreichende Berücksichtigung. Aber auch für Cs^{137} und I^{131} bleiben noch manche strahlenbiologische Fragen offen.

Diese und andere Erkenntnislücken und Überlegungen lassen es geraten erscheinen, das komplexe Problem der Gefährdung des Lebens und des Menschen vor allem durch inkorporierte radioaktive Substanzen vorerst noch umsichtig genug in seiner vollen Breite zu behandeln und mit einer endgültigen Bewertung des Risikos aus dem Fallout zurückhaltend zu sein.

D. Högger, Zürich: Beobachtungen bei der Herstellung und Verwendung von radioaktiven Leuchtfarben

Zur Herstellung der Leuchtzifferblätter für Uhren und Instrumente werden heute in der Schweiz zwei Typen von Leuchtfarben fabriziert. Beide enthalten als Grundmasse ZnS. Im einen Fall erfolgt die Aktivierung mit Radium; die Radiummenge pro Zifferblatt liegt zwischen 0,1 und 0,6 μC . Seit einigen Jahren wird daneben auch ein

anderer Farbtyp verwendet, bei dem die Aktivierung des Zinksulfids nicht mit Radium, sondern mit einem β -Strahler, nämlich Sr^{90} , erfolgt. Die Menge beläuft sich auf 15 bis $20 \mu\text{C}$ pro Zifferblatt. Zur Zeit werden rund 25 C Radium und rund 40 C Sr^{90} zu Leuchtfarben verarbeitet.

Das Auftragen der Leuchtfarbe auf die Zifferblätter erfolgt größtenteils in spezialisierten Kleinbetrieben. Es bestehen zur Zeit rund 60 derartige Kleinbetriebe, die etwa 300 Arbeiterinnen im Atelier beschäftigen und zudem Arbeit für 80 bis 100 Heimarbeiterinnen ausgeben.

Die Arbeiterin erhält die Farbe in Form eines trockenen Pulvers oder feiner Blättchen in einer Flasche. Dazu bekommt sie ein Löse- und Klebemittel, mit dem sie die Farbe zu einem Brei anrührt. Das Auftragen erfolgt mit einem beinernen Stäbchen oder einer Art Füllfeder; der Gebrauch von Pinseln, der Ende der zwanziger Jahre in den Vereinigten Staaten in mehreren Fällen zu schweren Knochentumoren infolge Ableckens der Pinsel geführt hat, ist verboten.

Obwohl bis heute in der Schweiz – abgesehen von zwei Sonderfällen – keine Strahlenschäden bei der Verwendung von radioaktiven Leuchtfarben beobachtet worden sind, muß die zur Zeit vielfach übliche Arbeitsweise Bedenken erwecken. Bei einem Hersteller wurde eine weitgehende Verseuchung der Arbeitsräume festgestellt mit Spitzenwerten bis 50 mr/Stunde an einzelnen Plätzen. Messungen in Posagebetrieben und bei Heimarbeiterinnen haben gezeigt, daß es in gut organisierten Betrieben zwar möglich ist, die Strahlendosis am Arbeitsplatz niedrig zu halten (3 bis 4 mr/Stunde auf Augenhöhe), daß tatsächlich jedoch in der großen Mehrzahl der Fälle wesentlich höhere Dosen erreicht werden (15 bis 40 mr/Stunde). Vor allem ist aber in Betracht zu ziehen, daß insbesondere bei den Heimarbeiterinnen eine gewisse Gefahr besteht, daß nicht nur Spuren von Radon, sondern auch Farbstaubpartikel eingeatmet werden oder daß Farbe durch unsaubere Hände in den Mund gebracht und verschluckt wird. Einer besonderen Gefahr sind die Kinder ausgesetzt, die da und dort in den Arbeitsräumen spielen.

