

| | |
|---------------------|---|
| Zeitschrift: | Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz = Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse = Radioattività dell'ambiente e dosi d'irradiazione in Svizzera |
| Herausgeber: | Bundesamt für Gesundheit, Abteilung Strahlenschutz |
| Band: | - (1998) |
| Rubrik: | Allgemeine Überwachung |

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. 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. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. [Mehr erfahren](#)

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. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. [En savoir plus](#)

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. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. [Find out more](#)

Download PDF: 15.02.2026

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

4. Allgemeine Überwachung

Zusammenfassung

(hv) Dieses Kapitel enthält die Ergebnisse der Überwachung der Radioaktivität von Luft, Niederschlägen, Gewässern, Erdboden und Bewuchs im ganzen Land (ohne die in Kap. 7 behandelten Spezialnuklide). Die Probenahmen erfolgen gemäss dem in Kapitel 1 beschriebenen Plan.

Auf den Aerosolfiltern ist nebst dem natürlichen, durch die kosmische Strahlung laufend erzeugten ^7Be und dem langlebigen ^{210}Pb (sowie dessen Enkelkind ^{210}Po , das als Alphastrahler durch die Gammaspektrometrie nicht erfasst wird) nur noch ^{137}Cs mit - ausser Anfangs Juni - wenigen, bis etwa 10 micro-Bq pro m^3 nachweisbar [Kap. 4.1]. Dieses stammt fast ausschliesslich vom Reaktorunfall Tschernobyl. Eine kurzeitige Erhöhung bis auf 150 micro-Bq/ m^3 (Tessin) wurde Anfangs Juni festgestellt [Kap. 4.6]. Ursache war eine irrtümlich in Südspanien mit Schrott eingeschmolzene ^{137}Cs -Quelle. In den Niederschlägen lag die ^{137}Cs -Aktivität unter 15 mBq/Liter.

Kap. 4.3 und 4.4 fassen die zum Teil langjährigen Messreihen von ^{137}Cs und ^{90}Sr sowie die Bestimmung von Alphastrahlern im Boden bzw. Gras zusammen. Deutlich ist der Unterschied zwischen den höheren Ablagerungen des Atomfallout in den Alpen und dem weniger belasteten Mittelland ersichtlich. Die Auswirkungen des Unfalls Tschernobyl ist im Tessin und abgeschwächt auch in der Ostschweiz ab 1986 zu erkennen. Seit Mitte der 60er-Jahre hat die ^{137}Cs -Aktivität in der oberen Bodenschicht systematisch mit einer effektiven Halbwertszeit von etwa 5 (Mittelland) bis 20 Jahren (Alpen) abgenommen. Eine Bilanzierung der gesamten abgelagerten Aktivität wurde anhand von Tiefenprofilen von ausgewählten Standorten erstellt [Kap. 4.4].

Tritium in den Niederschlägen [Kap. 4.1, 4.2 und 7.1] weist an den von lokalen Emittenten unbeeinflussten Stationen noch wenige Bq/Liter auf. In der Nähe von Industriebetrieben die Tritium verarbeiten (Teufen/AR, Niederwangen/BE und La Chaux-de-Fonds) sind die Werte teilweise deutlich höher, bis knapp über 1000 Bq/Liter. Dies führt auch bei Personen, die sich dauernd an diesen Stellen aufhalten, und damit in ihrem Körperwasser denselben Tritiumgehalt haben, aber nur zu Dosen von höchstens 0.02 mSv pro Jahr.

In den Flüssen lassen sich mit hochsensiblen Anreicherungsverfahren nebst den natürlichen Radionukliden ^7Be und ^{210}Pb auch Spuren von ^{60}Co und ^{137}Cs sowie vereinzelt auch ^{54}Mn , ^{58}Co und ^{65}Zn nachweisen. Die Co- und Zn-Nuklide stammen aus den flüssigen Abgaben der Kernanlagen. Diese Radionuklide konnten auch im Flusssediment von Aare und Rhein unterhalb von Kernanlagen nachgewiesen werden. Für den Transport der Radionuklide in den Flüssen wurde ein Rechenmodell entwickelt [Kap. 4.2]. Auch Sedimente aus dem Lugarersee wurden wiederum auf ^{137}Cs untersucht und der Sedimentationsprozess mit einem mathematischen Modell beschrieben [Kap. 4.5].

4.1 Luft und Niederschläge

H. Surbeck und G. Ferreri

Sektion Ueberwachung der Radioaktivität (SUER)
Bundesamt für Gesundheit, ch. du Musée 3
1700 FRIBOURG

4.1.1 Zusammenfassung

Ende Mai wurde in Algeciras in Südspanien eine ^{137}Cs Quelle aufgeschmolzen, die unbedeutend in den Schrott geraten war. Dies führte insbesondere südlich der Alpen zu erhöhten Aktivitäten in den Aerosolproben (Details dazu in Kap. 4.6). Ende August zeigten sich erneut erhöhte ^{137}Cs Werte. Sie waren aber wesentlich tiefer als Ende Mai und tauchten diesmal auf den Aerosolfiltern nördlich der Alpen auf. Die Quelle für diese Erhöhung konnte nicht ausfindig gemacht werden. Abgesehen von diesen kurzzeitigen Erhöhungen blieben aber die ^{137}Cs Aktivitäten in den Aerosolproben 1998 unterhalb $10 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ (Wochen- und Monatsproben). Spuren von ^{65}Zn ($30\text{--}100 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$) tauchten Ende Februar und im November im unteren Aaretal auf, ^{60}Co ($4 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$) im September in der Nähe des KKM.

Die Aktivität künstlicher Radionuklide in den Niederschlägen war auch 1998 in den meisten Proben sehr tief. ^{137}Cs lag in allen Proben unterhalb 15 mBq/Liter . Die beiden oben erwähnten Erhöhungen der ^{137}Cs Aktivität in Aerosolproben zeigten sich in den Niederschlagsproben nicht. Spuren von ^{60}Co ($38\pm7 \text{ mBq/l}$) tauchten dagegen in der Regenprobe vom 22.5.-29.5. aus der Nähe des KKM auf. Wie schon in früheren Jahren erhöht waren die Tritium-Konzentrationen in den Niederschlägen in der Umgebung Tritium-verarbeitender Betriebe (Teufen AR und Niederwangen BE) und in der Nähe der Kehrichtverbrennungsanlage von La Chaux-de-Fonds.

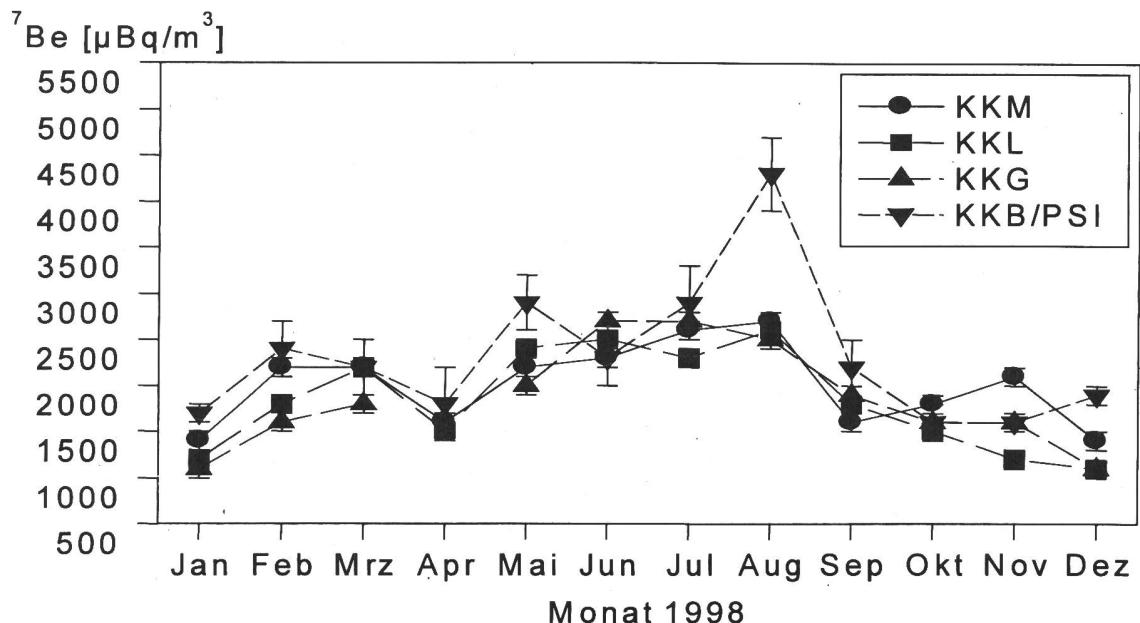
4.1.2 Aerosolproben

a) Stationen in der Umgebung von Kernanlagen (Durchfluss ca. $40 \text{ m}^3/\text{h}$).

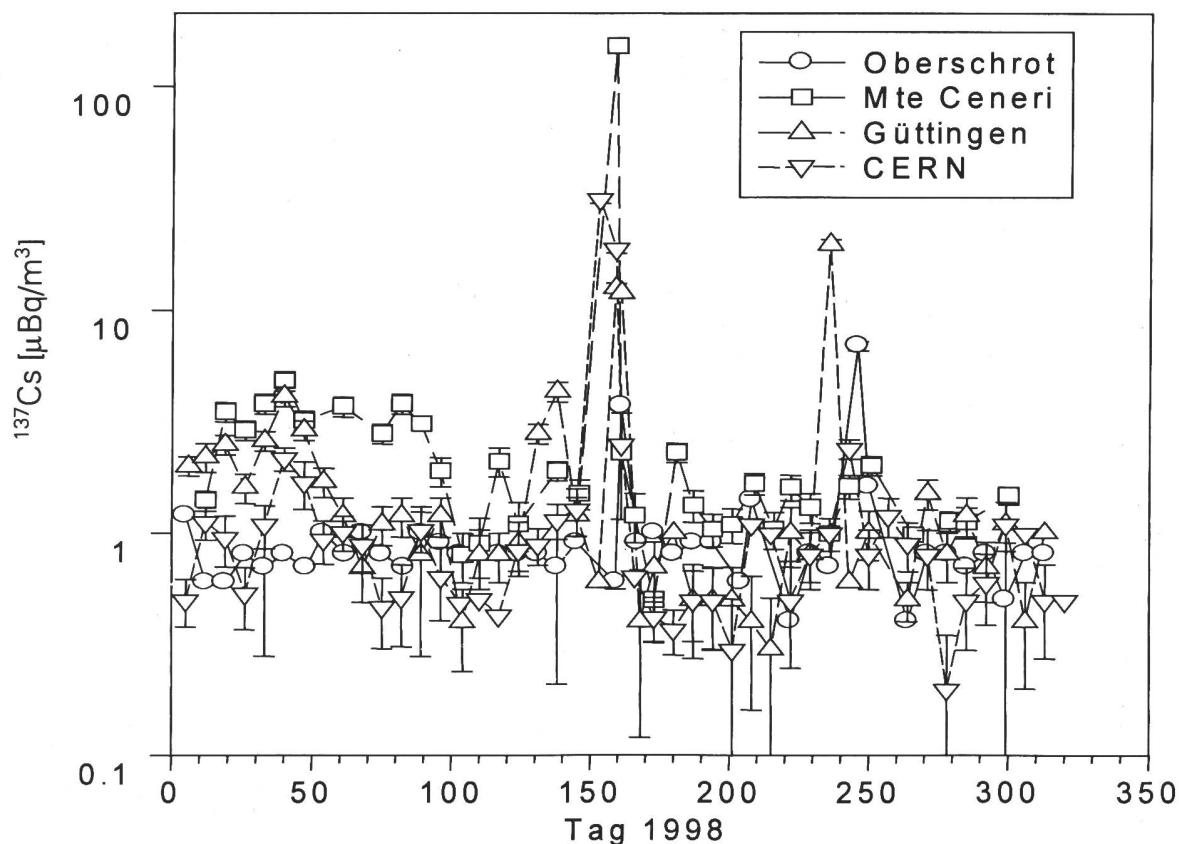
Figur 1 zeigt die ^7Be Konzentrationen auf den Aerosolfiltern in der Umgebung von Kernanlagen. In keiner der Monatsproben wurde für ^{137}Cs der Wert von $10 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ überschritten. Abgaben mit der Abluft des Beschleunigers am PSI sind wahrscheinlich der Grund für die gelegentlich höheren ^7Be Werte in der Umgebung PSI/KKB. Zu den ^{65}Zn und ^{60}Co Spuren in einigen Aerosolproben siehe Kap. 8.1.

b) Stationen mit grossem Durchfluss (ca. $500 \text{ m}^3/\text{h}$)

Seit Ende 1996 sind nun 4 Aerosolsammler mit grossem Luftdurchsatz in Betrieb (Göttingen/TG, Oberschrot/FR, Mte Ceneri und CERN). Für 1999 ist eine weitere Station vorgesehen; im unteren Aaretal. Die ^{137}Cs Werte für die bisherigen 4 Stationen sind in Fig.2 zu sehen. Die Werte für die natürlichen Radionuklide ^7Be und ^{210}Pb schwankten 1998 im gleichen Bereich wie in den Vorjahren.



Figur 1: ${}^7\text{Be}$ Aktivitäts-Konzentrationen in den Aerosolproben aus der Nähe von Kernanlagen. (Messungen KKB/PSI durch das PSI)

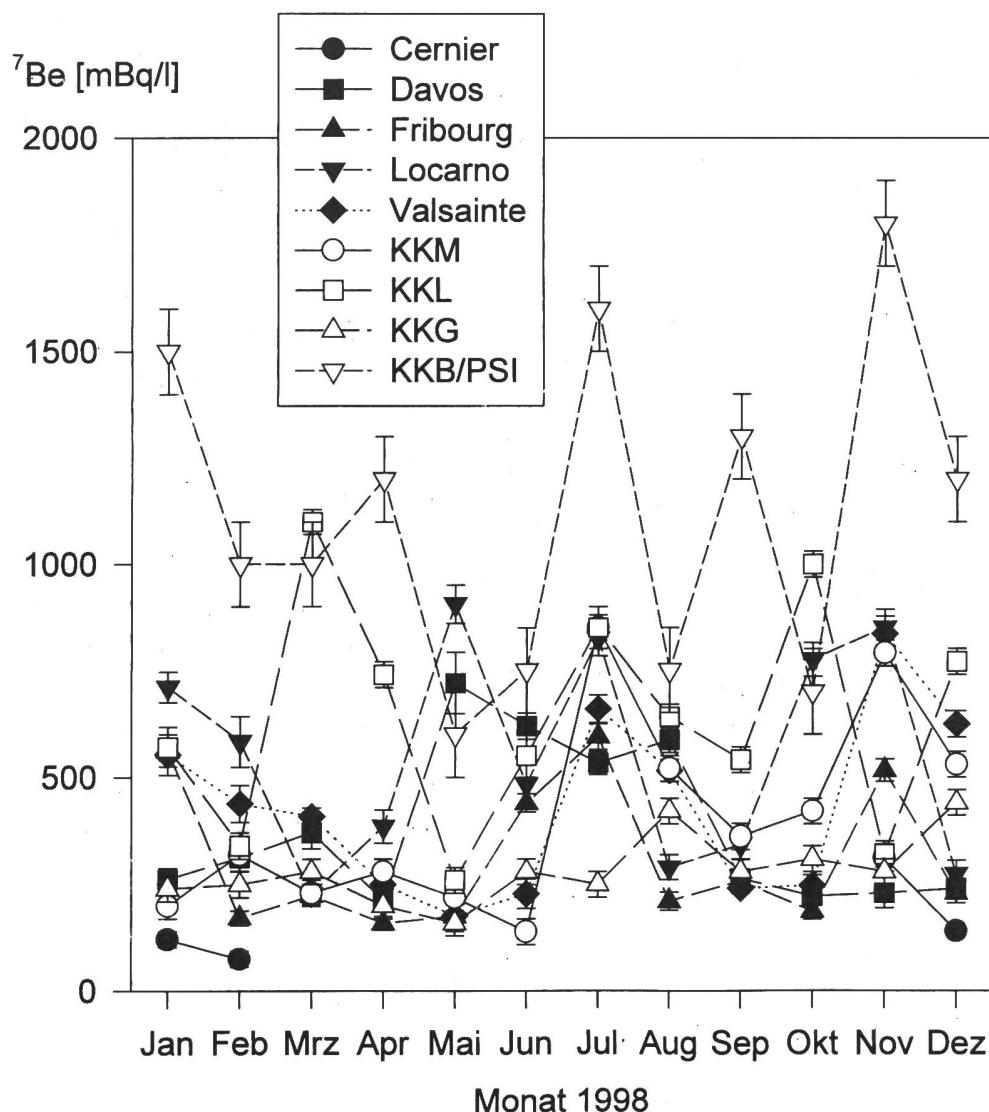


Figur 2: ${}^{137}\text{Cs}$ -Konzentration in Aerosolproben an den Stationen Oberschrot/FR, Göttingen/TG, Mte.Ceneri und CERN. Messungen Mte.Ceneri durch das AC-Laboratorium Spiez. Erhöhte Werte um Tag 150: siehe Kap. 4.6

4.1.3 Regen und Trockenstaub-Ablagerungen

Die ^{137}Cs -Aktivitäten im Regen von Cernier, Davos, Fribourg, Locarno und Valsainte und in der Umgebung der Kernanlagen (KKM, KKG, KKB/PSI und KKL) lagen 1998 in allen Monatsproben unter 15 mBq/l. Spuren von ^{60}Co (38 ± 7 mBq/l) tauchten dagegen in der Regenprobe vom 22.5.-29.5. aus der Nähe des KKM auf

Die Aktivitäten des natürlicherweise vorhandenen ^7Be in den Regenproben sind in Fig. 3 zu sehen. Abgaben mit der Abluft des Beschleunigers am PSI sind wahrscheinlich der Grund für die häufig höheren ^7Be Werte in der Umgebung PSI/KKB

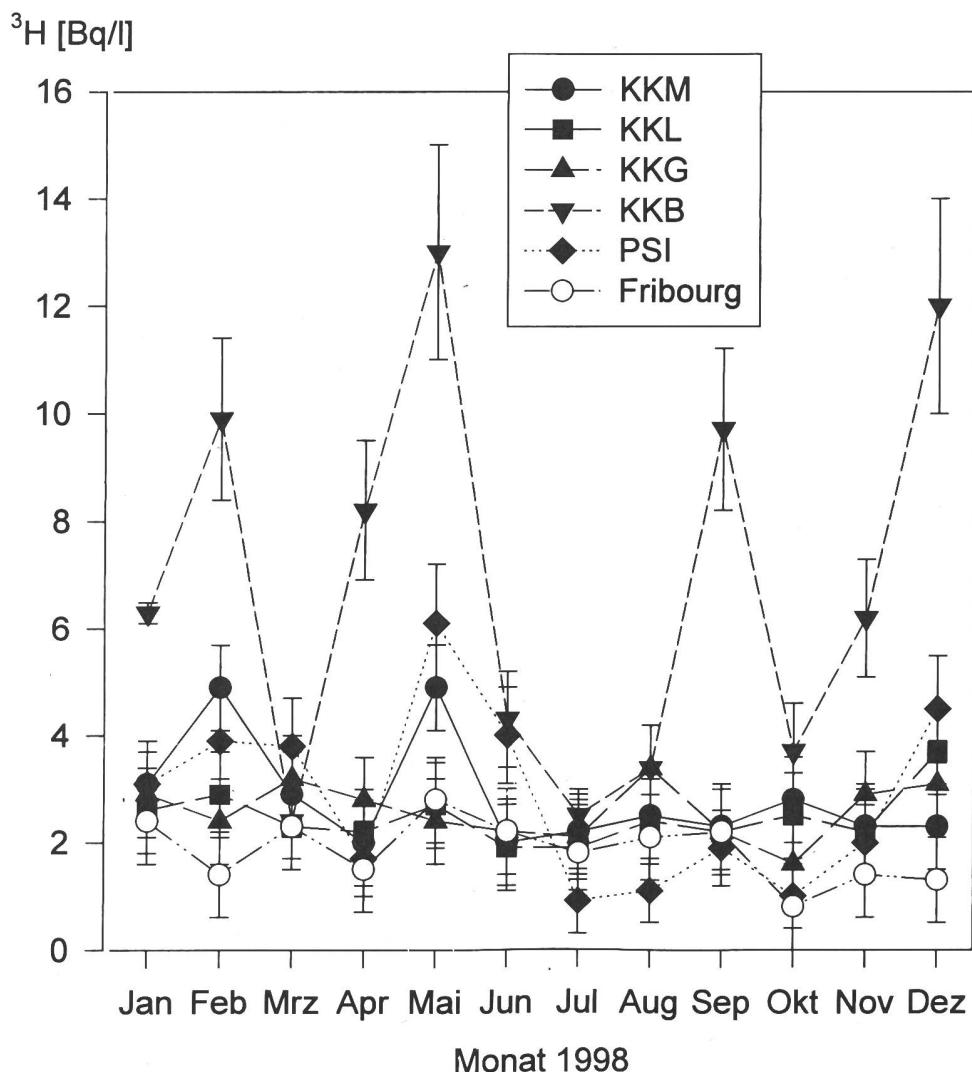


Figur 3: ^7Be im Regen an den Standorten Cernier, Davos, Fribourg, Locarno und Valsainte und in der Umgebung der Kernanlagen (Messungen KKB/PSI durch das PSI)

An einer Stelle in der Schweiz, in Locarno-Monti, wurden bisher Regen und Trockenstaub-Ablagerungen separat gesammelt. Dabei zeigte sich über viele Jahre, dass die Ablagerung mit dem Regen deutlich überwiegt. Weniger als 10% der deponierten Aktivität stammen von der Trockenstaub-Ablagerung. Da zudem der Aufwand für die Trockenstaub-Sammlung unverhältnismässig gross ist, werden ab 1999 Regen und Trockenstaub nicht mehr separat gesammelt.

