

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: - (1999)

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 Lande (ohne die in Kap. 7 behandelten Spezialnuklide). Die Probenahme erfolgen gemäss Probenahmeplan (Kap. 1).

*Bei den künstlichen Radionukliden in der **Luft** weist ^{85}Kr aus der Wiederaufarbeitung von Kernbrennstoff mit im Mittel 1.4 Bq/m^3 eine steigender Tendenz auf. Beim Tritium (^3H) treten in der Nahumgebung von Tritium-verarbeitenden Betrieben in der Luftfeuchte Werte bis rund 10 Bq/m^3 auf. Dies entspricht einem Prozent des Immissionsgrenzwertes gemäss Strahlenschutzverordnung. ^{137}Cs , ^{239}Pu und ^{241}Am haben weiter abgenommen und sind nur noch in Spuren nachweisbar [Kap. 4.1].*

*In den **Niederschlägen** dominiert Tritium (^3H) mit heute noch wenigen Bq/l. Es stammt hauptsächlich aus industriellen Anwendungen. Südlich der Alpen sind die Werte geringfügig tiefer als auf der Alpennordseite. Das natürliche, von der kosmischen Strahlung erzeugte Tritium beträgt einige Zehntel Bq/l. Im Einflussbereich von Industriebetrieben und Kernanlagen werden Werte bis etwa 10 Bq/l festgestellt, in unmittelbarer Nähe von Tritium-verarbeitenden Betrieben, oder Verbrennungsanlagen wo tritiumhaltige Abfälle verbrannt werden, bis einige Tausend Bq/l. Weitere künstliche Radionuklide, wie etwa ^{137}Cs ergaben in allen Monatsproben weniger als 0.02 Bq/l . Das natürliche ^7Be wies - ausser in der Umgebung des PSI - weniger als 1 Bq/l auf [Kap. 4.1, 4.2 und 7.1]*

*Der Tritiumgehalt in den **Flüssen** lag wie bei den Niederschlägen, bei einigen Bq/l. Ein geringfügiger Einfluss lokaler Emittenten ist zu erkennen: Im Alpenraum d.h. in der Rhone im Wallis, der Aare oberhalb Mühleberg und im Ticino bei Contone liegt der mittlere Tritiumgehalt der letzten sieben Jahre bei 2.2 Bq/l . In der Aare bei Brugg bei etwa 5.3 und in der Rhone unterhalb Genf bei 3.3 Bq/l . Leicht erhöhte Werte bis 8 Bq/l treten noch im Doubs bei St. Ursanne/JU auf. Dieses Tritium kommt aus der Uhrenindustrie der Region La Chaux-de-Fonds. In den Flüssen Aare, Rhein, Rhone und Ticino, sowie im Luganersee wurden 1999 neben natürlichen Radionukliden nur Spuren von ^{137}Cs und z.T. ^{60}Co bis 0.02 Bq/l gefunden. Oberhalb der Kernanlagen ist als künstliches Radionuklid nur ^{137}Cs vom Fallout und von Tschernobyl festgestellt worden. Untersuchungen von Sediment werden in den Flüssen unterhalb der Kernanlagen und im Luganersee durchgeführt [Kap. 4.2 und 4.4].*

*Im **Erdboden** und im **Gras** sind nach wie vor die langlebigen Nuklide ^{137}Cs und ^{90}Sr vom Kernwaffenfallout bzw. beim Caesium vor allem vom Reaktorunfall Tschernobyl nachweisbar. Dabei waren die Alpen und das Tessin stärker betroffen als das Mittelland [Kap. 4.3].*

4.1. Luft und Niederschläge

H.Surbeck und G.Ferreri

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

Zusammenfassung

Die ^{137}Cs Aktivitäten lagen in in allen Aerosolproben 1999 unterhalb $10\ \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ (Wochen- und Monatsproben). Spuren von ^{65}Zn ($1 - 8\ \mu\text{Bq}/\text{m}^3$) und von $^{110\text{m}}\text{Ag}$ ($0.4 - 1\ \mu\text{Bq}/\text{m}^3$) zeigten sich im November auf 2 Wochenfiltern im unteren Aaretal. Sie stammen von der Verbrennungsanlage des PSI.

Die Aktivität künstlicher Radionuklide in den Niederschlägen war auch 1999 mit Ausnahme des Tritiums in allen Proben sehr tief ($^{137}\text{Cs} < 10\ \text{mBq}/\text{Liter}$). Wie schon in früheren Jahren waren die Tritium-Konzentrationen in den Niederschlägen in der Umgebung Tritium-verarbeitender Betriebe (Teufen AR und Niederwangen BE) und in der Nähe der Kehrlichtverbrennungsanlage von La Chaux-de-Fonds erhöht.