Wie erwähnt, haben sich in zwei Sonderfällen Strahlenschäden ereignet. Es handelte sich um Versuche, die mit einer Leuchtfarbe angestellt wurden, welche mit einer großen Menge von Sr^{90} aktiviert war. 12 Arbeiterinnen, die mit dem Auftragen dieser Farbe beschäftigt waren, erkrankten nach 3 bis 4 Wochen an einer Radiodermatitis an Zeigefinger, Mittelfinger und Daumen (Erythem, teils nässende Dermatitis). Die Erkrankungen sind darauf zurückzuführen, daß die Sr-Farbe mit der für Ra-Farben üblichen Technik aufgetragen wurde. Die penetrante β -Strahlung des Sr^{90} bzw. seines Tochterproduktes Y^{90} erfordert jedoch viel weitergehende Schutzmaßnahmen als die Ra-Strahlung.

In zwei anderen Fällen kam es zu Strahlenschäden am Unterarm, weil Uhren getragen wurden, die außerordentlich große Mengen einer starken Strontiumfarbe auf dem Zifferblatt trugen. Es handelte sich glücklicherweise um Versuchsmodelle, die noch nicht in den Handel gelangt waren und deren Herstellung sofort eingestellt wurde.

Auch wenn in den letzten 3 Jahren keine derartigen Schäden mehr beobachtet worden sind, so muß doch festgestellt werden, daß die zur Zeit geltende Gesetzgebung nicht hinreicht, um die Wiederholung ähnlicher Vorfälle auszuschließen. Es ist zu hoffen, daß die kommende Atomgesetzgebung hier einen Fortschritt bringen werde.

O. Jaag, Zürich: Über die Kontrolle der Radioaktivität von Luft und Gewässern in der Schweiz

In der Schweiz wurde die Aufgabe des Schutzes der Oberflächengewässer sowie des Grundwassers aktuell, als es im Jahre 1956 galt, die Bedingungen festzulegen, unter denen die zuständige Behörde des Kantons Aargau den Bezug von Betriebswasser und die Ableitung des gebrauchten Wassers an den Vorfluter, die Aare, für den Schwimm-

badreaktor «Saphir» sowie für den im Bau befindlichen Schwerwasserreaktor in Würenlingen bewilligen konnte.

Diese Bedingungen sind im wesentlichen durch eine Sonderkommission der Schweiz. Vereinigung für Gewässerschutz, welcher Vertreter der Wasserversorgung und des Gewässerschutzes, der Medizin, der Biogenetik, der Technik, ferner der Reaktor AG und des Kantons Aargau angehören, aufgestellt worden.

Seither ging die Kontrolle der schweizerischen Gewässer sowie der Luft und der Niederschläge an eine vom Schweizerischen Bundesrat ernannte eidgenössische «Kommission zur Überwachung der Radioaktivität» über. Diese arbeitet unter dem Vorsitz von Prof. P. Huber, Basel. Im weiteren gehören ihr an: die Vorsteher der physikalischen Institute einiger Universitäten und je ein Vertreter des Gewässerschutzes und der Meteorologischen Zentralanstalt. Sie ist administrativ dem Eidg. Gesundheitsamt unterstellt.

Der Eidgenössischen Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz an der ETH (EAWAG) ist die Kontrolle der Gewässer übertragen worden, während die Überwachung der Luft von der Station radiologique in Payerne, diejenige der Niederschläge vom Physikalischen Institut der Universität Freiburg besorgt wird.

Sowohl für die Überwachung der Luft und der Niederschläge als auch für die Gewässer ist ein über das ganze Land verteiltes Netz geschaffen worden, in dem seit etwa einem Jahr die dauernde Kontrolle erfolgt. Diese Kontrollnetze sollen weiter ausgebaut werden.