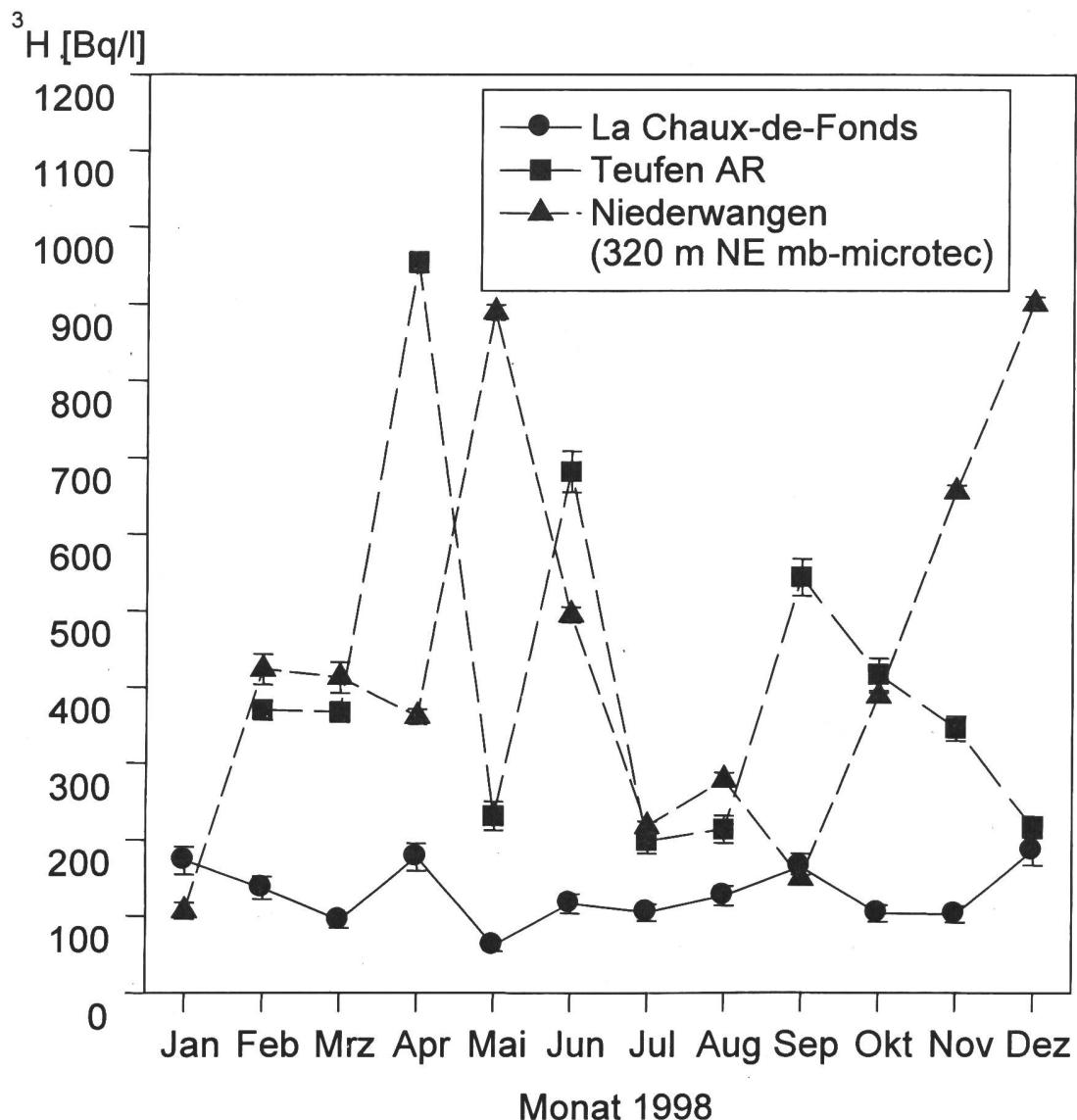
4.1.4 Tritium in den Niederschlägen

Die ${}^3\text{H}$ Konzentrationen in den Niederschlägen in der Umgebung der Kernanlagen (und zum Vergleich in Fribourg, Fig.4) lagen 1998 in allen Proben unterhalb 20 Bq/l.



Figur 4: ${}^3\text{H}$ Aktivitäts-Konzentrationen in den Niederschlägen 1998. (Messungen KKB und PSI durch das PSI)

Deutlich höhere ${}^3\text{H}$ Konzentrationen treten in der Umgebung Tritium verarbeitender Betriebe in Niederwangen (BE) und Teufen (AR) und in La Chaux-de-Fonds in der Nähe der Kerichtverbrennungs-Anlage (Fig.5 und 6) auf. Figur 6 zeigt zusätzlich die Tritium-Konzentration in der Luftfeuchte in der Nähe des Betriebes in Niederwangen.



Figur 5: ${}^3\text{H}$ Aktivitäts-Konzentrationen in den Niederschlägen in der Nähe Tritium verarbeitender Betriebe in Teufen (AR) und in Niederwangen (BE) und in der Nähe der Kehricht-Verbrennungs-Anlage von La Chaux-de-Fonds

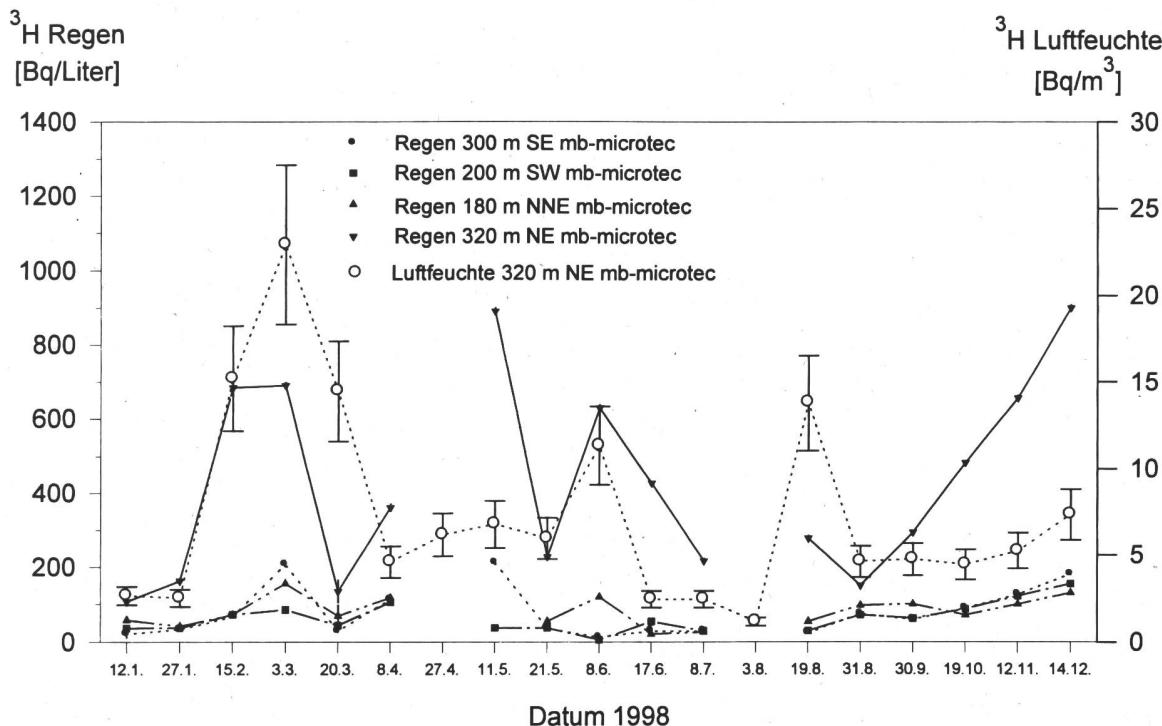


Figure 6: ^{3}H in den Niederschlägen an 4 Standorten in der Umgebung der mb-microtec in Niederwangen (BE) und die ^{3}H - Konzentration in der Luftfeuchte beim Standort 320 m NE mb-microtec

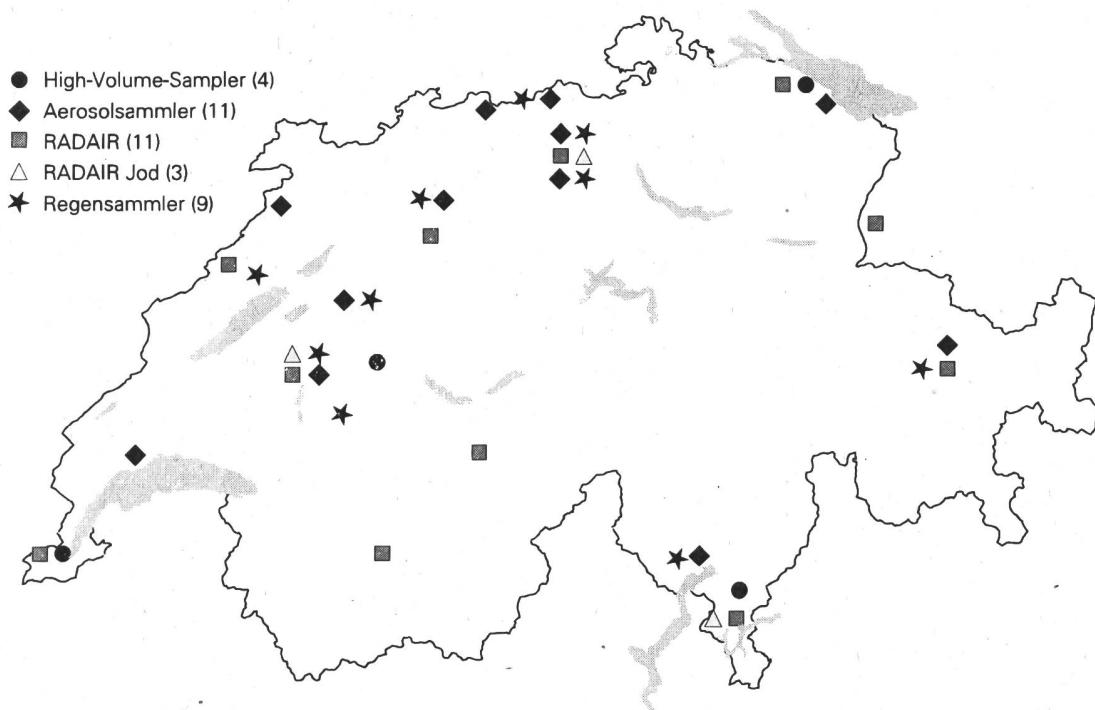


Figure 7: Überwachungsnetz der Radioaktivität in Luft und Niederschlägen

4.2 Radioaktivität in aquatischen Systemen

J. Beer, E. Meili,
A. Lück, Y. Weidmann

EAWAG, Abteilung Umweltphysik,
8600 DÜBENDORF

Zusammenfassung

Dank der kontinuierlichen Sammlung von Wasser und Proben aus Sedimentfallen an 3 Stellen (Hagneck, Klingnau und Pratteln) können die Abgaben der Kernkraftwerke sowohl einzeln als auch gesamthaft überwacht werden. Zudem können bei einer bekannten Abgabe von ^{58}Co oder ^{60}Co mittels eines Computerprogramms an jeder beliebigen Stelle der zeitliche Verlauf der Konzentration berechnet werden. Im Rhein oberhalb der Kernkraftwerke konnte keine künstliche Radioaktivität nachgewiesen werden. Dies gilt auch für das Abwasser der Kläranlagen von Zürich und Bern.

Hingegen wurden wieder Spuren von ^{60}Co (0.4 Bq/m^3) im Grundwasser von Aarberg gefunden.

Die Tritiumabgaben der Industriebetriebe in La Chaux-de-Fonds und Teufen (AR) sind weiter rückläufig.

4.3.1 Ziele

Aquatische Systeme sind neben Luft das wichtigste Transportmedium für radioaktive Stoffe und bedürfen deshalb besonderer Aufmerksamkeit. So befinden sich zahlreiche potentielle Quellen von Radioaktivität, insbesondere die Kernkraftwerke, in unmittelbarer Nähe von Flüssen. Das Ziel der Überwachung besteht darin, möglichst kontinuierlich die Umgebungsradioaktivität zu überwachen, mögliche Änderungen festzustellen und ihre Ursachen zu eruieren.

4.3.2 Methoden und Messverfahren

Um die für die Umgebungsradioaktivität verantwortlichen Radionuklide identifizieren zu können, wird, wenn immer möglich, Gammaspektrometrie verwendet. Da die Nuklidkonzentrationen im Wasser im Normalfall sehr klein sind, werden grossvolumige Wasserproben (typischerweise 100 Liter) gesammelt und die interessierenden Radionuklide entweder durch Fällung mit Fe(OH)_3 oder mittels Ionentauscher abgetrennt. Tritium in Wasserproben wird mit Hilfe von Flüssigszintillation gemessen. Ausser Wasserproben werden auch Flussedimente untersucht. Alle Angaben von spezifischen Aktivitäten in Sedimenten beziehen sich auf Trockengewichte.

4.3.3 Zusammenfassung der Ergebnisse

Kernanlagen

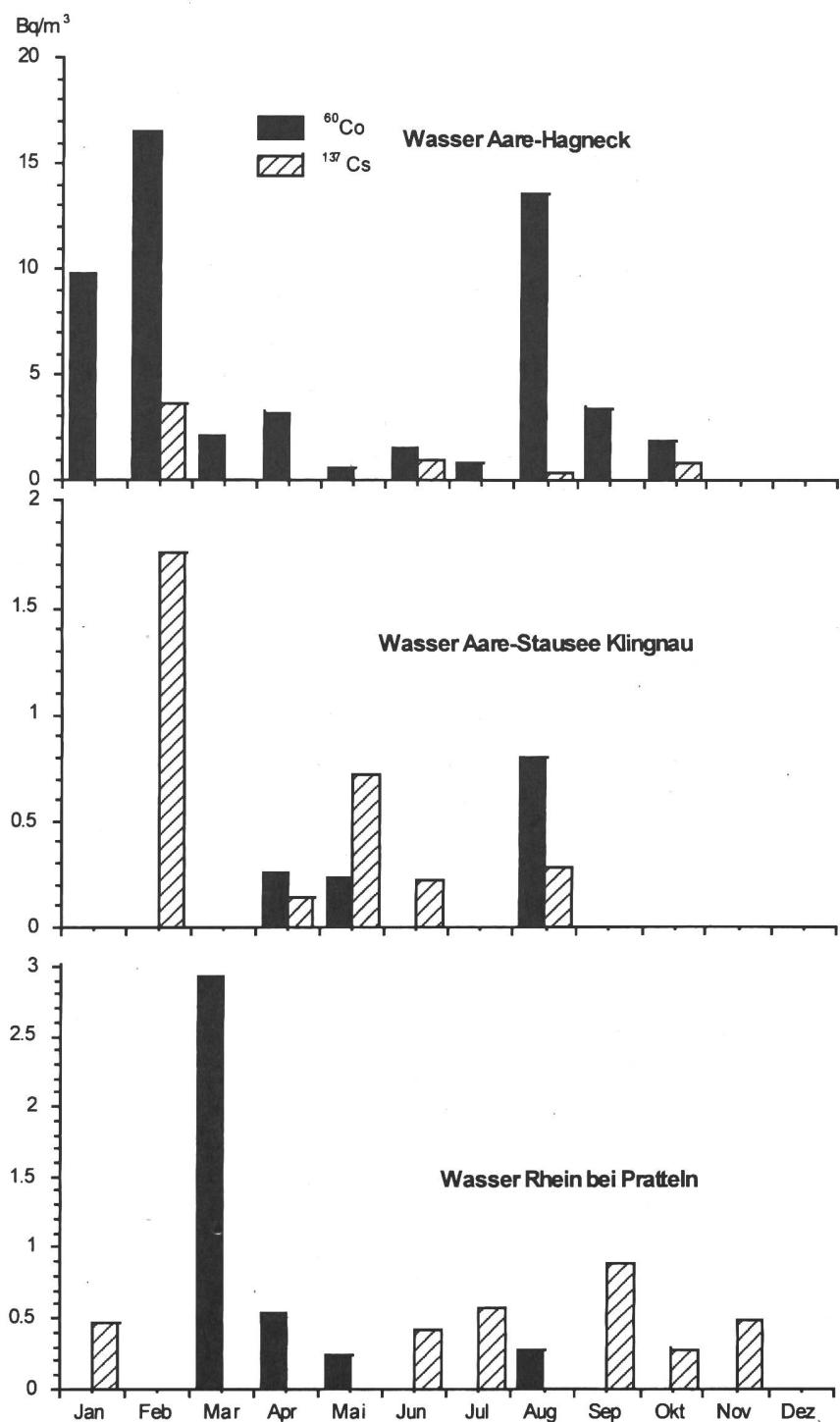


Fig. 1: Monatliche ^{60}Co und ^{137}Cs Aktivitäten in Bq/l im Wasser der Aare bei Hagneck und im Stausee Klingnau, sowie im Rhein bei Pratteln

Die flüssigen Abgaben der Kernkraftwerke werden mittels kontinuierlicher monatlicher Wasserproben aus der Aare beim Einfluss in den Bielersee (Hagneck) und beim Kraftwerk Klingnau, sowie aus dem Rhein bei Pratteln überwacht. Die Proben von Hagneck enthalten somit die Abgaben des Kernkraftwerks Mühleberg, diejenigen von Klingnau, die Summe der Abgaben von Mühleberg, Gösgen und Beznau. Pratteln schliesslich enthält zusätzlich noch die Beiträge von Leibstadt. Alle Probenahmestationen zeigen neben den natürlichen Radionukliden ^{75}Be , ^{40}K , ^{210}Pb oft ^{60}Co und ^{137}Cs und vereinzelt ^{54}Mn , ^{58}Co und ^{65}Zn . Figur 1 zeigt die Konzentrationen von ^{60}Co und ^{137}Cs für diese drei Probenahmestellen. Infolge technischer Probleme mit dem Abfluss-proportionalen Signal wird auf eine Bestimmung der monatlichen Frachten verzichtet.