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 (NWG = Nachweisgrenze).

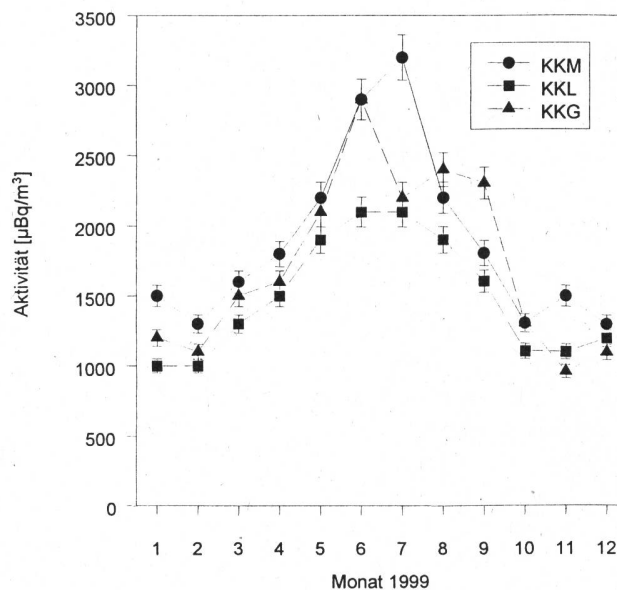


Fig. 1: ^7Be -Aktivitäts-Konzentrationen in den Aerosolproben aus der Nähe von Kernanlagen. Die ^{137}Cs Werte lagen in allen Monatsproben unterhalb der Nachweisgrenze von $10\ \mu\text{Bq}/\text{m}^3$.

b) Stationen mit grossem Durchfluss (ca. 500 m³/h).

Seit Ende 1996 sind 4 Aerosolsammler mit grossem Luftdurchsatz in Betrieb (Güttingen/TG, Oberschrot/FR, Mte Ceneri und CERN). 1999 wurde eine weitere Station in Betrieb genommen, beim Kraftwerk Klingnau im unteren Aaretal. Sowohl die Werte für die natürlichen Radionuklide ⁷Be und ²¹⁰Pb als auch für das ¹³⁷Cs schwankten 1999 im gleichen Bereich wie in den Vorjahren (⁷Be : 1 - 6 mBq/m³, ²¹⁰Pb : 0.2 - 1.5 mBq/m³, ¹³⁷Cs: < 10 µBq/m³). Im November wurden auf 2 Wochenfiltern aus dem unteren Aaretal Spuren von ⁶⁵Zn und ^{110m}Ag und bei einem dieser Wochenfilter auch eine leicht erhöhte ¹³⁷Cs Aktivität gefunden (Fig. 2). Diese Spuren stammen von der Verbrennungsanlage im PSI.