Was haben uns die bisherigen Messungen nun gelehrt? Was die Luft anbetrifft, so ist ihre Radioaktivität so wie in anderen europäischen Staaten seit Beginn der Messungen beeinflusst, ja zeitweise stark erhöht durch die in ihr absinkenden Spaltprodukte aus Atombomben, die in weit abgelegenen Gebieten der Erde zu verschiedenen Zeiten zur Explosion gebracht wurden. Besonders hoch lagen die Werte im Sommer 1957. Eine ganz eindeutige steigende Tendenz der Luftaktivität war festzustellen, stiegen doch die Monatsmittel von $1,7 \cdot 10^{-12} \mu\text{c}/\text{cm}^3$ Luft im Januar 1956 mehr oder weniger kontinuierlich auf den fast doppelten Wert im Juni 1957. In der Zeit vor der ersten Bombenexplosion war die Radioaktivität mit $1 \cdot 10^{-14} \mu\text{c}/\text{cm}^3$ wesentlich geringer. Das höchste gemessene Tagesmittel betrug $26 \cdot 10^{-12} \mu\text{c}/\text{cm}^3$. Seither ist die Luftaktivität wieder ziemlich weit, aber keineswegs auf den Anfangswert, abgesunken.

Viel schärfer zeigte sich die Beeinflussung in den Niederschlägen, Regen und Schnee, wo die gemessene Radioaktivität insbesondere in der Zeit vom Sommer 1956 bis zum Sommer 1957 ziemlich kontinuierlich von $0,8 \cdot 10^{-7} \mu\text{c}/\text{cm}^3$ auf etwa den 12fachen Wert anstieg. Auch diese Aktivität ist seither wieder zurückgegangen.

Besondere Bedeutung erlangt nun die Aktivität des Regenwassers in den Zisternen, jenen speziell im wasserarmen Juragebirge in großer Zahl vorhandenen Reservoirien des vom Hausdach abfließenden Regenwassers, das ohne jede Aufbereitung als Trinkwasser für Mensch und Vieh benützt wird. In diesen Zisternen stieg im Laufe des letzten Jahres die Aktivität so weit an, daß die international festgelegte Toleranzlimite für Trinkwasser von $10^{-7} \mu\text{c}/\text{cm}^3$ bis zum doppelten Betrag überschritten wurde. Wäre die dortige Bevölkerung gezwungen, zeitlebens solches Wasser zu trinken, so würde zweifellos ihre Gesundheit geschädigt.

Aber auch die Aktivität des Zisternenwassers ist seither wieder unter die Toleranzlimite abgesunken.

Nicht weit über der für unsere Meßgeräte erreichbaren Erfassungsgrenze der Strahlung liegen die Werte, die seit dem Jahre 1956 in unseren Flüssen Aare und Rhein gemessen wurden. Sie liegen praktisch zwischen 0,4 und $3 \cdot 10^{-8} \mu\text{c}/\text{cm}^3$, erreichen also höchstens einen Wert, der den dritten Teil der Trinkwassertoleranz-Limite ausmacht.

Diese Aktivität entstammt zum Teil der natürlichen Radioaktivität der im Wasser von Natur aus gelösten Stoffe, insbesondere Kalium-40, Uran, Radium und Thorium, die im Untergrund unserer Landschaft in geringen Mengen vorliegen.

Wir haben nun auch die in Plankton-Organismen, in Fischfleisch und Fischknochen

gestapelte sowie die im Sediment eines Aaare-Stausees adsorbierte Aktivität untersucht und festgestellt, daß in Organismen und Sediment in der Tat eine Akkumulation von radioaktiven Stoffen erfolgt. Es wird nun zu prüfen sein, in welcher Weise sich diese Verhältnisse weiterentwickeln werden. Jedenfalls müssen wir in diesen Fragen in langen Zeiträumen denken und dabei nicht nur von *unserem* Sicherheitsbedürfnis ausgehen, sondern auch an diejenigen denken, die das Wasser, z. B. im Rhein, so übernehmen müssen, wie es unser Land verläßt.

Internationale Zusammenarbeit wird im Kampfe gegen die radioaktive Gefährdung notwendiger sein als in irgendeinem anderen Gebiet unserer Tätigkeit.

Auf Grund von Erfahrungen, die in anderen Ländern gesammelt wurden, sind wir nun an die Aufgabe herangetreten, das radioaktive Wasser unserer Trinkwasserzisternen zu entaktivieren.