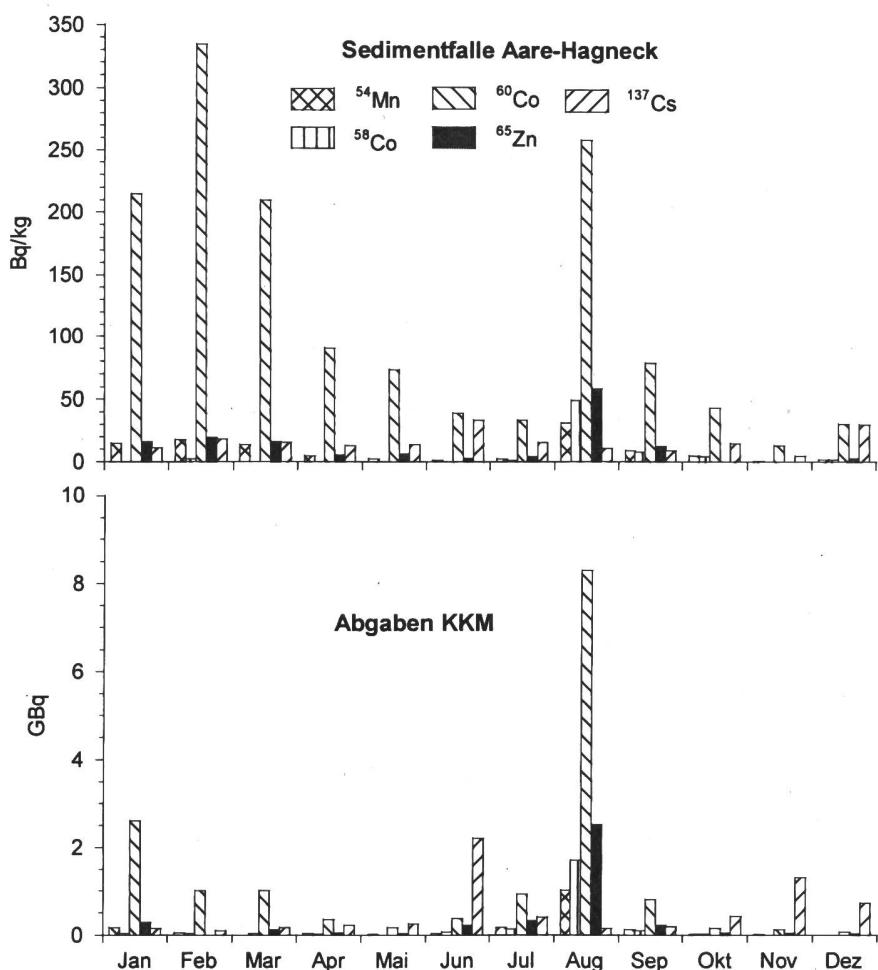


Fig. 2: Vergleich der in den Sedimentfallen bei Hagneck gefundenen spezifischen Aktivitäten mit den entsprechenden Abgaben des Kernkraftwerks Mühleberg.

Die Proben aus Sedimentfallen der Stationen Hagneck, Klingnau und Pratteln enthalten ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{65}Zn und ^{137}Cs . Ein Vergleich der gemessenen spezifischen Aktivitäten bei Hagneck mit den Abgaben von Mühleberg zeigt eine qualitative Übereinstimmung (Fig. 2). Die insgesamt grössten Abgaben erfolgten im August anlässlich der Revision. Auch in den Sedimentfallen bei Klingnau (Fig. 3) sind die Aktivitäten im August hoch. Die besonders hohe ^{58}Co -Abgabe im Oktober zeigt sich im Sediment von Klingnau noch nicht, ist aber bei Pratteln deutlich zu sehen (Fig. 4). Verglichen mit den typischen Aktivitäten der natürlichen

Radionuklide ^{7}Be (100 - 200 Bq/kg), ^{40}K (300 - 500 Bq/kg) und ^{210}Pb (20 - 100 Bq/kg) liegen die künstlichen Aktivitäten relativ tief. Es muss davon ausgegangen werden, dass, besonders bei Hochwassereignissen, ein Teil des ^{137}Cs vom Tschernobyl-Unfall stammt. Die Analyse von relativ kleinen Wassermengen aus dem Rhein oberhalb der Einmündung der Aare (Diepoldsau und Rekingen) ergibt keine Anhaltspunkte für künstliche Radionuklide.

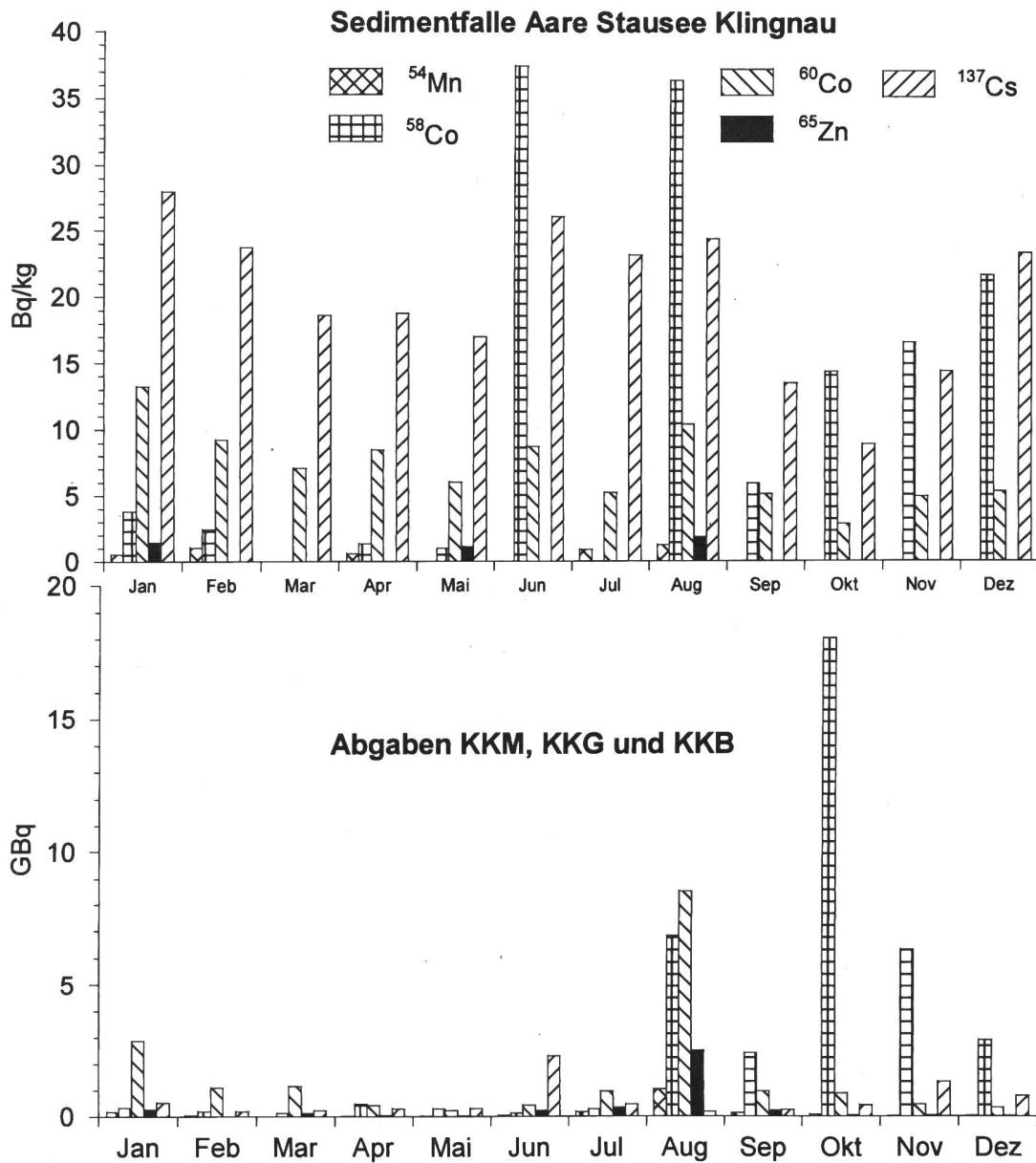


Fig. 3: Vergleich der in den Sedimentfallen im Stausee Klingnau gefundenen spezifischen Aktivitäten mit den entsprechenden aufsummierten Abgaben der Kernkraftwerke Mühleberg, Gösgen und Beznau.

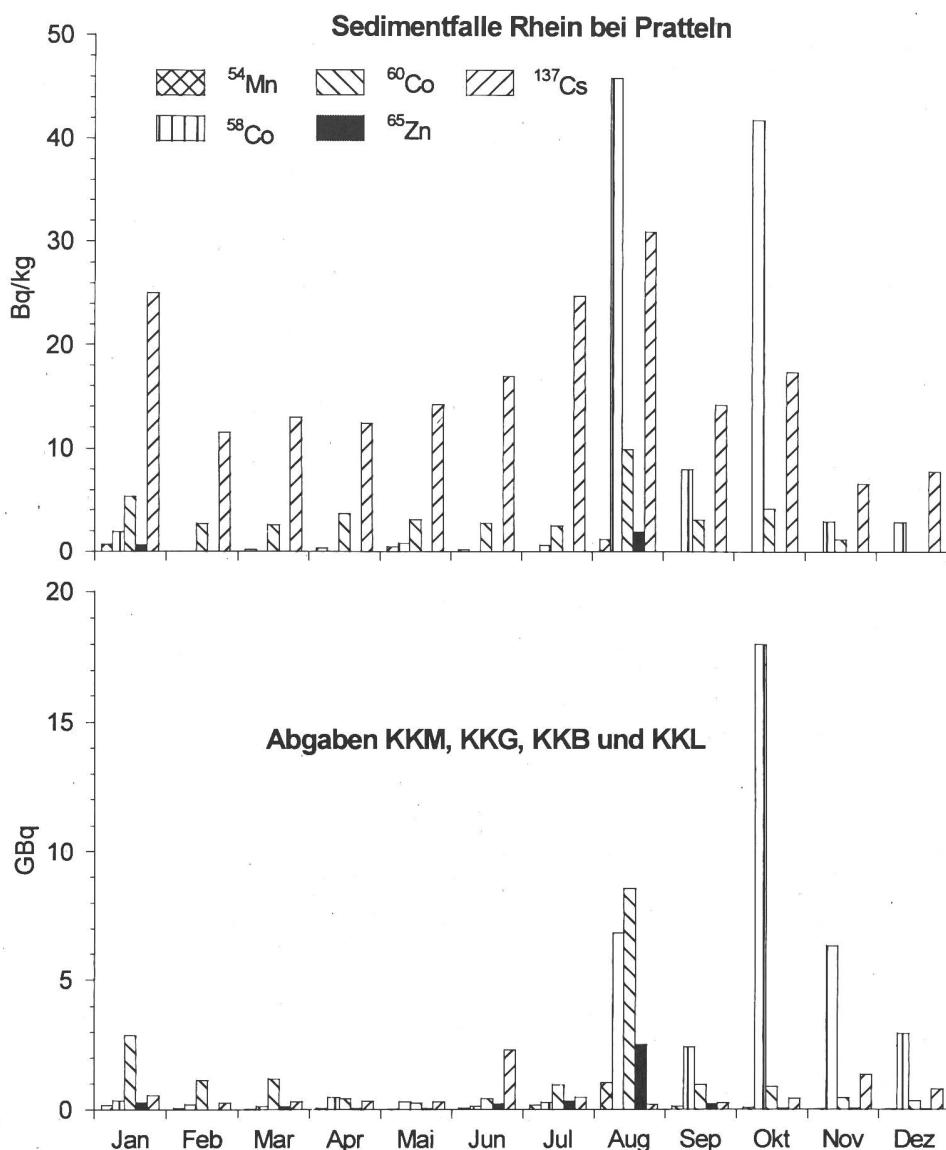


Fig. 4: Vergleich der in den Sedimentfallen im Rhein bei Pratteln gefundenen spezifischen Aktivitäten mit den entsprechenden totalen Abgaben der Kernkraftwerke Mühleberg, Gösgen, Beznau und Leibstadt.

Grundwasser

Im Grundwasser konnten wieder geringe Mengen von ^{60}Co (0.4 Bq/m^3) festgestellt werden. Bei der nahe an der Aare gelegenen Wasserfassung von Aarberg wird je nach hydrologischen Bedingungen infiltriertes Aarewasser angesogen. An organische Liganden gebundenes ^{60}Co verhält sich ähnlich wie gelöstes Kobalt und kann somit in das Trinkwassersystem gelangen.

Messungen in der Umgebung von La Chaux-de-Fonds

In den Figuren 5 und 6 sind die Tritiumkonzentrationen im Niederschlag und im gereinigten Abwasser der Kläranlage von La Chaux-de-Fonds dargestellt. Während die Tritiumkonzentration im Niederschlag gegenüber den Vorjahren im Mittel etwa gleich geblieben ist, ist die Saisonalität weniger deutlich ausgeprägt. Im Abwasser der ARA dagegen setzt sich der abnehmende Trend fort. Die total abgegebene Tritiumaktivität betrug 1998 nur noch 8.4 TBq gegenüber 12 resp. 18 TBq in den Jahren 97 und 96. Gemäss SUVA wurden 1998 insgesamt 199 TBq Tritium in La Chaux-de-Fonds verarbeitet.

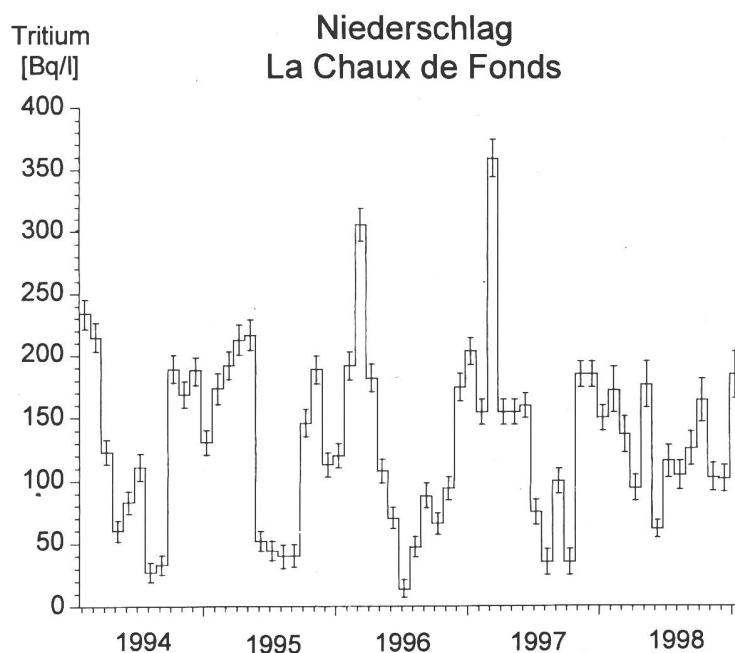


Fig. 5: Tritiumaktivität im Niederschlag von La Chaux-de-Fonds.

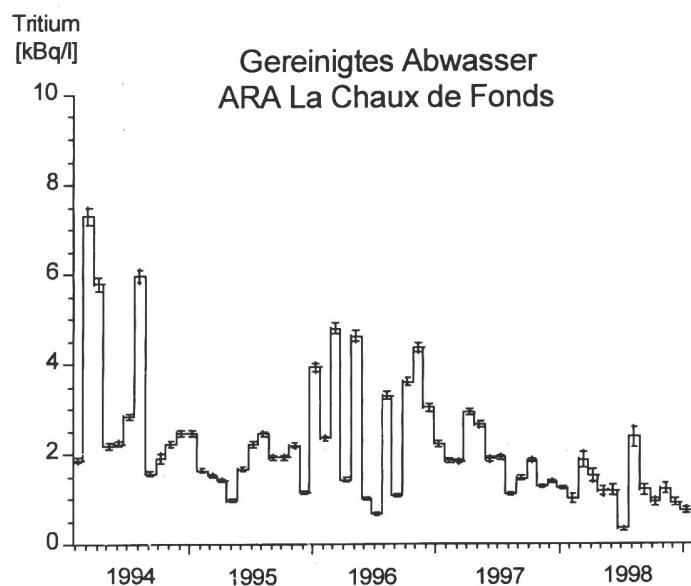


Fig. 6: Tritiumaktivität im gereinigten Abwasser der ARA von La Chaux-de-Fonds.

RC Tritec AG, Teufen/AR

Auch bei der Firma Tritec setzt sich die Abnahme der Tritiumkonzentration im Regen, der 65 m östlich des Kamins gesammelt wird, fort. (Fig. 7)

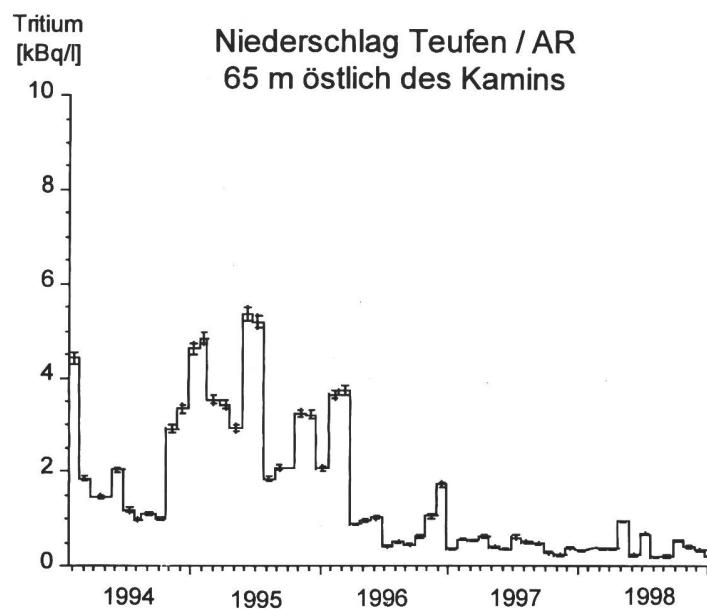


Fig. 7: Tritiumkonzentration im Niederschlag auf dem Gelände der Firma Tritec in Teufen.

Kläranlagen

Die gammaspektrometrischen Analysen von wöchentlichen Wasserproben aus der Kläranlage von Zürich zeigen keine nachweisbaren Aktivitäten von künstlichen Radionukliden. Insbesondere konnte kein in der Nuklearmedizin häufig verwendetes ^{131}I festgestellt werden (Nachweisgrenze: einige Bq/l).

Oberflächengewässer

Ausser in Pratteln wurden, wie bereits erwähnt, an den rheinaufwärts gelegenen Stationen Diepoldsau und Rekingen monatliche Mischproben von 5 bis 10 Litern gesammelt. In keiner der Proben wurden gammaspektroskopisch messbare Konzentrationen künstlicher Radionuklide gefunden.

Tritiummessungen ergaben Werte im Bereich von einigen Bq/l, vergleichbar mit den Werten der Niederschläge.