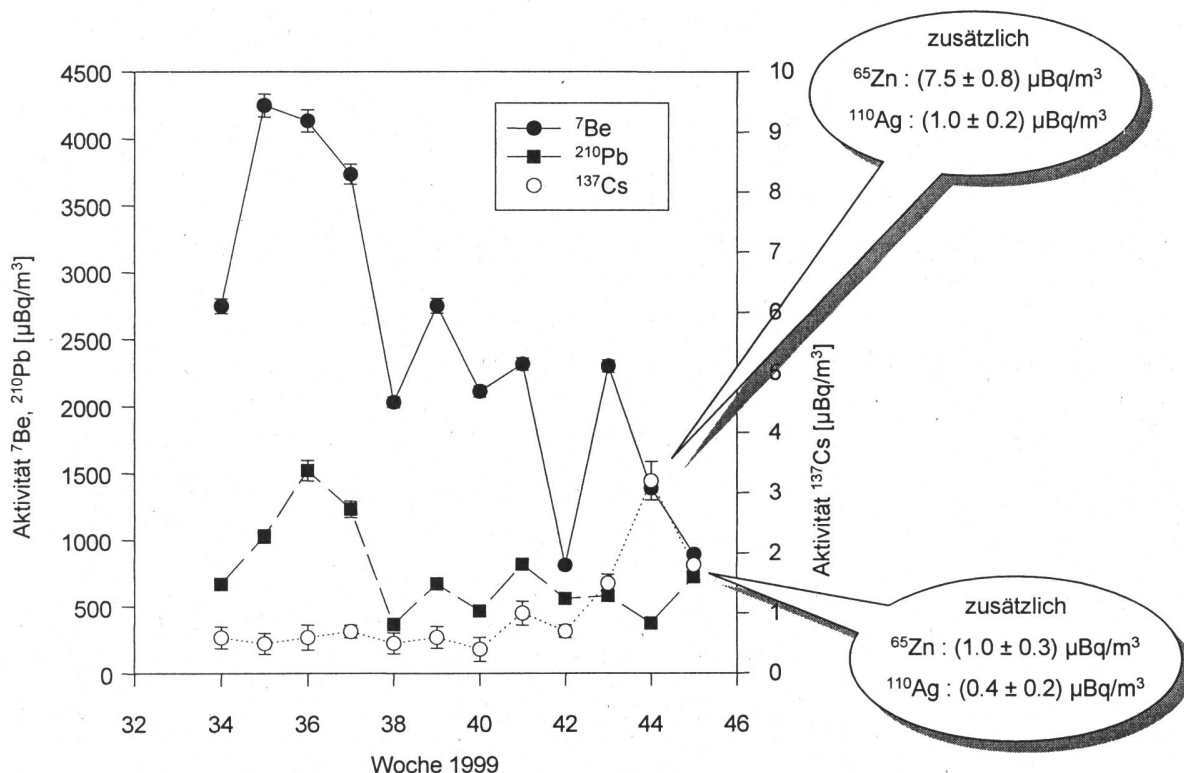


Fig. 2: Aktivitäts-Konzentrationen in den Aerosolproben beim Kraftwerk Klingnau.

Regen

Die ¹³⁷Cs-Aktivitäten im Regen von Cernier, Davos, Fribourg, Locarno und Valsainte und in der Umgebung der Kernanlagen (KKM, KKG und KKL) lagen 1999 in allen Monatsproben unter 10 mBq/l. Die Aktivitäten des natürlicherweise vorhandenen ⁷Be in den Regenproben sind in Fig. 3 zu sehen.

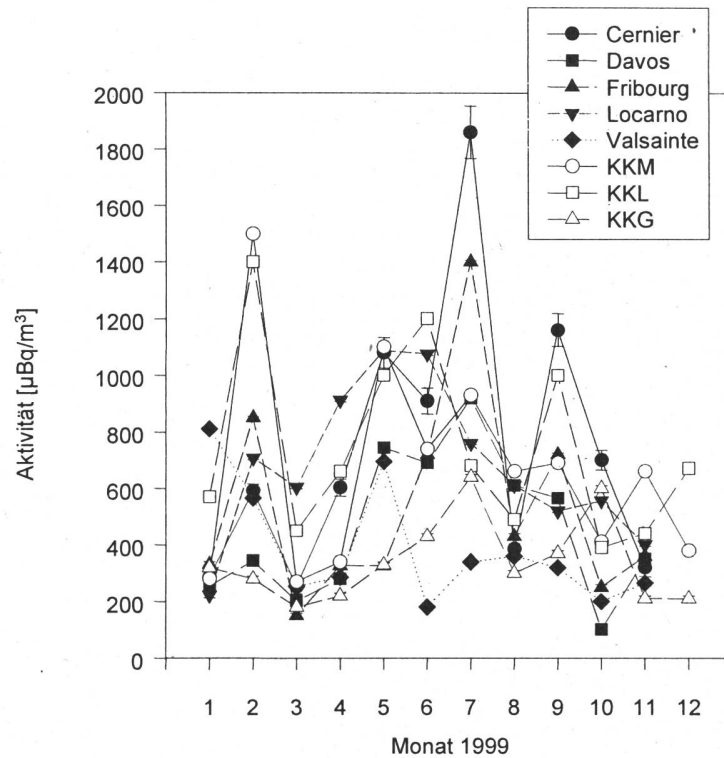


Fig. 3: ^7Be im Regen an den Standorten Cernier, Davos, Fribourg, Locarno und Valsainte, KKM, KKG und KKL.

Tritium in den Niederschlägen

Die ^3H -Konzentrationen in den Niederschlägen in der Umgebung der Kernanlagen KKM, KKG und KKL (und zum Vergleich in Fribourg, Fig. 4) lagen 1999 in allen Proben unterhalb 6 Bq/l.