Wir haben zu diesem Zweck einen Apparat geschaffen, in den Filter- und Austauschermasse eingefüllt wird. Unter diesen in Frage kommenden Austauschermassen wählten wir zunächst solche, die billig und jederzeit in großen Mengen verfügbar sind, nämlich getrockneten Jura-Torf, und siehe da: eigentlich zu unserer eigenen Überraschung ließen sich in unseren Laborversuchen von der im Zisternenwasser vorhandenen Aktivität bis 93% herausholen, das Wasser also praktisch entaktivieren.

In unserem neuen Desaktivator soll nun geprüft werden, ob das System auch im großen, im technischen Maße genügend wirksam ist. Sollte dies wider Erwarten nicht der Fall sein, so würden wir andere Austauschermassen, zunächst Humus-Karbonatböden oder schließlich Kunstharze durchexerzieren.

Sicher aber läßt sich die Aufgabe der Entseuchung von Zisternenwasser ohne große Schwierigkeiten durchführen.

Ich sehe übrigens die Zeit kommen, wo wir zu unserer Sicherheit in Katastrophenzeiten neben der Gasmaske auch den Wasserentaktivator in unserer Wohnung in Bereitschaft halten müssen.

Nun stellt sich in allen Ländern als weitere Aufgabe die gefahrlose und zweckmäßige Beseitigung der festen Abfallstoffe, wie sie in Spitälern, Laboratorien, Reaktoren usw. dauernd anfallen.

Es handelt sich dabei hauptsächlich um Berufskleider, Verbandmaterial, Packmaterial, Schuhe, Handschuhe, Putzzeug sowie auch um die Exkremente isotonenbehandelter Patienten. Alle diese Stoffe werden in der Schweiz gemäß den geltenden Vorschriften an den vorgeschriebenen Stellen 3 m tief im Boden des offenen Geländes vergraben.

Dieser Praxis haben wir von der Schweiz. Vereinigung für Gewässerschutz nun den entschlossenen Kampf angesagt; sie scheint uns unzulässig, denn auch noch so tief untergegrabenes Material gelangt durch Regenwasserauslaugung früher oder später ins Oberflächen- und Grundwasser. Wir müssen in diesen Dingen in weiten Zeiträumen planen und können uns den Luxus nicht leisten, unseren Boden im ganzen Land herum in unkontrollierbarer Weise verseuchen zu lassen.

Deshalb hat die Schweiz. Vereinigung für Gewässerschutz den eidgenössischen Behörden beantragt, sämtliche im gesamten Gebiet der Schweiz anfallenden festen radioaktiven Abfallstoffe seien auf Grund einer zweckmäßigen *Organisation* zu sammeln, an geeigneter Stelle zu stapeln und unter dauernder Kontrolle zu halten.

Wir konnten auch bereits ein unterirdisches Stollensystem im Gebiet des Kantons Zürich, also im Schwerpunkt des Anfalls an festem radioaktivem Material, empfehlen und als Antrag unserer Bundesbehörde unterbreiten.

Aber die Regierung, die für eine solche Bewilligung zuständig ist, lehnte unser Gesuch ab mit der Begründung, die vorgesehene Stollenanlage, mit radioaktivem Material gefüllt, würde eine Gefährdung der Bevölkerung bedeuten.

So sind wir nun erneut auf die Suche gegangen, um im Schweizerland einen Ort zu finden, an dem die festen radioaktiven Abfälle aus dem Gesamtgebiet der Schweiz (eventuell leicht dezentralisiert) gesammelt, zweckmäßig und gefahrlos gestapelt und

unter Kontrolle gehalten werden können. Gewiß läßt sich bei allerseits gutem Willen ein solcher Ort finden. Probleme und Aufgaben sind uns ja aufgegeben, damit wir sie lösen.

(Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz an der ETH, Physikstraße 5, Zürich 7/44 [EAWAG].)

P. Huber, Basel, zu O. Jaag:

Die Angabe einer Toleranzdosis für Wasser ist eigentlich erst dann möglich, wenn auch die Isotope bekannt sind, die für die Aktivität verantwortlich sind. In diesem Sinne ist es für Zisternenwasser notwendig, die vorkommenden radioaktiven Elemente zu kennen.