Koordinierte Abgabe

Im Frühling (12.5.98) und Herbst (19.11.98) wurden 2 koordinierte Abgaben durchgeführt. Dabei wurde Zeit und Aktivität des in Beznau abgegebenen ^{58}Co bestimmt (Balken in den Figuren 8a und 8b). Die ^{58}Co Konzentrationen betrugen bei der Abgabe 21.5 Bq/m^3 am 12.5.99 um 00 Uhr und 440 Bq/m^3 am 18.11.98 um 19 Uhr. Mit Hilfe des Computermodells Aquasim wurde der Transport und die Dispersion berechnet. Damit liess sich die Durchflusskurve für Pratteln bestimmen, die experimentell durch eine intensive Probenahmeaktion überprüft wurde. Das Ergebnis der koordinierten Abgabe im Frühling zeigt zeitlich eine gute Übereinstimmung. Allerdings ist die berechnete Amplitude zu gross (Fig. 8a).

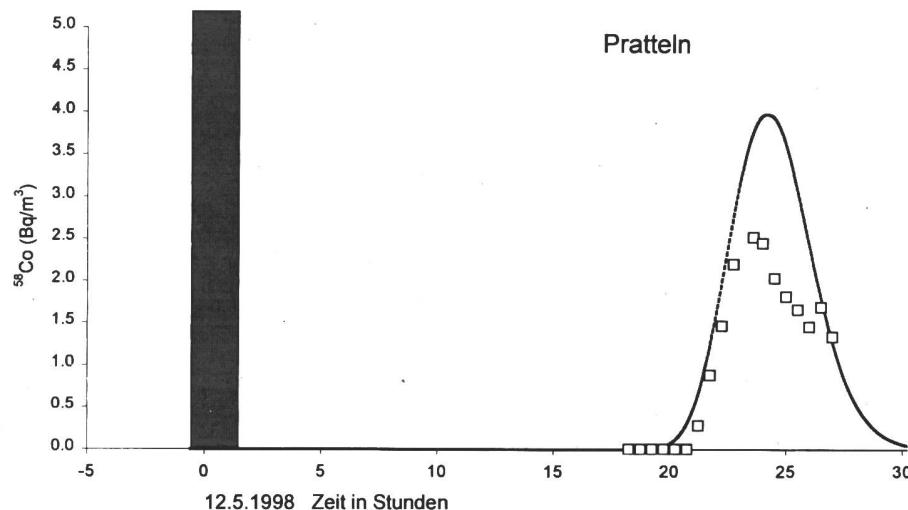


Fig. 8a: Vergleich der gemessenen Durchbruchskurve für ^{58}Co (Quadrat) mit der aufgrund von Modellrechnungen erwarteten Kurve (ausgezogene Linie). Die Abgaben erfolgten am 11.12. um Mitternacht mit einer Anfangskonzentration von 21.5 Bq/m³. Das Modell überschätzt die in Prätteln gemessene ^{58}Co -Konzentration. Mit dem Einbau eines Sedimentationsmoduls wurde im Herbst das Modell verbessert, was zu einem sehr guten Resultat geführt hat (Fig. 8b)

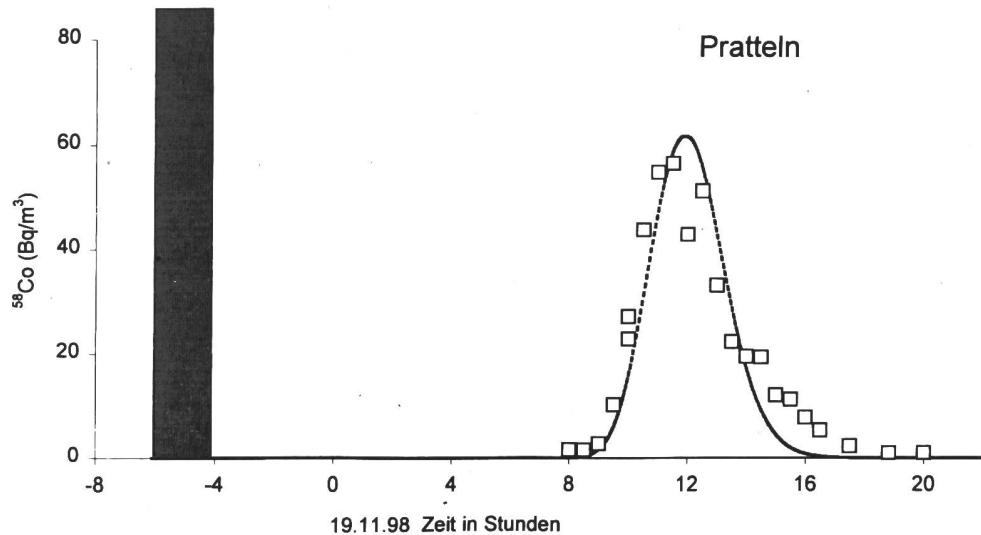


Fig. 8b: Vergleich der gemessenen (Quadrat) mit der erwarteten Durchbruchskurve nach Einbau eines Sedimentationsmoduls ins Modell. Die Abgabe erfolgte am 18.11 um ca. 19 Uhr mit einer Anfangskonzentration von 440 Bq/m³. Die Probenahme fand am 19.11.98 zwischen 8 und 20 Uhr statt. Theorie und Praxis stimmt gut überein.

4.2.4 Literatur

- [1] A. Albrecht, The behavior of Nuclear Reactor Derived Metallic Radionuclides in the Aquatic System of Switzerland, Schriftenreihe der EAWAG, Nr. 13, 1998.

4.3 Radioactivité du sol et de l'herbe

| | |
|--|--|
| H. Völkle | Section de surveillance de la radioactivité, OFSP, Chemin du Musée 3, 1700 Fribourg |
| P. Froidevaux, J.-J. Geering J.-F. Valley | Institut de radiophysique appliquée, Grand-Pré 1, 1007 LAUSANNE |
| M. Burger, R. Holzer | AC-Laboratorium Spiez, Gruppe Rüstung, VBS, 3700 SPIEZ |
| V. Figueiredo, A. Herrmann | Kantonales Laboratorium BS, Kannenfeldstrasse 2, 4012 BASEL |

Résumé

Les mesures γ et de ^{90}Sr effectuées en 1998 dans des échantillons de sol et d'herbe confirment les résultats obtenus les années précédentes. En particulier, l'activité dans les sites en montagne est plus élevée qu'en plaine. Elle est aussi plus élevée sur le versant Sud des Alpes. Aucune augmentation d'activité n'a été constatée dans l'environnement des centrales nucléaires.

4.3.1 Introduction

En 1998, les mesures γ et les déterminations de ^{90}Sr dans des échantillons de sol et d'herbe ont été effectuées selon le plan de prélèvement établi par la Section surveillance de la radioactivité de l'OFSP. Les analyses de ^{90}Sr , qui nécessitent une séparation chimique complète de son produit de filiation, l' ^{90}Y [1], ont été effectuées selon le plan de prélèvement réduit établi en 1997, qui permet de surveiller l'ensemble du territoire Suisse par l'analyse d'un minimum d'échantillons représentatifs.

4.3.2 Résultats de la surveillance

Sol

Les activités mesurées en 1998 dans le sol (profondeur 0-5 cm) sont reportées dans le tableau 1.

Au voisinage des centrales nucléaires, les activités des émetteurs γ et du Sr-90 ne diffèrent pas des valeurs mesurées sur les sites de référence et se situent dans la même fourchette. Ces activités sont comparables aux valeurs obtenues les années précédentes. D'une manière générale, on constate que les activités γ et celles du Sr-90 du sol sont plus élevées sur le versant sud que sur le versant nord des Alpes.

Aussi bien sur le versant nord des Alpes que sur le versant sud, les sites en altitude présentent des activités plus élevées qu'en plaine. L'effet de l'altitude est particulièrement frappant pour les prélèvements de sol et d'herbe de Allmendhubel et de Davos.

Les figures 1 et 2 montrent l'évolution de l'activité en ^{137}Cs , respectivement ^{90}Sr depuis 1964. Pour le ^{137}Cs , l'activité maximale, suite aux essais nucléaires atmosphériques des années soixante, a été mesurée entre 1966 et 1968. Les activités de ce nuclide, ainsi que celle du ^{90}Sr , ont ensuite diminué principalement par migration dans le sol.

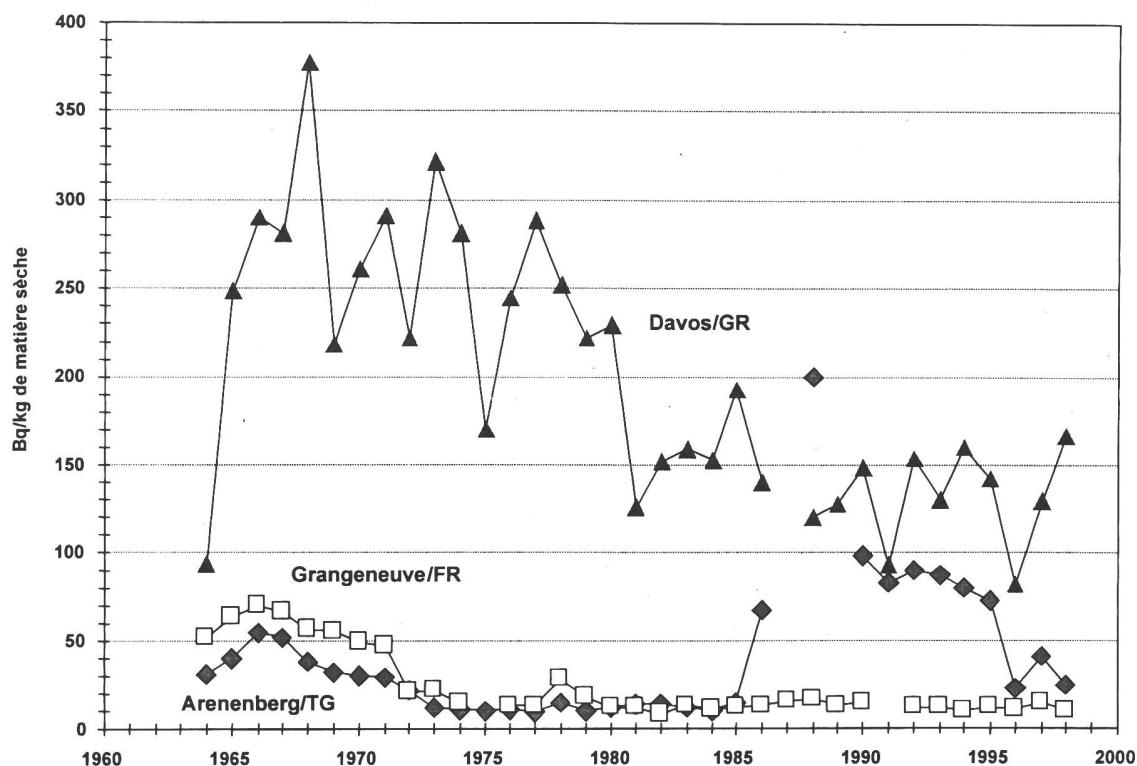


Fig. 1a: ^{137}Cs dans le sol au nord des Alpes en Bq/kg de matière sèche

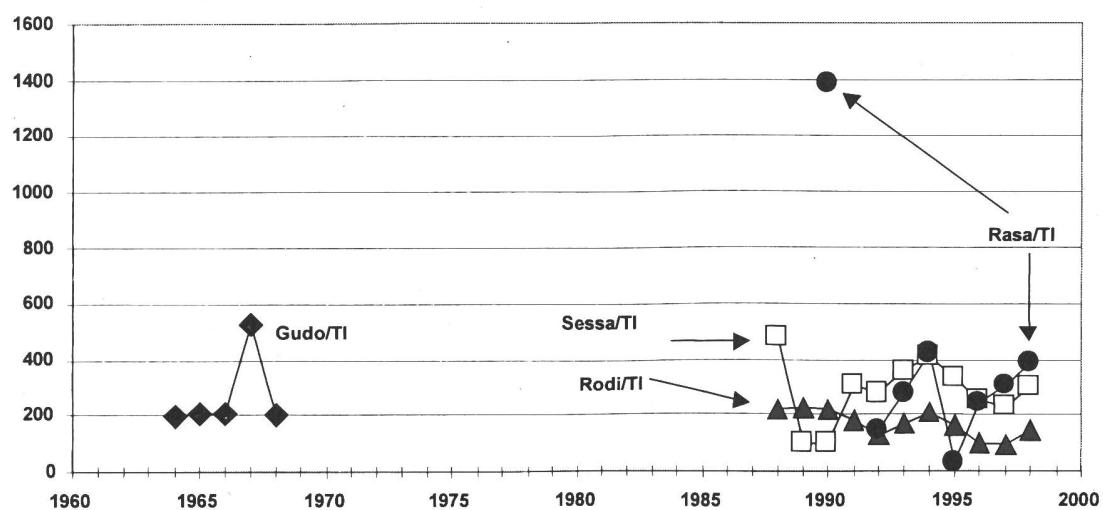


Fig. 1b: ^{137}Cs dans le sol du Tessin en Bq/kg de matière sèche

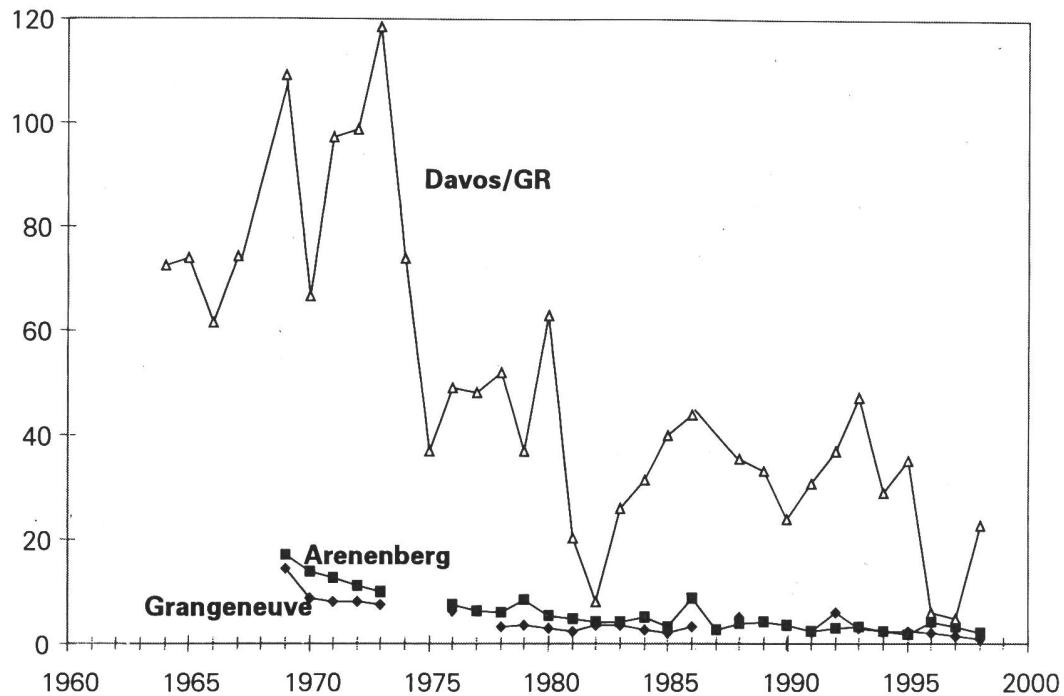


Fig. 2a: ^{90}Sr dans le sol du nord des Alpes en Bq/kg de matière sèche

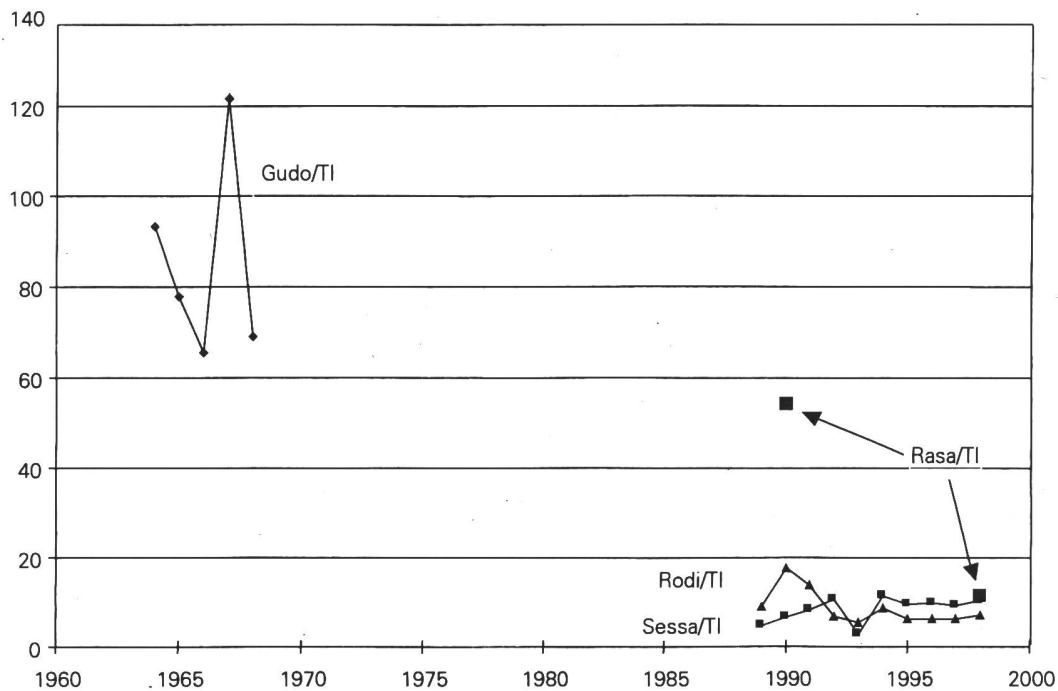


Fig. 2b: ^{90}Sr dans le sol du Tessin en Bq/kg de matière sèche

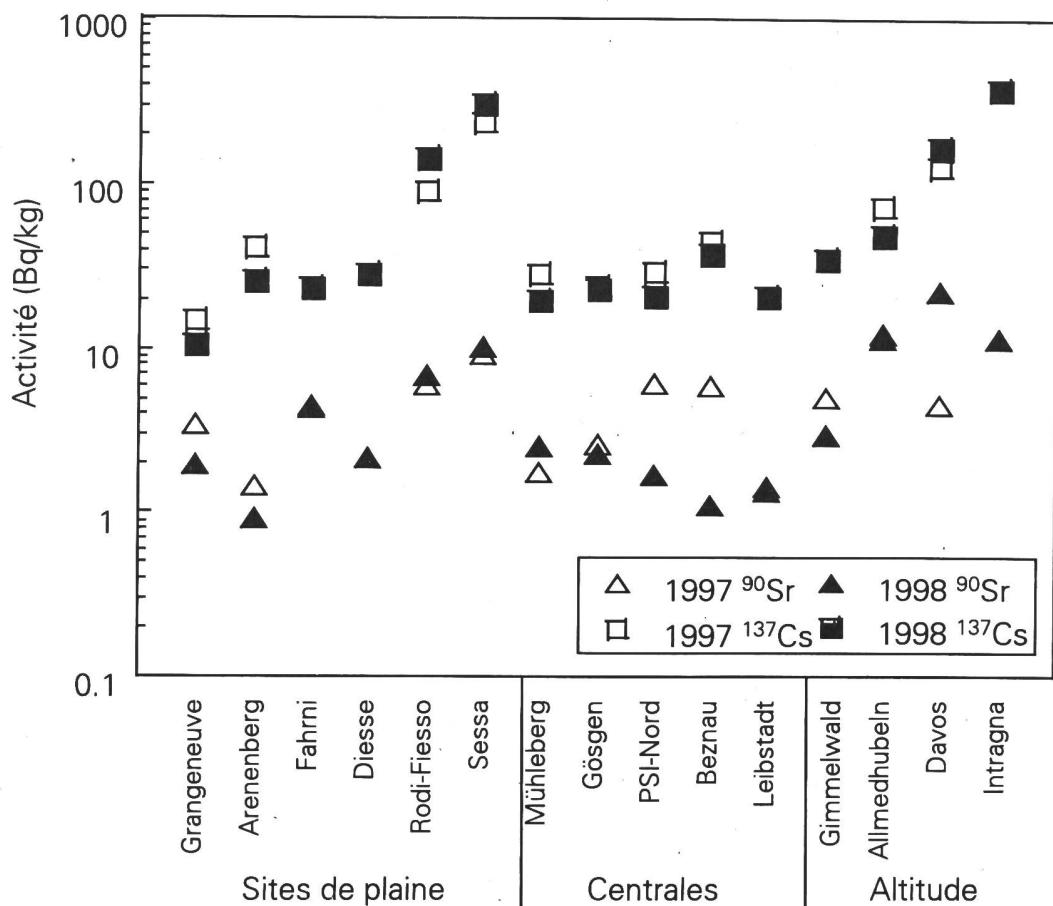


Fig. 3: Concentration radioactive du ^{90}Sr et du ^{137}Cs dans les sols en 1997 et 1998

L'accident de Tchernobyl se traduit par une légère augmentation de l'activité en ^{137}Cs et ^{90}Sr , perceptible dans le sol d'Arenenberg. Dans les quelques sols où l'activité en ^{134}Cs est encore mesurable, on peut estimer l'activité en ^{137}Cs due à l'accident de Tchernobyl. Ainsi, à Davos les contributions respectives en ^{137}Cs des retombées des années soixante et de Tchernobyl sont approximativement de 50 et 120 Bq/kg.

La figure 3, présente les activités en ^{90}Sr et en ^{137}Cs des sols individuels. Les activités de ces deux nuclides sont corrélées avec un rapport $^{137}\text{Cs} / ^{90}\text{Sr}$ en moyenne proche de 10. Dans les retombées des années soixante, ce rapport est estimé à 1,6 [2], ces deux nucléides ne subissant pas de fractionnement au moment de l'explosion. Les valeurs plus élevées de ce rapport mesuré actuellement dans le sol s'expliquent par la vitesse de migration dans les sols du strontium plus grande que celle du césum, ainsi que par l'apport dû à l'accident de Tchernobyl. Comme le montre la figure 3, l'activité en ^{90}Sr et du ^{137}Cs du sol au voisinage des sites de centrales nucléaires ne diffère pas des autres sites de plaine.

Herbe

Les résultats sont présentés dans le tableau 2. Alors que les activités en ^{137}Cs ne restent mesurables que dans l'herbe de montagne ainsi que sur le versant sud des Alpes, les activités en ^{90}Sr dans l'herbe des sites de montagne sont plus élevées qu'en plaine et reflètent les activités mesurées dans les sols correspondants.

Pour la mesure du ^{137}Cs par spectrométrie γ la limite de détection est d'environ 1 Bq/kg, alors qu'elle est de 0,1 Bq/kg pour la mesure du ^{90}Sr au compteur proportionnel après séparation chimique complète de ^{90}Y .

Le comportement du ^{137}Cs dans le sol dépend de la teneur en potassium du sol et de sa répartition entre les différents composants. La fixation du ^{90}Sr du sol par la plante dépend plus de la teneur en calcium du sol que de celle en strontium, présent uniquement en traces [3]. La concentration de ces nucléides dépend aussi des espèces végétales, pouvant grandement varier d'une saison à l'autre. Le stade de croissance au moment de la coupe joue aussi un rôle [4].

4.3.3 Conclusions

Les mesures γ et les déterminations de ^{90}Sr effectuées en Suisse en 1998 dans le sol et l'herbe confirment les résultats obtenus les années précédentes. Dans aucun des échantillons analysés on n'a observé une augmentation de l'activité de ce nucléide, en particulier aux alentours des centrales nucléaires. Les activités en ^{90}Sr et ^{137}Cs dans le sol et l'herbe les plus élevées ont été mesurées en montagne (Mürren, Davos), ainsi qu'à Sessa qui constitue une exception pour les sites de plaine. Dans les sols, les activités en ^{90}Sr sont environ 10 fois plus faibles que celles du ^{137}Cs . Comme pour le ^{90}Sr , l'activité en ^{137}Cs des sols de montagne est plus élevée qu'en plaine.

Tableau 1: Analyses de terre de 1998, tableau récapitulatif
Bq/kg matière sèche, relative à la date de prélèvement

| Region/Lieu | n = | ^{40}K | ^{134}Cs | ^{137}Cs | ^{90}Sr | $^{239}\text{Pu} + ^{240}\text{Pu}$ | ^{241}Am |
|--------------------|-----|-----------------|-------------------|-------------------|------------------|-------------------------------------|-------------------|
| AG (Umg. KKL) | 4 | 370 - 550 | < 1 | 17 - 26 | 1.4 ± 0.1 | 0.17 ± 0.02 | 0.08 ± 0.01 |
| AG (Umg.KKB, PSI) | 2 | 430 - 470 | < 1 | 21 - 38 | $0.9 - 1.7$ | 0.13 ± 0.02 | 0.04 ± 0.01 |
| BE (Umg. KKM) | 3 | 720 - 910 | < 1 - 2.4 | 12 - 26 | 2.6 ± 0.2 | 0.23 ± 0.03 | 0.10 ± 0.01 |
| BE (Allmendhubel) | 1 | 491 ± 3 | 0.17 ± 0.07 | 49 ± 3 | 11.8 ± 0.5 | 1.15 ± 0.06 | — |
| BE (Gimmelwald) | 1 | 281 ± 3 | < 0.13 | 36 ± 3 | 3.0 ± 0.15 | 0.93 ± 0.05 | — |
| BE (Unterland) | 1 | 424 ± 3 | < 0.14 | 23.3 ± 3 | 4.3 ± 0.2 | 0.64 ± 0.04 | — |
| BE (Jura) | 1 | 400 ± 3 | < 0.13 | 28.1 ± 3 | 2.15 ± 0.1 | 0.43 ± 0.03 | — |
| BL (Sissach) | 1 | 400 ± 40 | < 0.7 | 35.6 ± 3 | — | — | — |
| FR (Grangeneuve) | 1 | 373 ± 20 | < 1 | 10.4 ± 1 | 2.0 ± 0.1 | 0.19 ± 0.02 | — |
| GR (Chur) | 1 | 780 ± 40 | < 1 | 27 ± 2 | — | — | — |
| GR (Davos) | 1 | 583 ± 33 | 1.5 ± 0.2 | 166 ± 9 | 22.7 ± 1.2 | 2.8 ± 0.1 | 1.0 ± 0.1 |
| GR (Val Poschiavo) | 1 | 773 ± 41 | < 3 | 55 ± 3 | — | — | — |
| GR (Berninapass) | 1 | 495 ± 27 | < 2 | 50 ± 3 | — | — | — |
| GR (Val Bregaglia) | 1 | 1001 ± 53 | < 5 | 95 ± 5 | — | — | — |
| GR (Val Mesocco) | 1 | 469 ± 25 | 4.0 ± 0.3 | 234 ± 12 | — | — | — |
| SO (Umg. KKG) | 4 | 440 - 520 | < 1 | 12 - 33 | 2.3 ± 0.2 | 0.18 ± 0.02 | 0.11 ± 0.01 |
| TG (Arenenberg) | 2 | 408 - 432 | < 2 | $23.3 - 26$ | 0.9 ± 0.1 | 0.08 ± 0.02 | — |
| TI (Rodi-Fiesso) | 1 | 472 ± 26 | < 4 | 145 ± 8 | 7.0 ± 0.4 | 0.30 ± 0.03 | — |
| TI (Sessa) | 1 | 600 ± 33 | 5.4 ± 0.4 | 302 ± 16 | 10.2 ± 0.6 | 0.55 ± 0.05 | 0.23 ± 0.03 |
| TI (Intragna) | 1 | 636 ± 34 | 6.7 ± 0.5 | 385 ± 20 | 11.4 ± 0.6 | 2.1 ± 0.1 | 0.74 ± 0.07 |
| VD (Lausanne) | 1 | 460 ± 24 | < 0.6 | 24 ± 1 | — | — | — |
| VS (Finges/Pfyn) | 1 | 551 ± 10 | < 0.8 | 10 ± 1 | — | — | — |
| ZH (Lindau) | 1 | 412 ± 21 | < 3 | 54 ± 3 | — | — | — |

Tableau 2: Analyses d'herbe de 1998, tableau récapitulatif
Bq/kg matière sèche, relative à la date de prélèvement

| Region/Lieu | n= | ⁴⁰ K | ⁷ Be | ¹³⁴ Cs | ¹³⁷ Cs | ⁹⁰ Sr |
|--------------------|----|-----------------|-----------------|-------------------|-------------------|------------------|
| AG (Umgebung KKL) | 8 | 480 - 1400 | 170 - 530 | < 1 | < 1 - 3.6 | 1.8 ± 0.1 |
| AG (Umgebung KKB) | 6 | 430 - 1100 | 140 - 440 | < 2 | < 2 | 0.9 - 1.6 |
| AG (Umgebung PSI) | 6 | 380 - 1200 | 120 - 460 | < 2 | < 2 - 9 | 1.6 - 2.3 |
| BE (Umgeb.KKM) | 8 | 480 - 1500 | 90 - 220 | < 1 | 1.6 - 2.2 | — |
| BE (Almendhubel) | 1 | 474 ± 3 | — | < 0.2 | 2.0 ± 0.1 | 44.6 ± 2.0 |
| BE (Gimmelwald) | 1 | 670 ± 3 | — | < 0.1 | 1.0 ± 0.1 | 2.5 ± 0.2 |
| BE (Unterland) | 2 | 860 - 1010 | — | < 0.2 | < 0.3 - 2.2 | 3.0 - 4.7 |
| BE (Jura) | 2 | 740 - 1050 | — | < 0.2 | < 0.3 | 0.68 - 1.8 |
| BL (Sissach) | 1 | 920 ± 20 | — | < 0.3 | < 0.5 | — |
| FR (Grangeneuve) | 1 | 1110 ± 40 | 90 ± 10 | < 1 | < 2 | 4.9 ± 0.3 |
| GR (Chur) | 1 | 1010 ± 50 | 60 ± 10 | < 1 | 2.3 ± 0.3 | — |
| GR (Davos) | 2 | 690 - 1200 | 190 - 450 | < 0.7 - 2.2 | 1.8 - 4.4 | 8.5 - 11.6 |
| GR (Val Poschiavo) | 3 | 340 - 1040 | 330 ± 20 | < 2 | 2.9 - 39 | — |
| GR (Berninapass) | 1 | 920 ± 50 | 390 ± 20 | < 1 | 6.6 ± 0.5 | — |
| GR (Val Bregaglia) | 5 | 460 - 680 | 270 ± 20 | < 2 | < 2 - 46 | — |
| GR (Val Mesocco) | 7 | 230 - 1250 | 180 ± 20 | < 2 | < 2 - 37 | — |
| JU | 1 | 670 ± 60 | 470 ± 10 | < 3 | 3.7 - 4.0 | — |
| SG (?) | 2 | ? | 227 ± 20 | < 1 | < 1 | — |
| SO (Umgebung KKG) | 8 | 290 - 1450 | 90 - 440 | < 1 | < 2 | 2.5 ± 0.1 |
| TG (Arenenberg) | 2 | 630 - 710 | 180 - 220 | < 1 | 1.4 - 2.0 | 1.6 ± 0.1 |
| TI (Rodi) | 2 | 730 - 1610 | 200 - 280 | < 1.4 | 13.4 - 13.5 | 7.4 ± 0.4 |
| TI (Sessa) | 2 | 1120 - 1130 | 150 - 250 | < 1.6 | 3.8 - 4.5 | 14.6 ± 0.8 |
| TI (Intragna) | 2 | 840 - 870 | 180 - 440 | < 1.7 | 26 - 62 | 28.0 ± 1.4 |
| VD (Lausanne) | 1 | 910 ± 50 | 260 ± 40 | < 1.4 | < 1.4 | — |
| VS (Finges/Pfyn) | 1 | 950 ± 50 | 390 ± 30 | < 2.1 | < 2.3 | — |
| ZH (Lindau) | 1 | 930 ± 50 | 370 ± 40 | < 1.6 | < 1.6 | — |

Bibliographie

- [1] J.-J. Geering, C. Friedli, P. Lerch, Method of Determination of Strontium-90 in the Environment, J. Trace and Microprobe Techniques, 8, 211-230 (1990).
- [2] Ionizing Radiation: Sources and Biological Effects, UNSCEAR Report, United Nations Publication, New-York 1969.
- [3] Radioecology, Lectures in Environmental Radioactivity, Ed. E. Holm, Wold Scientific, London 1994
- [4] W. Steffens, W. Mittelstädt, F. Führ, The Transfer of Sr-90, Cs-137, Co-60 and Mn-54 from Soils to Plants. Results from Lysimeter Experiments, Pergamon Press, Oxford (1980), p.1139.

4.4 Radionuklide in Böden: Alte und neue Konzepte

A. Albrecht, E. Frossard, S. Sinaj

Institute für Pflanzenwissenschaften der ETH
Eschikon 33, 8315 Lindau

H. Flühler

Institut für terrestrische Ökologie der ETH
8952 Schlieren

P. Froidevaux

Institut de Radiophysique Appliquée,
Grand-Pré 1, 1007 Lausanne

M. Bundt

Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft
Zürcherstrasse 111, 8903 Birmensdorf

4.4.1 Grundsätzliches über Radionuklide in Böden

Ablagerung und Adsorption

Im Anschluss an die Ablagerung atmosphärisch applizierter Radionuklide kommt es bei partikelreaktiven Elementen zur Adsorption an organische Substanzen in der Streuschicht von Bodenprofilen. Da diese Prozesse z.T. langsam ablaufen (z.B. sind für Cs 2 Tagen nötig um schrittweise ein Equilibrium zu erreichen, Comans et al., 1991), spielen besonders in dieser Frühphase advektive Transportprozesse entlang von präferentiellen Fliessbahnen eine Rolle. Dabei kann es zum schnellen Transport gelöster Substanzen in grössere Bodentiefen kommen (z.B. der Transport von Cd in Monolithen, Buchter et al., 1996). Advektiver Transport spielt nach Erreichen des Adsorptionsgleichgewichtes nur eine untergeordnete Rolle, da besonders für radiologisch relevante metallische Radionuklide hohe K_d -Werte Gültigkeit haben (d.h. der partikelgebundene Anteil sehr stark überwiegt). Eine Ausnahme spielen kolloidal gebundene Radionuklide.

Umverlagerung

Umlagerungsprozesse sind (mit Ausnahme des bereits erwähnten Kolloidtransportes und als Folge der Tätigkeit von Würmern und Nagetieren) sehr langsam. Sie werden im Böden zumeist als Kombination von Desorption und Diffusion beschrieben. Dabei spielen sowohl chemische und physikalische Prozesse eine Rolle. So führt z.B. die Senkung des pH zu einer erhöhten Desorption von kationischen Radionukliden und damit zu einer erhöhten Diffusion. Ebenso kann ein erhöhter Feuchtigkeitsgradient zur Zunahme des Wasseraustauschs führen, was ebenfalls eine Zunahme der Diffusion bewirken kann. Biochemische Prozesse wirken sich ebenfalls auf die Radionuklidumverlagerung aus. So führt der mikrobielle Abbau von festen organischen Substanzen zu einer erhöhten Konzentration gelöster organischer Substanzen. Diese können wiederum lösliche Komplexe mit sorbierten Radionukliden bilden und dadurch deren Mobilität heraufsetzen. Die Bedeutung landwirtschaftlicher Aktivität kann durch die Applikation von gelösten organischen Substanzen (z.B. Gülle) verdeutlicht werden. So konnten Shuman und McCracken, (1999) nachweisen, dass die Applikation von Hofdünger zu einer Mobilisierung von Schwermetallen führt.

Pflanzenaufnahme

Im Bereich der Wurzelzone sind Chemismus, Bodenphysik und –biologie speziell und unterscheiden sich deutlich vom Gesamtboden. Wegen Wurzelexudation und -exkretion, Aktivität von Mycorrhizapilzen und Bakterien ist die Bodenchemie hier sehr komplex. Da sich Wurzeln hauptsächlich entlang von Makroporen entwickeln (Pierret et al., 1999), existiert hier ebenfalls ein vom Gesamtboden stark abweichendes Fließregime.

Berichterstattung über Einzelheiten wie sich diese chemischen und physikalischen Faktoren auf die Radionuklidaufnahme auswirken, würde den Rahmen dieser Zusammenfassung sprengen. Erschwerend kommt noch hinzu, dass ein Gesamtverständnis hier noch nicht erreicht wurde. So ist z.B. nicht klar unter welchen Umständen Pflanzenexudation zu einer Erhöhung oder Erniedrigung der Radionuklidaufnahme führt. Ebenso ist nicht klar warum es in Bereichen präferentiellen Fluxes nicht generell zur Nährstoffauswaschung kommt.

Es scheint jedoch klar zu sein, dass atmosphärisch applizierte Radionuklide (z.B. in Folge eines Reaktorunfalls) präferentiell entlang von Makroporen in tiefere Bodenschichten gelangen (Bundt et al., 1999). Da sich hier ebenfalls 80% der Wurzeln befinden (Pierret et al., 1999), ist die physikalische Verfügbarkeit der Radionuklide im Vergleich zur Bodenmatrix günstiger.

4.4.2 Bedeutung von Bodenprofilen

Bodenprofile haben ihren besonderen Wert darin den aktuellen Zustand der Radionuklidverteilung in Böden und das Gesamtinventar wiederzugeben. Gleichzeitig erlauben sie unter Neubeprobung als Funktion der Zeit die Entwicklung der Radionuklide in den Böden zu erkennen. Dazu ist jedoch unbedingt nötig, dass die Beziehung zwischen Oberfläche und Bodenmasse gewährleistet bleibt. Ebenfalls muss garantiert sein, dass sich unterhalb des beprobten Profils kein signifikanter Radionuklidanteil mehr befindet. Die Plutoniumverteilung in zwei Bodenprofilen machen die Vorteile dieser Profilbeprobung deutlich (Abbildung 1).

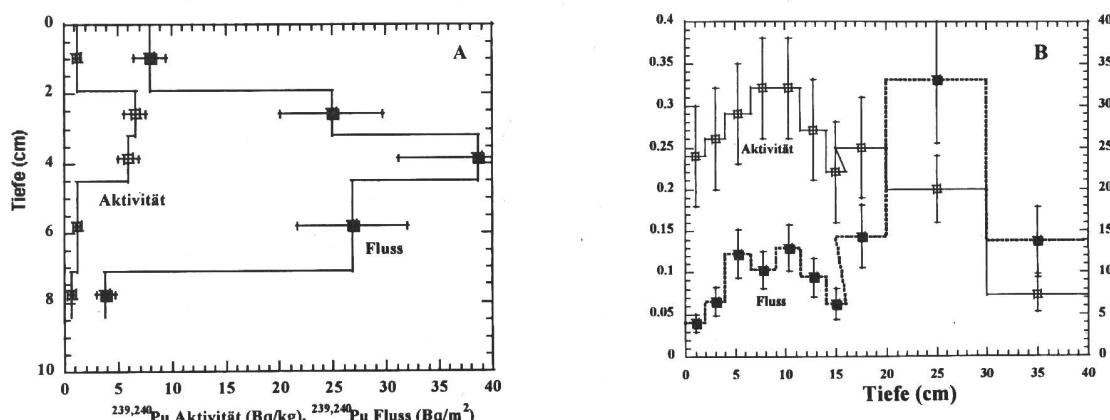


Abb 1: Verteilung von $^{239,240}\text{Pu}$ in einem Profil eines alpinen Bodens (A, Monte Bar, Kanton Tessin) und eines Bodens aus dem Mittelland (B, Ufem Horn, Kanton Bern, linke Ordinate = $^{239,240}\text{Pu}$ Aktivität in Bq/kg , rechte Ordinate = $^{239,240}\text{Pu}$ Fluss in Bq/m^2); siehe Albrecht et al. (1998) für weitere Details.