W. Kern, Bonn: Ein neues Elektrofilter zur Abscheidung radioaktiven Staubes und damit gewonnene Ergebnisse

Wir haben uns in Bonn in den letzten Monaten mit dem Gehalt der Atmosphäre an Spaltprodukten beschäftigt. Dabei haben uns vor allem zwei Gesichtspunkte interessiert, nämlich:

1. Wie groß muß das zur Probenahme benutzte Luftvolumen sein, um einen vernünftigen Mittelwert der Aktivität am Meßort zu erhalten?
2. Wie groß ist im Mittel die Aktivität der einzelnen, mit radioaktiven Spaltprodukten beladenen Aerosolpartikel?

Die Fragestellung zu dem ersten Punkt ergab sich aus den folgenden Versuchen:

Saugt man durch mehrere Schwebstofffilter am selben Meßort und zur gleichen Zeit die gleiche Menge Luft, etwa 100 m^3 , so findet man, daß die Aktivität der einzelnen Filter keineswegs übereinstimmt, sondern daß erhebliche Schwankungen auftreten, die regelmäßig 10–50% betragen, in einzelnen Fällen auch noch wesentlich mehr. Als Grund hierfür vermuteten wir die mikroskopische Inhomogenität der Aktivität, also die Tatsache, daß nur einzelne, diskrete Aerosolpartikel mit Spaltprodukten beladen sind und keine gleichmäßige Verteilung auch in kleinen Bereichen zu erwarten ist.

Um Aufschlüsse über diesen Sachverhalt zu bekommen, haben wir einige Schwebstofffilter nach der Exposition mit autoradiographischen Methoden untersucht (Abb. 1 und 2). Man ersieht aus Abb. 2, daß zumindest ein Teil der Spaltproduktaktivität sehr inhomogen verteilt ist, nämlich in Form kleiner, aktiver Staubpartikel, die sich auf der Filmplatte als kleine schwarze Flecken bemerkbar machen. Außerdem sieht man eine diffuse Schwärzung, die zum Teil von der natürlichen Aktivität herrührt, zum Teil von Spaltproduktaktivität, die nicht mehr in einzelne schwarze Flecken aufgelöst wird. Bei dem von uns verwendeten Filmmaterial liegt bei einer Belichtungszeit von vier Wochen die untere Grenze, bei der ein aktives Teilchen noch als einzelnes Körnchen erkennbar ist, bei etwa 10^{-13} C . Die Aktivität der kleinen schwarzen Körnchen auf Abb. 2 beträgt daher, wie sich zeigen läßt, zwischen 10^{-13} und 10^{-11} C , ihre Konzentration zwischen etwa 0,1 und $1/\text{m}^3$ Luft.

Aus diesen Autographien folgt nun, daß ein Luftvolumen von 100 m^3 für eine Aktivitätsmessung der Luft zu wenig ist, da die Zahl der Körnchen mit einer Aktivität $> 10^{-13} \text{ C/Teilchen}$, auf die bei unseren Messungen zwischen 10 und 50% der gesamten Spaltproduktaktivität entfällt, sehr gering ist und ihre Zahl daher starken zufälligen Schwankungen unterworfen ist.

Wir haben daher nach einer Methode gesucht, die abgeschiedene Aktivität oder den Luftdurchsatz pro Zeiteinheit gegenüber den bisher verwendeten Filtermethoden, die meistens mit einigen hundert Kubikmetern pro Tag arbeiten, wesentlich zu steigern, ohne den technischen Aufwand dabei zu sehr zu vergrößern. Zu diesem Zweck haben wir ein Elektrofilter gebaut, weil es die einzige Konstruktion schien, bei der man wegen

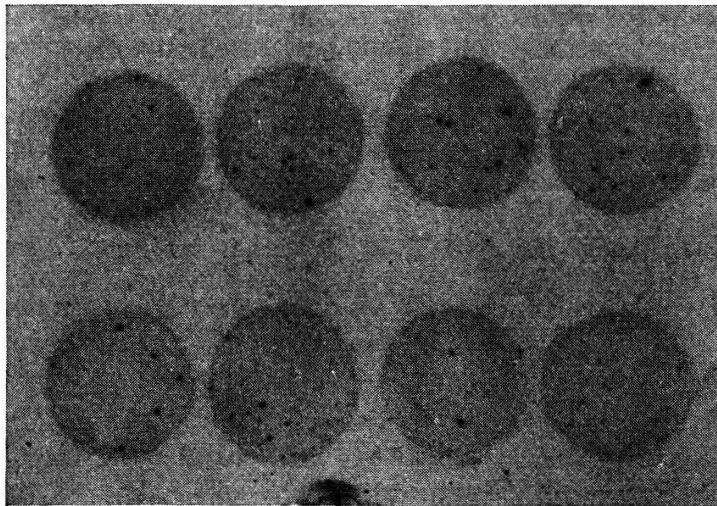


Abb. 1.

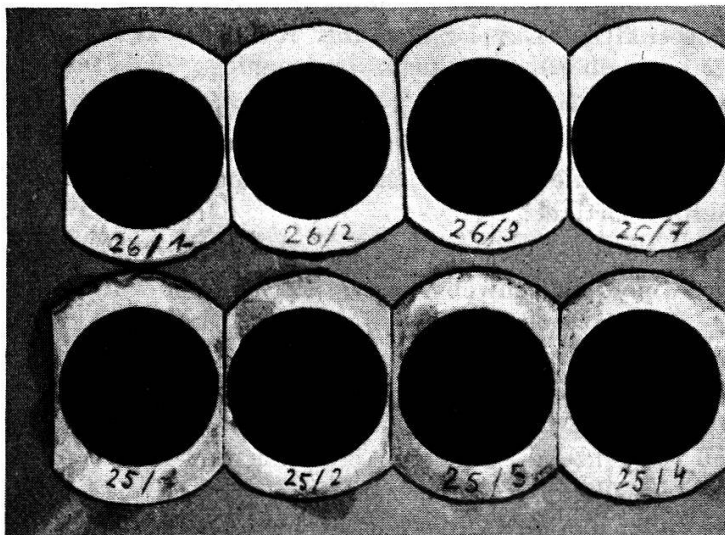


Abb. 2. Schwebstofffilter, von denen die Radioautographie angefertigt wurde.

des verschwindend geringen Filterwiderstandes hohe Luftraten bei gutem Abscheidegrad erreichen kann. Wir haben das Elektrofilter als Parallelplattensatzfilter ausgeführt, wodurch man verschiedene technische Vorteile gegenüber dem Rohrfilter erzielt. Der Ansaugquerschnitt beträgt $80 \times 80 \text{ cm}^2$, eingeteilt in vier Quadranten. In jedem Quadranten befindet sich ein auf einer hohen Gleichspannung – etwa 15 kV_+ – liegender und ein geerdeter Plattensatz, die nach Art eines Plattenkondensators ineinandergesteckt sind. Vor dem Plattensatz befindet sich eine Ionisierungsstrecke, um die Aerosolteilchen aufzuladen. Sie besteht aus mehreren parallel ausgespannten dünnen Drähten, die ebenfalls an eine hohe Gleichspannung von etwa $20\text{--}25 \text{ kV}_-$ gelegt werden. An den Drähten findet nun eine Koronaentladung statt, durch die die Staubteilchen aufgeladen werden. Ein Luftstrom, der durch einen gewöhnlichen Ventilator erzeugt wird, transportiert die aerosolhaltige Luft zu den Sammelplatten, wo der Staub sich abscheidet. Da der Filterwiderstand gegenüber jedem Faserfilter vernachlässigbar klein ist, können große Luftdurchsätze erzielt werden. In unserer Apparatur saugen wir z. B. in 24 Stunden etwa $40\,000 \text{ m}^3$ Luft und liegen damit um etwa zwei Größenordnungen höher als die meisten Meßstellen mit Faserfiltern.