Beide Profile erlauben eine Inventarbestimmung und einen Vergleich mit publizierten Daten über die weltweite Deposition von $^{239,240}\text{Pu}$. So stimmen die Inventare für das Tessin (102 ± 10) und für das Mittelland (124 ± 12) mit dem für diese Breite abgeschätzten Wert von 81 ± 19 (Hardy et al., 1973) recht gut überein. Die beiden Profile erlauben es ebenfalls die Unterschiede in der Radionuklidmobilität anzuzeigen. So liegt das Maximum im Hochgebirgsboden unterhalb von 5cm, im Mittelland bei 25 cm. Ob der Unterschied in diesem speziellen Fall wirklich durch Komplexierung von Plutonium mittels organischer Substanzen als Folge intensiver Gülleapplikation zu erklären ist, kann aus dem Profil alleine nicht abgelesen werden.

Ein zweites Beispiel stellt die ^{137}Cs Verteilung in 3 Bodenprofilen von einer Wiese in der Nähe des Kernkraftwerks Mühleberg dar (Abbildung 2).

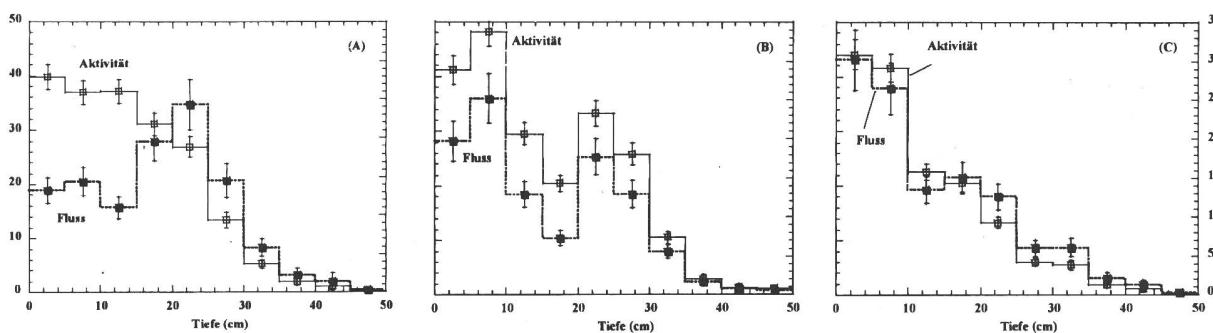


Abb. 2: Verteilung von ^{137}Cs (Aktivität in Bq/kg, linke Ordinate; Fluss in Bq/m², rechte Ordinate) in drei Profilen aus dem Mittelland (Ufem Horn, Kanton Bern), siehe Albrecht et al., 1998 für weitere Details).

Auch hier kann, ähnlich wie für $^{239,240}\text{Pu}$ eine beachtliche Tiefenwanderung festgestellt werden. Obwohl das Verteilungsmuster recht unterschiedlich ist, sind die auf den 1.5.1986 berechneten Gesamtinventare mit 13900 ± 740 Bq/m² (A), 13500 ± 710 Bq/m² (B) und 14700 ± 820 Bq/m² (C) vergleichbar (Durchschnitt = 14000 ± 400 Bq/m²). ^{137}Cs , welches in diesem Bereich im Bodenprofil zu finden ist, kann aus drei atmosphärischen Quellen stammen: (1) Atombombenfallout der 50er und 60er Jahre, (2) Tschernobylunfall 1986 oder (3) Ereignis im KKW Mühleberg 1986. Da die Ablagerungen als Folge von 1 und 2 in etwa bekannt sind (Atombomben = 2700 ± 600 Bq/m², Albrecht, 1999; Wan et al., 1987, Tschernobyl = 2900 ± 250 Bq/m², basierend auf ^{134}Cs) erlauben die aus den Bodenprofilen berechneten Inventare eine Abschätzung des durch das KKW verursachten Anteils (8400 ± 800 Bq/m², jeweils korrigiert auf den 1.5.1986). Bodenprofile stellen demzufolge effektive Kontrollinstrumente dar.

4.4.3 Radionuklide als Spurenstoffe in der Umweltnaturwissenschaft

Radionuklide spielen bei verschiedenen Schweizer Forschungsprojekten eine wichtige Rolle. So wurde mit Hilfe der ^{137}Cs Tiefenverteilung in Sediment- und Bodenprofilen die Mächtigkeit und die Ausdehnung von Sedimentablagerungen in einer Schwemmebenen im Bleniotal (Tessin) erarbeitet (Albrecht et al., 1999). Unter Zuhilfenahme von ^{137}Cs , Pu und Am in Waldbodenprofilen, kann die Zeitkonstanz von präferentiellen Fliesssystemen ermittelt werden (Bundt et al., 1999), die wiederum für den Substanztransport in die Tiefe verantwortlich sind. Unter Benutzung radioaktiver Isotope kann die Verfügbarkeit von

Metallen in verschiedenen Bodensystemen abgeschätzt werden (Sinaj et al., 1999), was für die Aufnahme durch die Pflanze von fundamentaler Bedeutung ist. In all diesen Projekten werden Teilespekte analysiert und es wird angenommen, dass das Verhalten der Radionuklide im speziellen System verstanden wird.

Bei der Kombination aller im Boden ablaufenden Teilprozesse ist es schwer zu einem Konsens zu gelangen. So wird z.B. für den Transfer von Radionukliden vom Boden in die Pflanzen immer noch ein Transferfaktor benutzt, der auf dem Grundsatz der Homogenität im Boden beruht. Um das Verständnis über das Verhalten von Radionukliden in sehr komplexen Systemen zu erhöhen, spannen die ETH Gruppen Bodenphysik und Pflanzenernährung zusammen. Während eines gemeinsamen Projektes soll die Bedeutung der präferentiellen Fließwege für die Verteilung von atmosphärisch applizierten Radionukliden studiert werden. Dabei spielen sowohl die Kopplung zwischen physikalischen Fließwegen und der Wurzelarchitektur, sowie der Radionuklidverfügbarkeit im heterogenen Boden eine Schlüsselrolle.

4.4.4 Bedeutung wissenschaftlicher Erkenntnisse für das nationale Monitoring und deren Bedeutung für die Auswahl wissenschaftlicher Objekte

Die im Abschnitt 2 zusammengefassten Ergebnisse machen klar, welche Bedeutung die flächenbezogene Entnahme von Bodenprofilen hat. Ein über mehrere Jahre hinaus geplanter, systematischer Beprobungsplan für Bodenprofilen würde es erlauben den Status quo der Radionuklidbelastung und der Tiefenverteilung landesweit zu erarbeiten. Um gleichzeitig Informationen über bodenkundliche Aspekte der bearbeiteten Standorte zu erhalten, wäre es von Vorteil ein solches Programm mit bereits existierenden nationalen Programmen, wie Nationaler Boden (NaBo, Desaules, 1993) zu koppeln. Eine solche Datenbasis wäre für die Ausarbeitung wissenschaftlicher Detailstudien von grosser Bedeutung, da sie Basisinformationen liefert, wie Radionuklidinventare und -tiefenverteilungen als Funktion des Ortes (oder der Bodenart). Selbstverständlich wird ein solches Netz im Bereich der Kernanlagen, der Forschungszentren oder der Zwischen- undendlager sehr viel dichter sein als in übrigen Landesteilen. Mit Hilfe dichterer Netze könnte dann jedoch eine effiziente Überwachung von Emissionen durchgeführt werden.

4.4.5 Literurnachweis

- [1] Albrecht A. (1999) Radiocesium and ^{210}Pb in sediments, soils and surface waters of a high alpine catchment: A mass balance approach to radionuclide migration and storage. Aquatic Sciences 61(1), 1-22.
- [2] Albrecht A., Geering J.-J., Froidevaux P., and Valley J.-F. (1998) Archivierung atmosphärischer Radiocesium- und Plutoniumdeposition in Bodenprofilen und deren Anwendung für atmosphärische Emissionsüberwachung. In Radioaktivität in Mensch und Umwelt, Vol. II (ed. M. Winter, K. Henrichs, and H. Doerfel), pp. 581-587. TUV-Verlag.
- [3] Albrecht A., Ravens T., and Matta V. (1999) Estimating sediment erosion and deposition in an alpine river bed using ^{137}Cs in soil and sediment profiles. Env. Sci. Techn. in preparation.
- [4] Buchter B., Hinz C., Gfeller M., and Flühler H. (1996) Cadmium transport in an unsaturated stony subsoil monolith. Soil Sci. Soc. Am. J. 60, 716-721.

- [5] Bundt M., Albrecht A., and Froidevaux P. (1999) Physical heterogeneity in soils and their implications for the distribution of Radiocesium, Plutonium and Americium in forest soils. in preparation.
- [6] Comans R. N. J., Haller M., and De Preter P. (1991) Sorption of cesium on illite: Non-equilibrium behaviour and reversibility. *Geochim. Cosmochim. Acta* 55, 433-440.
- [7] Desaules A. (1993) NABO, réseau national d'observation des sols, période d'observation 1985-1991. Station fédérale de recherche en chimie agricole et sur l'hygiène de l'environnement (FAC).
- [8] Hardy E. P., Krey P. W., and Volchok H. L. (1973) Global inventory and distribution of fallout Pu. *Nature* 241, 444-445.
- [9] Pierret A., Moran C. J., and Pankhurst C. E. (1999) Differentiation of soil properties related to the spatial association of wheat roots and soil macropores. *Plant and Soil* in press.
- [10] Shuman L. M. and McCracken D. V. (1999) Tillage, lime and poultry litter effects on plant concentrations of Zinc, Manganese, and Copper. *Journal of Plant Nutrition* 22(3), 609-620.
- [11] Sinaj S., Frossard E., Mächler F., and Dubois A. M. (1999) Assessment of isotopically exchangeable Zinc in polluted and nonpolluted soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* accepted for publication.
- [12] Wan G. J., Santschi P. H., Sturm M., Farrenkothen K., Lück A., Werth E., and Schuler C. (1987) Natural (^{210}Pb , ^7Be) and fallout (^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$, ^{90}Sr) radionuclides as geochemical tracers of sedimentation in Greifensee, Switzerland. *Chem. Geol.* 63, 181-196.

4.5 Modellierung des Eintrags von Radiocäsium in das Sediment des Lugarersees

E. Klemt, R. Miller, G. Zibold

Fachhochschule Ravensburg-Weingarten
Hochschule für Technik und Sozialwesen
Radioökologie-Labor, Postfach 1261
D-88241 WEINGARTEN

M. Astner, M. Burger, E. Schmid

GR, AC-Laboratorium Spiez,
Sektion Sicherheitsfragen,
Zentrale Analytik und Radiochemie,
CH-3700 SPIEZ

4.5.1 Zusammenfassung

Mit einer Fläche von 48,9 km² und einer mittleren Tiefe von 134 m ist der Lugarersee einer der großen Wasserspeicher in den südlichen Voralpen. Der ursprüngliche Cs-137 Eintrag aus dem Tschernobyl-Fallout über die Wasseroberfläche war mit etwa 22 kBq/m² vergleichbar mit dem Eintrag in den Bodensee in der nördlichen Voralpenregion. Da die Aktivitätskonzentration im Wasser des Lugarersees nach dem Unfall von Tschernobyl viel langsamer abnahm als im Bodensee (s. Abb. 1) und da die Aktivitätskonzentration in der obersten Sedimentschicht des Lugarersees auch heute noch etwa 1 kBq/kg beträgt, wurde vermutet, daß immer noch erhebliche Mengen an Radioaktivität durch die Zuflüsse in das Sediment des Sees eingetragen werden. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen wurden in den BAG-Jahresberichten der letzten Jahre [1], anlässlich der 13th Radiochemical Conference, Marienbad, 1998 [2], und auf der 30. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz, Lindau, 1998 [3], vorgestellt. In diesem Beitrag soll gezeigt werden, daß der beobachtete kontinuierliche Eintrag von ¹³⁷Cs in das Sediment mit Hilfe eines mathematischen Modells beschrieben werden kann.

4.5.2 ¹³⁷Cs Aktivitätskonzentration im Wasser des Sees

In Abb. 1 ist die mittlere ¹³⁷Cs Aktivitätskonzentration im Wasser von Lugarer See und Bodensee nach dem Unfall von Tschernobyl dargestellt. Die Daten bis 1991 wurden Veröffentlichungen von Santschi [4], bzw. von Dominik [5] entnommen. Die späteren Werte stammen aus unseren Untersuchungen der Jahre 1996 bis 1998. Die Aktivitätskonzentrationen unterschiedlicher Tiefen sind hier einzeln eingetragen, wobei die höchsten Aktivitäten jeweils im grundnahen Wasser gemessen wurden. Es zeigt sich, daß der Zeitverlauf der Aktivitätskonzentration durch zwei aufeinanderfolgende Exponentialfunktionen dargestellt werden kann, wie es auch von Smith [6] für verschiedene britische Seen vorgeschlagen wurde. Diese - im Diagramm durchgezogenen - Linien wurden als Input für das Modell verwendet.

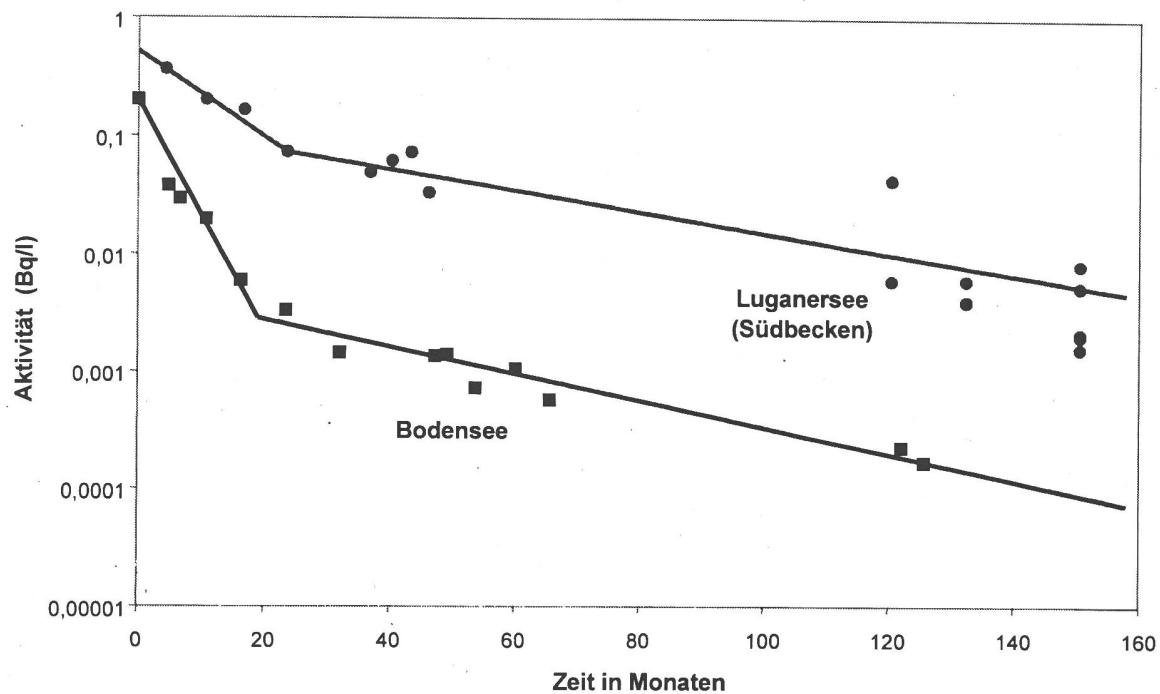


Abb. 1: Zeitverlauf der ^{137}Cs Aktivitätskonzentration im Wasser von Lüganersee und Bodensee. 0-Punkt der Abzisse ist der 1.5.1986 (letzter Punkt = Ende Sept. 98)

4.5.3 Das Modell

In Anlehnung an Überlegungen von A. Konoplev und anderen [7,8] wurde ein mathematisches Modell entwickelt, das die Tiefenverteilung von ^{137}Cs im Sediment beschreibt. Wir gehen davon aus, daß sich die Aktivitätskonzentration der obersten Sedimentschicht über den K_d -Wert aus der Aktivität des Seewassers bestimmt. Der K_d -Wert bestimmt die Verteilung des ^{137}Cs auf die feste und auf die flüssige Phase. Im Sediment gibt es dann Fixierungs- und Rücklöseprozesse 1. Ordnung, durch die der Anteil des austauschbaren, bzw. des fixierten ^{137}Cs bestimmt wird. Der vertikale Transport wird - für beide Fraktionen getrennt - durch retardierte Diffusions-Konvektions-Differentialgleichungen berechnet. Die kontinuierliche Sedimentation wird hier durch den Konvektionsterm beschrieben. Als freie Parameter des Modells dienen der K_d -Wert, der die „Amplitude“ der Tiefenverteilung bestimmt, die retardierte Diffusionskonstante D_E , die sowohl eine „Verschmierung“ der Maxima als auch eine Rücklösung in das Wasser bewirken kann und die Sedimentationsgeschwindigkeit v_s , die die „Tiefe“ der Maxima festlegt.

Das Sediment wurde im Modell durch „Compartments“ von 0,25 mm Dicke dargestellt. Diese Aufteilung ist so fein [8], daß der Konvektionsterm keine wesentliche zusätzliche Verbreiterung des Maximums der Aktivitätskonzentration verursacht. Über die Zeit wurde nach der Runge-Kutta-Methode integriert.

4.5.4 Anpassung des Modells an eine experimentell bestimmte ^{137}Cs Tiefenverteilung

Die Ergebnisse der Anpassung sind graphisch in Abb. 2 dargestellt. Die oberste Kurve stellt das gesamte im Sediment vorhandene Inventar dar. Es zeigt sich, daß unter

Vernachlässigung des radioaktiven Zerfalls das Inventar im Lugarer See sich kontinuierlich weiter erhöht. Dieses Anwachsen des Inventars, das deutlich stärker ausgeprägt ist als beim Bodensee, ist durch Einschwemmungen durch die Zuflüsse des Sees bedingt.