Die Einteilung in vier Quadranten erfolgte, um verschiedene Abscheideparameter, wie Sprühspannung, Plattenzahl und -abstand, Abscheidefeldstärke usw. gleichzeitig

messen zu können. Das Nacheinandermessen hat wenig Sinn, da sich die Luftaktivität in kurzer Zeit zu stark ändert.

Der Abscheidegrad beträgt bei geeigneter Wahl der Parameter über 90% und kann darüber hinaus ziemlich genau gemessen werden. Da keine Filterverstopfung auftritt, können außerdem ohne weiteres mehrtägige Meßreihen durchgeführt werden, wobei der Luftdurchsatz zu jeder Zeit konstant ist.

Wir sammeln den Staub nun nicht direkt auf den Platten, sondern bespannen diese zunächst mit einer dünnen Polyäthylenfolie. Am Ende der Sammelperiode ziehen wir die Folien von den Platten ab und kehren dabei gleichzeitig das Innere nach außen, so daß kein Staub verlorenght. Nach dem Abziehen werden die Polyäthylenfolien bei 500° C verascht und der Rückstand mit dem Zählrohr untersucht. Die Zählraten in den aktivitätsschwachen Monaten November 1957 bis Februar 1958 betragen bei uns im Mittel 1 300 T/min bei 24 Stunden Sammelzeit. Berücksichtigt man die starke Selbstabsorptionskorrektur der weichen Komponente (bei uns im Mittel ein Faktor 3–4) und 18% Geometriefaktor der verwendeten Zählrohrapparatur, so erhält man Aktivitäten von etwa $0,4 \times 10^{-12} \mu\text{C}/\text{cm}^3$ in guter Übereinstimmung mit anderen Meßstellen. In dieser Abschätzung ist der Abscheidegrad mit 70% angenommen, da wir einen Teil der Quadranten zur Ermittlung der günstigsten Parameterwerte immer mit ungünstigem Abscheidegrad betreiben.

Wir sind mit dieser Apparatur dabei, einige Messungen zu machen, die bisher aus Intensitätsgründen nicht durchgeführt werden konnten. Wir haben zum Beispiel Absorptions- und Selbstabsorptionskurven der gesammelten β -Aktivität aufgenommen, um genaue Korrekturen der gemessenen Zählraten auf die absoluten Aktivitäten vornehmen zu können.

Die Abscheidung erfolgt auf allen Platten wegen der großen Luftdurchsätze im allgemeinen recht gleichmäßig, denn der statistische Inhomogenitätseffekt geht natürlich mit wachsender Anzahl der abgeschiedenen aktiven Körnchen zurück. Trotzdem kommt es auch jetzt noch gelegentlich vor, daß die auf einer Platte abgeschiedene Aktivität die aller anderen Platten um 50 oder 100% übertrifft. In einem Falle konnten wir durch fortgesetztes Unterteilen der betreffenden Staubprobe schließlich ein einziges Staubkörnchen isolieren, das praktisch die gesamte zusätzliche Aktivität enthielt¹. Sie betrug zum Zeitpunkt der Abscheidung $2,5 \times 10^{-3} \mu\text{C}$. Seine Halbwertszeit war 56 d, während die der Probe, mit der zusammen es gesammelt worden war, 82 d betrug. Wir haben die absolute Aktivität dieses Körnchens im 4π -Zählrohr gemessen und danach den Geometriefaktor unserer Zählrohrapparatur bestimmt. Wir haben ferner mit diesem Körnchen unsere Autoradiographieplatten geeicht.

Das Elektrofilter nimmt eine partielle Fraktionierung des Staubes nach Korngrößen vor, indem größere Teilchen in der Ionisationszone höher aufgeladen werden und sich daher in Strömungsrichtung gesehen früher abscheiden als feine Teilchen. Wir haben gefunden, daß die am gröberen Staub haftende Aktivität manchmal kürzere Halbwertszeit hat als die am Feinstaub ($\approx 1 \mu$) haftende, also offenbar jüngeren Datums ist.

¹ Anmerkung bei der Korrektur: Wir haben inzwischen noch in mehreren Fällen solche «heißen» Körnchen gesammelt.