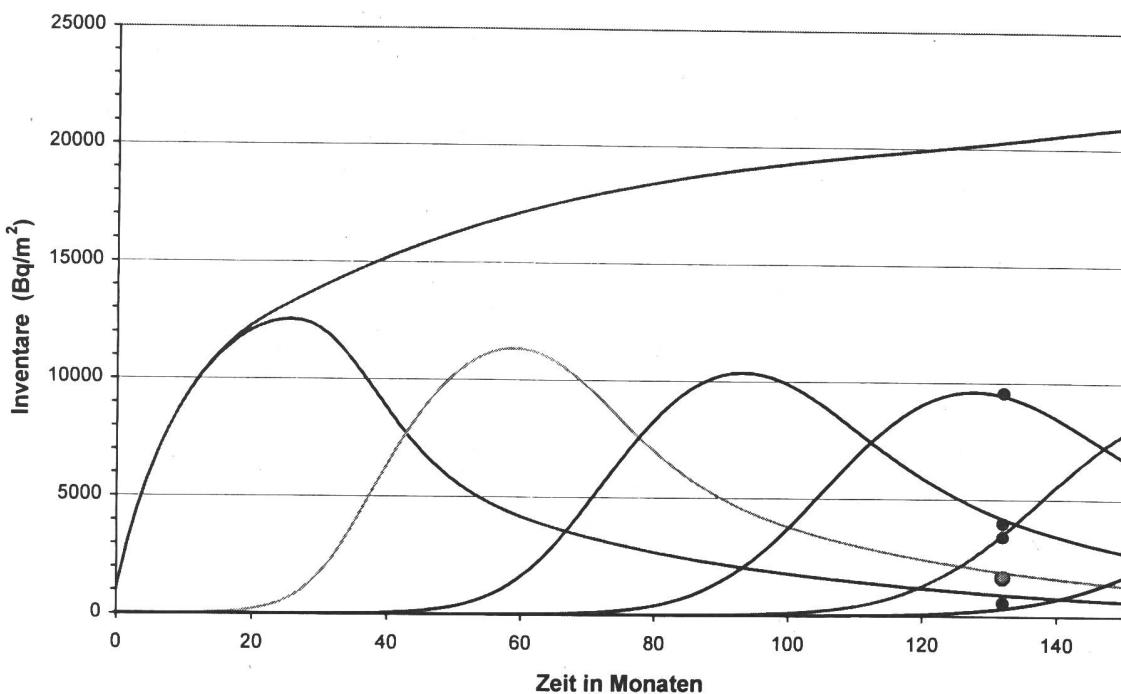


Abb. 2: Modellierung der ^{137}Cs -Aktivität in Sediment des Lugarersee: Position SB3 im Südbecken südlich von Melide: Modellierung der Zeitabhängigkeit des gesamten Inventars (obere Kurve) und der Tiefenverteilung von ^{137}Cs im Sediment (einzelne 1,0 cm dicke Schichten; linkes Maximum: oberste Schicht, nächstes Maximum: darunterliegende Schicht, usw.). 0-Punkt der Abszisse ist der 1.5.86. Die Punkte stellen die Meßwerte einer Tiefenverteilung dar (letzter Punkt = Ende Sept. 98).

Die weiteren Kurven stellen die Inventare der einzelnen Schichten in den unterschiedlichen Tiefen des Sedimentes dar. Die einzelnen Schichten sind 1 cm dick. Die Maxima der Tiefenverteilungen wandern im Laufe der Zeit zu immer tieferen Schichten und werden auch noch in Jahrzehnten als Zeitmarker dienen können.

Die Punkte im Diagramm sind die Meßwerte der Aktivitätskonzentration in den einzelnen Schichten der Tiefenverteilung, die auf den 1.5.1986 zerfallskorrigiert sind. Die Anpassung des Modells wurde an diese Meßwerte vorgenommen.

Zur Verdeutlichung der Zuordnung von Meß- und Modellierungswerten wurde in Abb. 3 die Tiefenverteilung als Momentaufnahme zum Zeitpunkt der Probennahme aus der Gesamtdarstellung herausgeholt. Die Balken repräsentieren hier die gemessene Tiefenverteilung und die Punkte die Tiefenverteilung, die mit dem Modell berechnet wurde. Es lässt sich eine gute Übereinstimmung feststellen. Höhe, Breite und Position des Maximums lassen sich durch Wahl der drei freien Parameter K_d , D_E und v_s eindeutig bestimmen.

Die Sedimentationsgeschwindigkeit ergibt sich aus dem Fit zu
 $v_s = 0,0294 \pm 0,0003 \text{ cm/Monat}$.

Der Verteilungskoeffizient des austauschbaren ^{137}Cs , K_d^{ex} , der an dieser Position experimentell am Porenwasser des Sedimentes zu $K_d^{\text{ex}} = 389 \text{ cm}^3/\text{g}$ bestimmt wurde, ergibt sich aus dem Fit zu $K_d^{\text{ex}} = (3360 \pm 120) \text{ cm}^3/\text{g}$. Diese Abweichung ist verständlich, da für den Eintrag von ^{137}Cs in das Sediment der K_d^{ex} -Wert an Sinkstoffen im Wasser bestimmt werden müßte. Im Porenwasser des Sedimentes ist die Ammoniumionenkonzentration höher als im Wasser des Sees. Da die Ammoniumionen Konkurrenzionen zum Cs sind, wird im Porenwasser auch ein geringerer K_d^{ex} -Wert als an Sinkstoffen im Wasser erwartet.

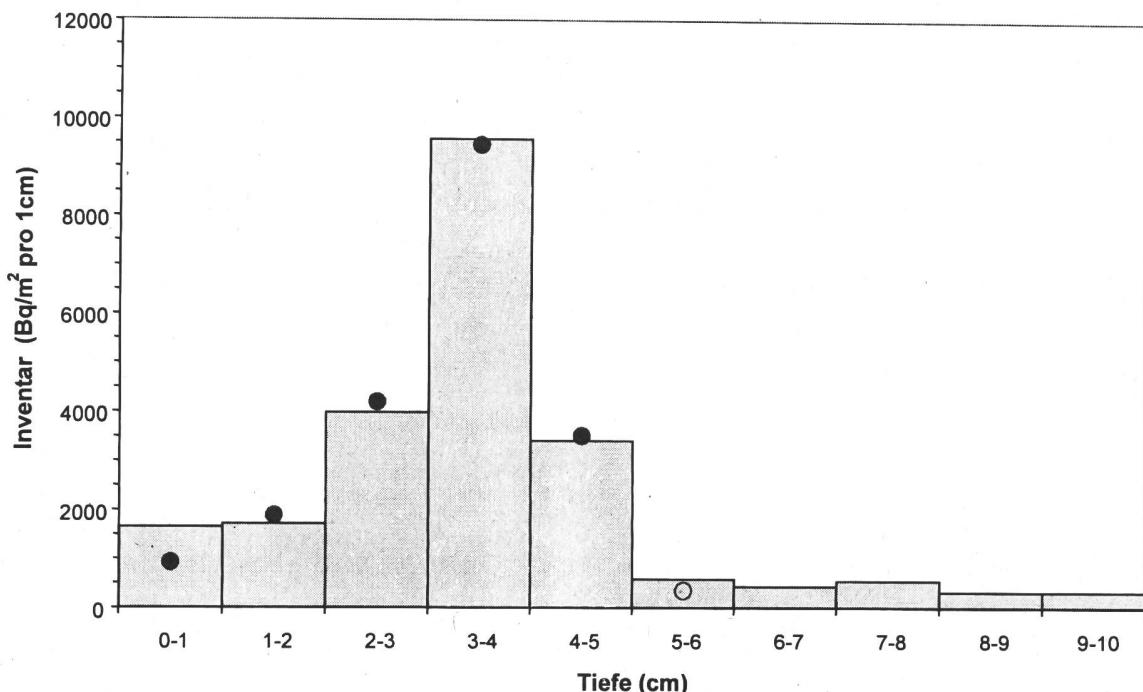


Abb. 3: ^{137}Cs im Sediment des Lugarnersee: Position SB3 im Südbecken südlich von Melide: Modellierte (Punkte) und gemessene (Balken) Tiefenverteilung von ^{137}Cs im Sediment.

Auf Grund der geringen Breite der Maxima der Tiefenverteilung gehen wir davon aus, daß physikalische Turbation durch Wind und Wellen, Bioturbation durch Aktivität von Mikroben und Würmern und die Diffusion von Tonmineralpartikeln, in denen ^{137}Cs -Ionen fixiert sind, vernachlässigbar sind. Mit $K_d^{\text{ex}} = 3360 \text{ cm}^3/\text{g}$ berechnen wir eine retardierte Diffusionskonstante des austauschbaren Anteils des ^{137}Cs von $D_E = 0,069 \text{ cm}^2/\text{Monat}$. Dieser Wert ist mit dem aus dem Fit bestimmten Wert von $D_E = (0,010 \pm 0,003) \text{ cm}^2/\text{Monat}$ zu vergleichen.

Die Meßwerte am Sediment dieser Position und die optimierten Werte der freien Parameter sind also miteinander verträglich. Damit wird gezeigt, daß das Inventar an dieser Position durch den Eintrag kontaminierten Schwebstoffe tatsächlich, wie bisher vermutet, weiterhin ansteigen wird und daß die Gefahr der Rücklösung von ^{137}Cs aus dem Sediment gering ist. Im kommenden Jahr soll das Modell weiter entwickelt und auch auf andere Positionen im See, sowie auf andere Seen angewandt werden.

4.5.5 Schlussfolgerungen

- Das verwendete Diffusions-Konvektions-Modell kann die Vorgänge an der Grenzschicht Wasser-Sediment und im Sediment angemessen beschreiben.
- Die Zeitabhängigkeit der Aktivitätskonzentration im Wasser der Seen bestimmt über den Kd-Wert das Inventar und die Form der Tiefenverteilung im Sediment.
- Daraus folgt, daß die beobachtete hohe Aktivitätskonzentration in der obersten Sedimentschicht des Lugarer Sees im wesentlichen durch Einschwemmungen in den See verursacht werden.
- Die Lage des scharfen Maximums der ^{137}Cs Tiefenverteilung im Sediment ergibt einen eindeutigen Wert für die Sedimentationsgeschwindigkeit.
- Die Diffusion von ^{137}Cs im Sediment des Lugarer Sees und des Bodensees ist geringfügig. Daher werden die Maxima ^{137}Cs Tiefenverteilung auch in einigen Jahrzehnten noch eine klare Zeitmarkierung darstellen.
- Daraus folgt direkt, daß es bei der Aufteilung der Sedimentkerne keine nennenswerten unzulässigen Verschmierungen gegeben hat.
- Daraus folgt ebenfalls, daß die Gefahr der Rücklösung von ^{137}Cs aus dem Sediment in das Wasser der Seen gering ist.

Wir bedanken uns bei A. Konoplev vom Institute of Experimental Meteorology, Obninsk. Das hier vorgestellte Modell wurde in Anlehnung an seine Überlegungen zur Migration von Radiocäsium im Sediment aufgestellt.

4.5.6 Literaturverzeichnis

- [1] R. Miller, J. Drissner, E. Klemt, G. Zibold; M. Burger, A. Jakob: Einschwemmung von Cäsium-Radionukliden in den Lugarersee. Bundesamt für Gesundheit (CH), Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz, Jahresbericht 1997, Fribourg, 1998, B.4.4.
- [2] J. Drissner, E. Klemt, Th. Klenk, R. Miller G. Zibold M. Burger, A. Jakob: Investigations on the Caesium-137 Household of Lake Lugano, Switzerland. Proceedings of the 13th International Radiochemical Conference, Czechoslovak Journal of Physics, **49** (1999), Suppl.S1, 133 – 139.
- [3] R. Miller, J. Drissner, E. Klemt, Th. Klenk, G. Zibold: Untersuchungen zum Cäsium-137 Haushalt des Lugarer Sees. 30. Jahrestagung des Fachverbandes für Strahlenschutz, Radioaktivität in Mensch und Umwelt, Lindau, 1998
- [4] P. H. Santschi, S. Bollhalder, S. Zingg, A. Lück, A. Farrenkothen: The Self-Cleaning Capacity of Surface Waters after Radioactive Fallout. Evidence from European Waters after Chernobyl. 1986 - 1988. Environ. Sci. Technol. **24** (1990) 519 - 527.
- [5] J. Dominik, D. Span: The Fate of Chernobyl Cs-137 in Lake Lugano. Aquatic Sciences **54(3/4)** (1992) 238-254

- [6] J.T. Smith, D.R.P. Leonard, J. Hilton, P.G. Appleby: Towards a generalized model for the primary and secondary contamination of lakes by Chérnobyl-derived radiocesium. *Health Phys.* **72(6)** (1997) 880-892.
- [7] V.A.Konoplev, A. Förschner, S. Kaminski, T. Klenk, I.V. Konopleva, M. Walser, G. Zibold: Modelling of Cs-137 migration in sediments of two prealpine lakes. Proc. International Symposium on Ionizing Radiation "Protection of the Natural Environment", Stockholm, Schweden (1996) 693 –698.
- [8] G. Kirchner: Simulating the Transport of Radionuclides in Soils: Which Model(s) to choose? Proc. XXVIIth Annual Meeting of ESNA, "WorkingGroup 3: Soil-Plant-Relationships", Ghent, Belgien (1997)

4.6 Freisetzung von ^{137}Cs in einem spanischen Stahlwerk im Mai 1998

H. Völkle und H. Surbeck

Sektion Überwachung der Radioaktivität, BAG,
Chemin du Musée 3, 1700 Fribourg

Zusammenfassung

An dem Verlauf und der Aufarbeitung des Ereignisses von Algeciras lässt sich die Arbeitsweise und die Notwendigkeit einer europaweiten, kontinuierlichen Spurenanalyse von Radionukliden in der Umwelt exemplarisch darstellen. Bei diesem Ereignis wurde eine radioaktive Cs-Quelle irrtümlich mit Metallschrott eingeschmolzen. Das Caesium wurde teilweise über die Abluft freigesetzt und gelangte mit den Winden Richtung Nordosten. Mit High-Volume-Aerosolsammlern konnte diese Wolke über ganz Europa hinweg verfolgt werden. Radiologisch war dieses Ereignis allerdings völlig bedeutungslos.

4.6.1 Was war geschehen?

Am 30. Mai 1998 - vermutlich zwischen 3 und 5 Uhr morgens - wurde im Stahlwerk ACERINOX bei Algeciras in Südspanien versehentlich eine ^{137}Cs -Quelle mit Metallschrott eingeschmolzen. Da der Portalmonitor an der Werkseinfahrt am 25. Mai durch einen Transport beschädigt worden war, wurde die Strahlenquelle bei der Anlieferung nicht entdeckt. Im Schmelzofen bei einer Temperatur von über 1600 °C verdampfte das Caesium vollständig, da dessen Siedetemperatur lediglich 678 °C beträgt. In den Abluftfiltern wurde es zwar zum grösseren Teil zurückbehalten, dennoch gelangte ein Teil der Aktivität über die Abluft in die Umwelt. Die Cs-Wolke - es handelte sich um weniger als 1 g Caesium - wurde mit dem Wind Richtung NE über ganz Europa hinweg verfrachtet. Der grössere Teil der Aktivität blieb jedoch in der Schlacke zurück und diese löste, als sie zur Entsorgung in einen andern Betrieb gebracht wurde, am 2. Juni am dortigen Portalmonitor Alarm aus. Darauf wurden die Abluftfilter bei ACERINOX untersucht. Es wurde eine ^{137}Cs -Kontamination der Filter festgestellt und der Ofen Nr. 1 am 4. Juni ausser Betrieb genommen. Die Aufsichtbehörde Consejo de Seguridad Nuclear (CNS) wurde am 9. Juni benachrichtigt. Sie bestätigte nach einer Inspektion des Betriebes am 10./11. den Sachverhalt. Am 12. Juni veröffentlichte das CNS einen ersten Bericht über den Vorfall und meldete diesen an die International Atomic Energy Agency (IAEA), die Europäische Union und die Nachbarländer Portugal und Frankreich. Die Stärke der Quelle wurde der Größenordnung nach auf 1000 GBq geschätzt. Über deren Herkunft konnte keine Angabe gemacht werden. Es wird vermutet, dass sie per Schiff mit Metallschrott angeliefert wurde. Mitarbeiter der Firma und von den an der Schlackenverarbeitung beteiligten Unternehmen wurden radiologisch untersucht. 3 von Ihnen haben Dosen zwischen 1 und 5 mSv akkumuliert. [1]

4.6.2 Messverfahren

Die Sammlung der Aerosolproben erfolgte bei den meisten Laboratorien mittels High-Volume-Aerosolsammlern, deren Durchsatz bei einigen Hundert m^3 pro Stunde liegt (siehe Abb. 1). Damit kann - in Verbindung mit der Lcw-Level-Gammaspektrometrie - bei Wochenfiltern eine Nachweisgrenz von wenigen Zehnteln eines $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ erreicht werden, was etwa einem ^{137}Cs -Zerfall pro m^3 und Vierteljahr entspricht. Automatische Aerosolüber-

wachungssysteme mit Datenfernübertragung (sogenannte Warnnetze) können eine Erhöhung der Konzentration, je nach Gerät und Messparameter, jedoch erst ab etwa 0.01 bis 1 Bq/m³ feststellen. Auch ODL-Warnnetze könnten Dosiserhöhungen durch solche Aktivitäten nicht feststellen; insbesondere solange die Radionuklide nicht auf dem Boden abgelagert sind.

4.6.3 Europaweite Messungen laufen an

Am 8. Juni wurden im Joint Research Centre (JRC/EC) in Ispra (Italien) auf Aerosolfiltern erstmals erhöhte ¹³⁷Cs-Aktivitäten festgestellt, mit einem Maximum am 1./2. Juni von gegen 1000 µBq/m³. Die Analyse der Hochvolumenfilter vom Monte Ceneri (Tessin, Schweiz) der Woche vom 25.5. bis 8.6. ergab am 9. Juni ¹³⁷Cs-Werte von 150 µBq/m³, etwa 0.01 Prozent der in der Schweiz nach dem Reaktorunfall Tschernobyl im Mai 1986 gemessen Maximalkonzentration in der Luft. Da keine anderen Nuklide (auch kein ¹³⁴Cs) festgestellt wurden, konnte sowohl ein Kernkraftwerkunfall als auch eine Resuspension von Tschernobylablagerungen ausgeschlossen werden. Berechnungen von Rückwärtsstrajektorien durch meteorologische Institute in Deutschland und der Schweiz ergaben eine Herkunft der Wolke aus SW-Europa. In der Folge wurden auch vom Office de Protection contre les rayonnements ionisants (OPRI) in Frankreich auf Filtern aus Südfrankreich vom 25.5. bis 2.6. erhöhte ¹³⁷Cs-Werte bis 2500 µBq/m³ festgestellt. In den nächsten Tagen trafen über Internet laufend weitere Messwerte aus ganz Europa ein [2]. Internet erwies sich als weitaus schnellstes und direktes Kommunikationsmittel der Laboratorien von etwa Spanien im Westen bis Slovenien und Polen im Osten. Dabei kam insbesondere das RO5 ("Ring of Fife")¹⁾ Mailsystem zum Zuge, über das alle Laboratorien im Kontakt zueinander stehen. Presse und Öffentlichkeit wurden laufend über die Ergebnisse und deren Beurteilung informiert. Insgesamt dauerte die Erhöhung nur wenige Tage, sodass bereits am 12. Juni Entwarnung gegeben werden konnte.

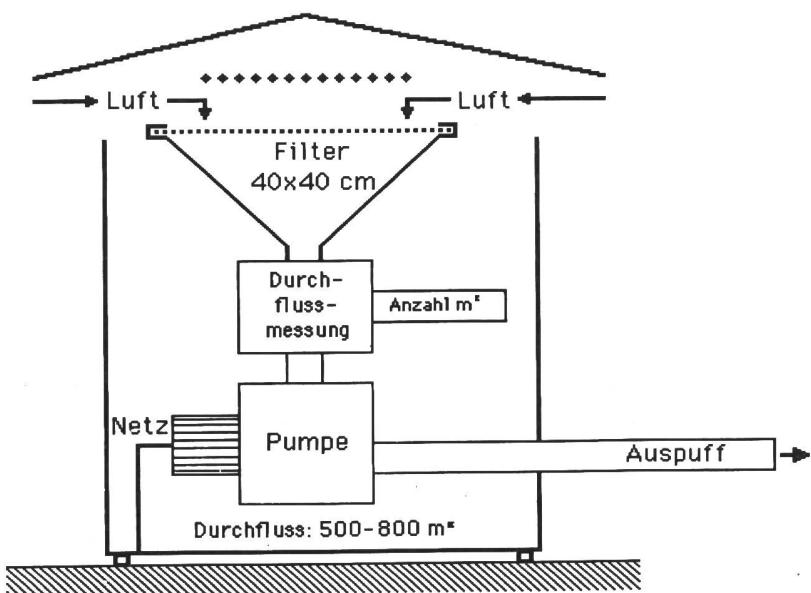


Abb. 1: Schema eines High-Volume-Aerosolsammlers

4.6.4 Bewertung

Interessanterweise traten die höchsten Konzentrationen nicht in Spanien selbst, sondern in Südfrankreich auf, wo rund 1100 km nordöstlich des Emissionspunktes bis 2500 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ registriert wurden. Der höchste Wert in Spanien wurde in Almería bei Palomares mit 890 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ gemessen. Dies deutet darauf hin, dass die Wolke mehrheitlich über das Mittelmeer Richtung Südfrankreich und Korsika hinwegstrich. Sie zog dann weiter über Norditalien Richtung Österreich, Ungarn und Polen und streifte dabei auch die Schweiz. Ein Teil der Wolke zog das Rhonetal entlang nach Norden und erreichte z. Teil über den Rheingraben den mittleren und nördlichen Teil Deutschlands. Rund 2000 km nordöstlich von Algeciras im Sektor 40° bis 55° lagen die Messwerte bereits um zwei Größenordnungen tiefer als das Maximum in Südfrankreich. Ausserhalb dieses Sektors lagen die Werte unter 10 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$. Diese Europa-weite Ausbreitung wurden u.a. vom ARAC-Programm (Atmospheric Release Advisory Capability) des Lawrence Livermore National Laboratory (LLNL) der University of California, USA aufgrund der aktuellen Winddaten modelliert und ergab - qualitativ - eine recht gute Übereinstimmung mit den Messwerten [3].

Obwohl solche ^{137}Cs -Konzentrationen mit hochempfindlichen Messverfahren leicht zu messen sind, sind sie radiologisch unbedeutend: Das Maximum lag in der Schweiz bei rund 0.01 Prozent der nach dem Unfall Tschernobyl registrierten Werte. Das Einatmen der in Südfrankreich beobachteten Maximalkonzentration von 2500 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ ^{137}Cs während einer Woche würde zu einer Inhalationsdosis von lediglich 0.003 μSv führen. Nimmt man konservativ an, dass die Luft während einer Woche bis in einen Höhe von 1000 m diese Konzentration aufweist, ergäbe deren vollständige Ablagerung auf dem Erdboden eine Erhöhung um 2.5 Bq/m^2 . Bei der Fallout- und Tschernobyl-Belastung in der Schweiz von einigen Tausend bis einigen Zehntausend Bq/m^2 ist dies durch kein Messverfahren nachweisbar. Die ODL würde um 0.004 nSv/h , entsprechend 0.04 mSv/Jahr , zunehmen.

4.6.5 Schlussfolgerungen

Internet als modernes Kommunikationsmittel erlaubt den Wissenschaftlern einen blitzschnellen und unbürokratischen Informationsaustausch über alle Landes und Sprachgrenzen hinweg. Dies führt dazu, dass auch radiologisch unbedeutende Ereignisse wie das hier beschriebene nicht unbemerkt bleiben können.

Eine rasche und sachliche Information von Medien und Öffentlichkeit mit einer für den Laien verständlichen Bewertung ist auch bei Ereignissen, die keine Gefährdung bedeuten notwendig und wird auch als solche verstanden und angenommen.

Es ist sinnvoll, dass bei einem solchen Ereignis nur **eine** Amtsstelle Auskunft gibt und dass die Fachleute für die Medien auch ausserhalb der Arbeitszeit erreichbar sind.

Wachsamkeit und Funktionsfähigkeit der Spurenmess- und Informationssysteme wurden erfolgreich getestet.

4.6.6 Literatur

- [1a] CSN Consejo de Seguridad Nuclear: Fusión de una fuente de cesio en la planta de producción de acero inoxidable de Acerinox en los Barrios (Cádiz). 20.7.98.
- [1b] Meltdown of a Source of Cesium-137 at the Acerinox Plant (Algeciras). IAEA/RASSAC/5/Information Paper, Radiation Safety Standards Advisory Committee, Vienna 7 to 9 September 1998, IAEA, Wien
- [2] Aus folgenden Ländern sind uns Messwerte über Internet mitgeteilt worden, denen hiermit bestens gedankt sei: Spanien, Frankreich, Italien, Schweiz, Deutschland, Holland, England, Österreich, Slovenien, Polen, Tschechien, Ungarn, Griechenland, Bulgarien.
- [3] Thomas J. Sullivan, ARAC Program Director, Lawrence Livermore National Laboratory, Livermore USA (persönliche Mitteilung).

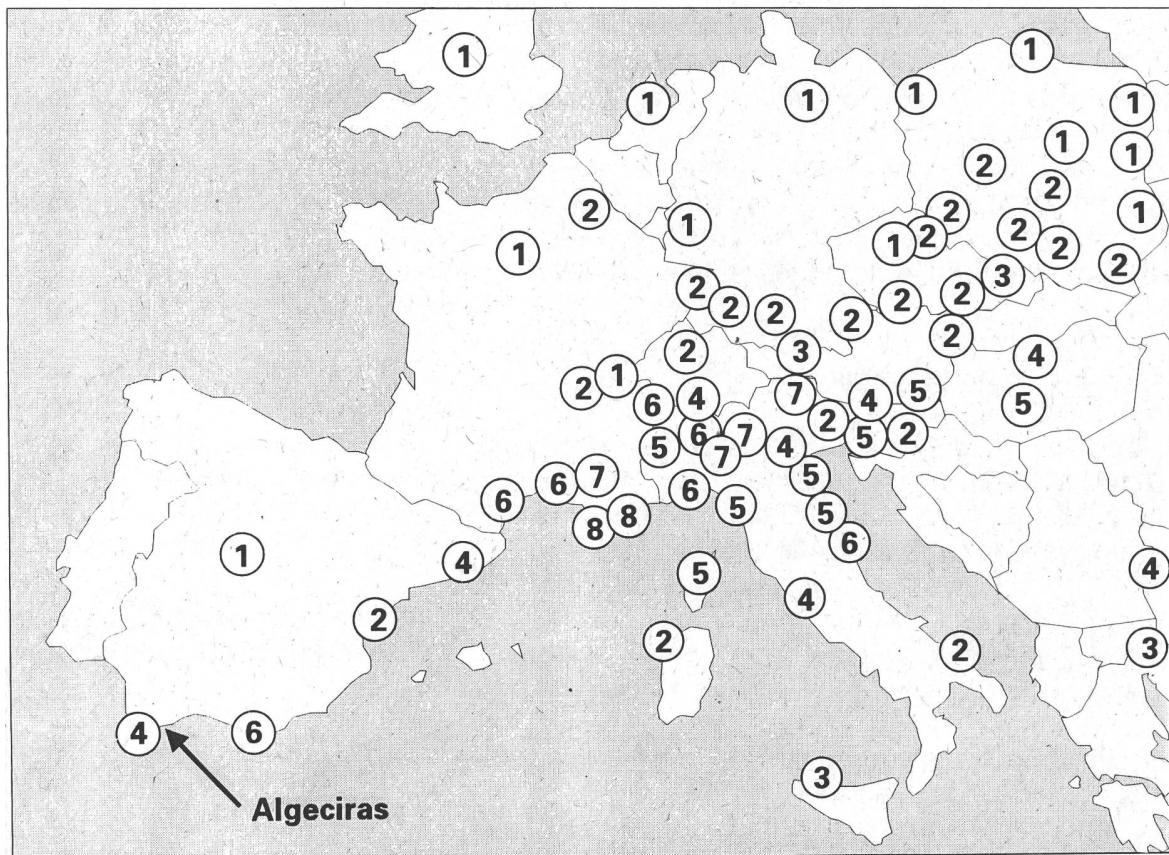


Abb. 2: Ausbreitung der ^{137}Cs -Wolke über Europa Juni 1997: Maximalwerte

Legende: 1 = < 10; 2 = 10-50; 3 = 50-100; 4 = 100-200;
5 = 200-500; 6 = 500-1000; 7 = 1000-2000; 8 = > 2000 $\mu\text{Bq } ^{137}\text{Cs}/\text{m}^3$
(Sammlung der Daten per Internet)

- 1) Der „**Ring of Fife**“ (**RO5**) entwickelte sich zu Beginn der 80er-Jahre aus persönlichen Kontakten, die Herr Dr. Kolb, er war damals in der **Physikalisch-Technischen Bundesanstalt** (PTB) verantwortlich für die Messungen der Radioaktivität der Luft, zu Lars-Eric de Geer pflegte, der solche Messungen im **Schwedischen National Defense Establishment** (FOA) in Stockholm betreute und heute bei der **Comprehensive Test Ban Treaty Organisation** (CTBTO) in Wien arbeitet. Anlaß waren damals Diskussionen über die mögliche Quelle der seinerzeit beobachteten Aktivitätskonzentrationen von ^{95}Zr und ^{95}Nb in der bodennahen Luft. Schnell entwickelte sich daher aus dem "RO5" die Zusammenarbeit mit den Luftmessungen durchführenden Institutionen in Norwegen, Finnland und Dänemark. Die Zusammenarbeit bestand anfangs lediglich darin, die dienstlichen und privaten (für Wochenenden usw.) Telefon-, Fax- und Telexnummern auf aktuellem Stand zu halten und sich durch direkte persönliche Gespräche auf dem Laufenden zu halten. So war es möglich, sich gegenseitig auffällige Meßergebnisse (oder auch nur Gerüchte über solche) unbürokratisch und schnellstmöglich mitzuteilen. 1989 begann eine Kooperation zwischen der PTB und dem **Central Laboratory for Radiological Protection** (CLRP) in Warschau, in deren Folge 1990 das "First International Meeting on Low-level Air Radioactivity Monitoring" stattfand, wodurch sich der Kreis der Interessierten deutlich erweiterte, so daß sich die Möglichkeiten der E-mail anboten, um den Teilnehmern schnellen Zugang zum Stand der Messungen zu ermöglichen, ohne daß viele zeitraubende Telefonate nötig sind. Die FOA stellt den E-mail Server bereit und pflegt die erforderliche Software. In Ergänzung dazu sammelt Herr Dr. Wershofen alle eingehenden Änderungen von Adressen, Telefon- und Fax-Nummern und verteilt diese Liste an die Mitglieder. Ursprünglich nur für den Daten- und Informationsaustausch zwischen wenigen Praktikern in den Laboratorien gedacht, ist der „RO5“ inzwischen auf einen Kreis von etwa 25 Institutionen angewachsen, die in Europa mehr oder weniger gleichmäßig verteilt sind. Dazu zählt auch die CTBTO, die über Lars-Eric deGeer und seine Kollegen eingebunden ist, wodurch Kontakt zum Internationalen Datenzentrum der CTBTO in Wien hergestellt ist, in dem Meßergebnisse aus der ganzen Welt zusammengetragen und aufbereitet werden.

(Persönliche Mitteilung von Dr. H. Wershofen, PTB, Braunschweig/D)

4.7 ^{212}Pb Messungen auf dem Jungfraujoch

**H.W. Gäggeler, M. Lugauer,
U. Baltensperger, E. Weingartner**

Paul Scherrer Institut, 5232 VILLIGEN

Das natürliche Radionuklid ^{212}Pb entsteht in der Atmosphäre durch Zerfall von Thoron, dem Edelgasnuklid ^{220}Rn . Wegen der kurzen Halbwertszeit des Thorons von 55.6 s ist seine Ausbreitung in der Atmosphäre auf eine Schicht von etwa 1 Meter Dicke über der Erdoberfläche beschränkt. Das über ein sehr kurzlebiges Zwischenprodukt (^{216}Po) gebildete ^{212}Pb besitzt eine wesentlich längere Halbwertszeit von 10.6 h. Es lagert sich an Aerosolteilchen an und kann so über grosse Distanzen transportiert werden.

Auf dem Jungfraujoch wurde 1991 eine Messkampagne zur kontinuierlichen Bestimmung von ^{212}Pb begonnen. Dazu wurde ein Gerät entwickelt, mit dem die auf einem Nukleopore Filter deponierten Aerosolteilchen α -spektroskopisch analysiert werden können. ^{212}Pb wurde durch Detektion seines kurzlebigen α -zerfallenden Enkelnuklids ^{212}Po ($E_\alpha = 8.78 \text{ MeV}$) bestimmt. Die Zeitauflösung betrug wegen der geringen Aktivität und einem gerätebedingten Luftdurchsatz von nur 4 l/min 4 h.

Das Ziel war die Verwendung von ^{212}Pb als Tracer für Transportstudien atmosphärischer Luftpackete aus dem Mittelland und den Voralpen (planetare Grenzschicht) zu dem hochalpinen Standort Jungfraujoch (freie Troposphäre). Dabei wird angenommen, dass Thoron hauptsächlich aus den Böden tiefer gelegener Standorte emittiert wird, kaum aber aus dem meist vergletscherten und felsigen Untergrund der unmittelbaren Umgebung. Die Halbwertszeit von ^{212}Pb von etwa einem halben Tag erlaubt somit die Bestimmung von Transportzeiten bis zu etwa zwei Tagen.

Abbildung 1 zeigt gemessene Monatsmittelwerte von ^{212}Pb zwischen 1991 bis 1998. Sie weisen einen ausgeprägten Jahresgang auf mit Maxima von etwa 10 mBq/m³ im Sommer und 0.5 mBq/m³ im Winter. Dieser Jahresgang reflektiert den erhöhten Transport von Luft aus der planetaren Grenzschicht im Sommer, der durch konvektive Prozesse verursacht wird. In der Tat zeigt eine Analyse, dass im Sommer die Tagesgänge am späten Nachmittag Maxima aufweisen. Im Winter werden keine Tagesgänge beobachtet; das Jungfraujoch ist in dieser Jahreszeit völlig entkoppelt von der planetaren Grenzschicht.

Bemerkenswert ist der auf die Aerosoloberfläche (gemessen mit einem unabhängigen Gerät, dem Epiphanimeter) normierte Jahresgang von ^{212}Pb . Wie Abbildung 2 zeigt, variiert diese spezifische Aktivität von etwa $2 \times 10^{-7} \text{ mBq}/\mu\text{m}^2$ im Frühjahr (April) bis zu $7 \times 10^{-7} \text{ mBq}/\mu\text{m}^2$ im Spätherbst resp. Frühwinter (Anfang Dezember). Dieser ausgeprägte Jahresgang könnte verursacht sein durch die im Frühjahr noch existierende Schneedecke der nördlich vom Jungfraujoch gelegenen Voralpen, die eine Emanation von Thoron stark erniedrigt.

Verdankungen:

Der Stiftung *Hochalpine Forschungsstationen Jungfraujoch und Gornergrat* wird herzlichst gedankt.

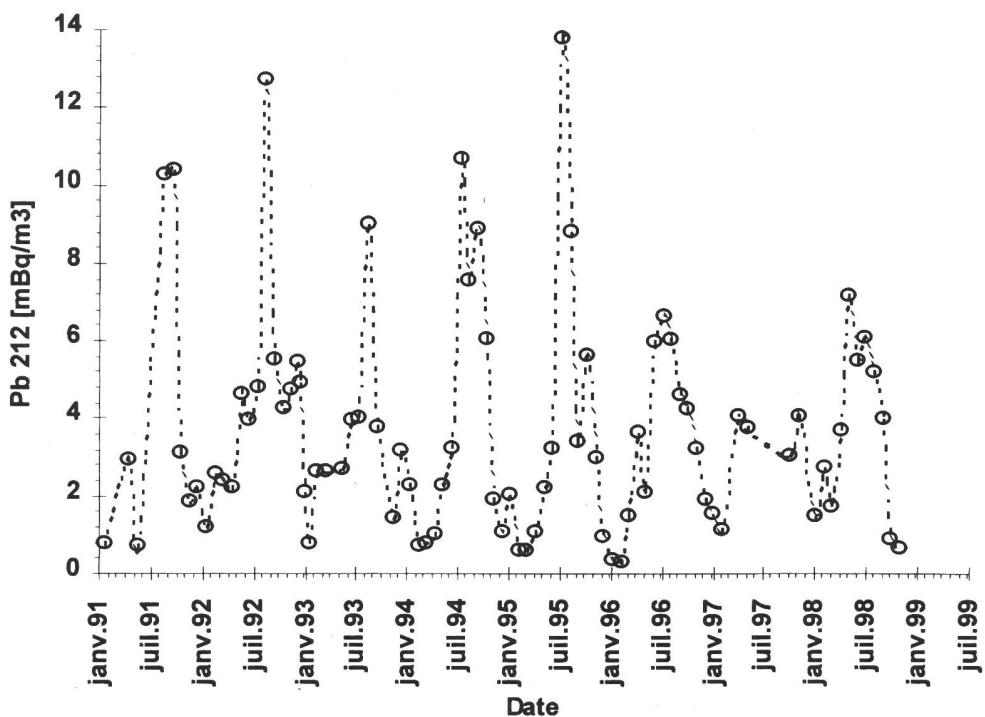


Abb. 1: Monatsmittelwerte von aerosolgebundenem ^{212}Pb auf dem Jungfraujoch zwischen 1991 und 1998.

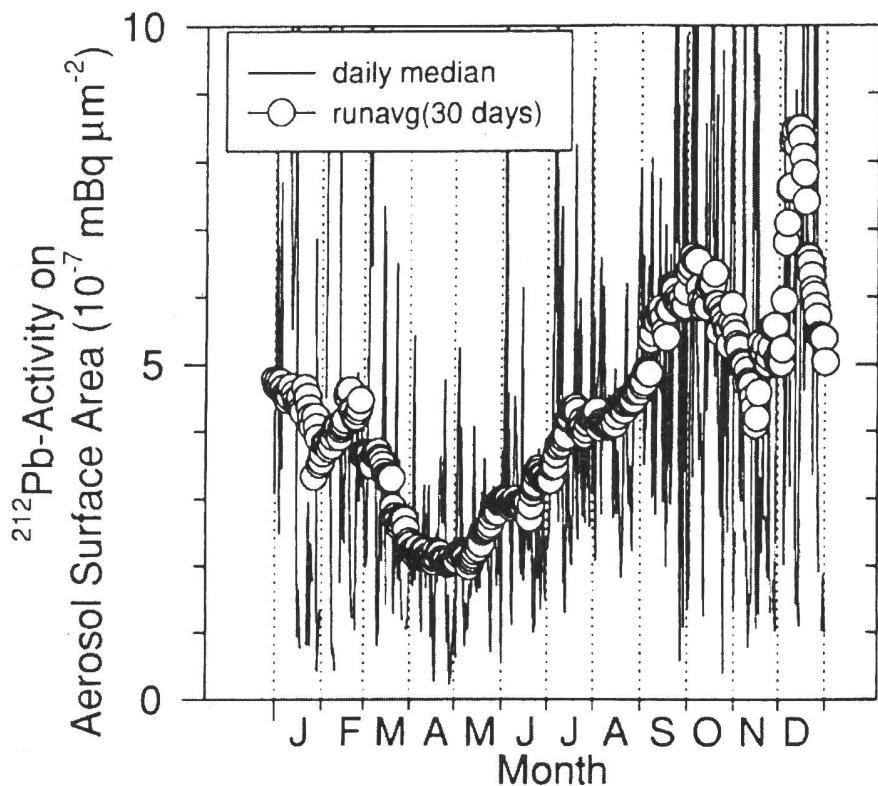


Abb. 2: Gemittelter (1991-1998) Jahresgang der auf die Aerosoloberfläche normierten ^{212}Pb Aktivitätskonzentrationen.