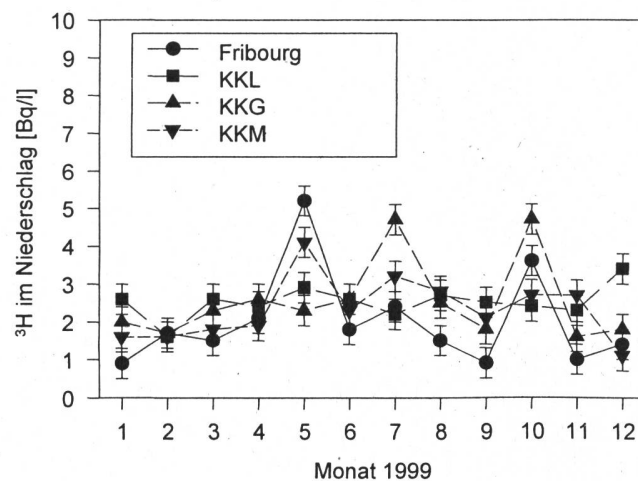


Fig. 4: Tritium-Aktivitäts-Konzentrationen in den Niederschlägen 1999.

Deutlich höhere ^3H -Konzentrationen treten in der Umgebung tritiumverarbeitender Betriebe in Niederwangen/BE (Fig. 7) und Teufen/AR (Fig. 5) und in La Chaux-de-Fonds in der Nähe der Kehrlichtverbrennungs-Anlage (Fig. 5 und 6) auf. Figur 7 zeigt zusätzlich die Tritium-Konzentration in der Luftfeuchte in der Nähe des Betriebes in Niederwangen.

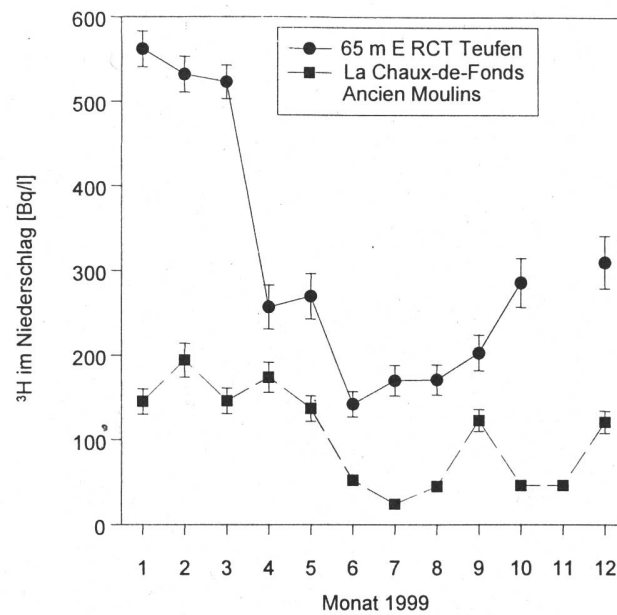


Fig. 5: Tritium-Aktivitäts-Konzentrationen in den Niederschlägen in der Nähe eines tritiumverarbeitenden Betriebes in Teufen/AR und in der Nähe der Kehricht-Verbrennungs-Anlage von La Chaux-de-Fonds (siehe Kap. 4.4).

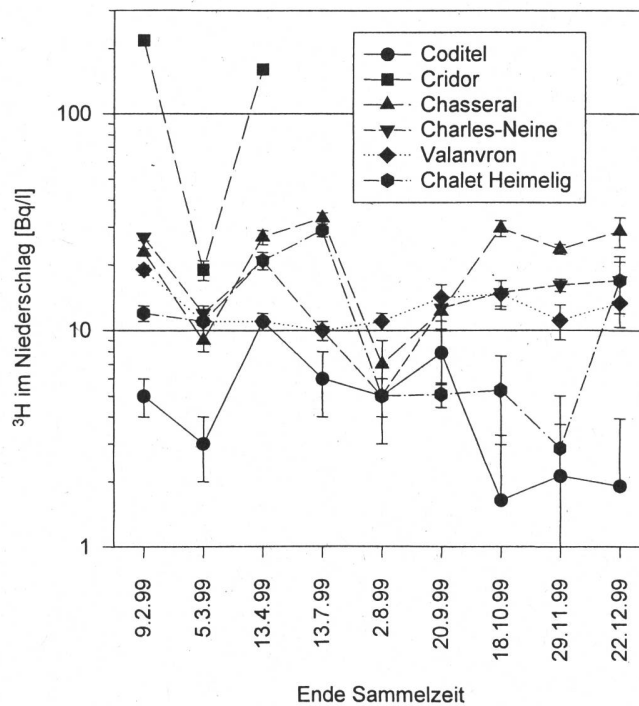


Fig. 6: Tritium-Aktivitäts-Konzentrationen in den Niederschlägen an weiteren Standorten in La Chaux-de-Fonds (Probenahmestellen des Service d'Hygiène et de l'Environnement).

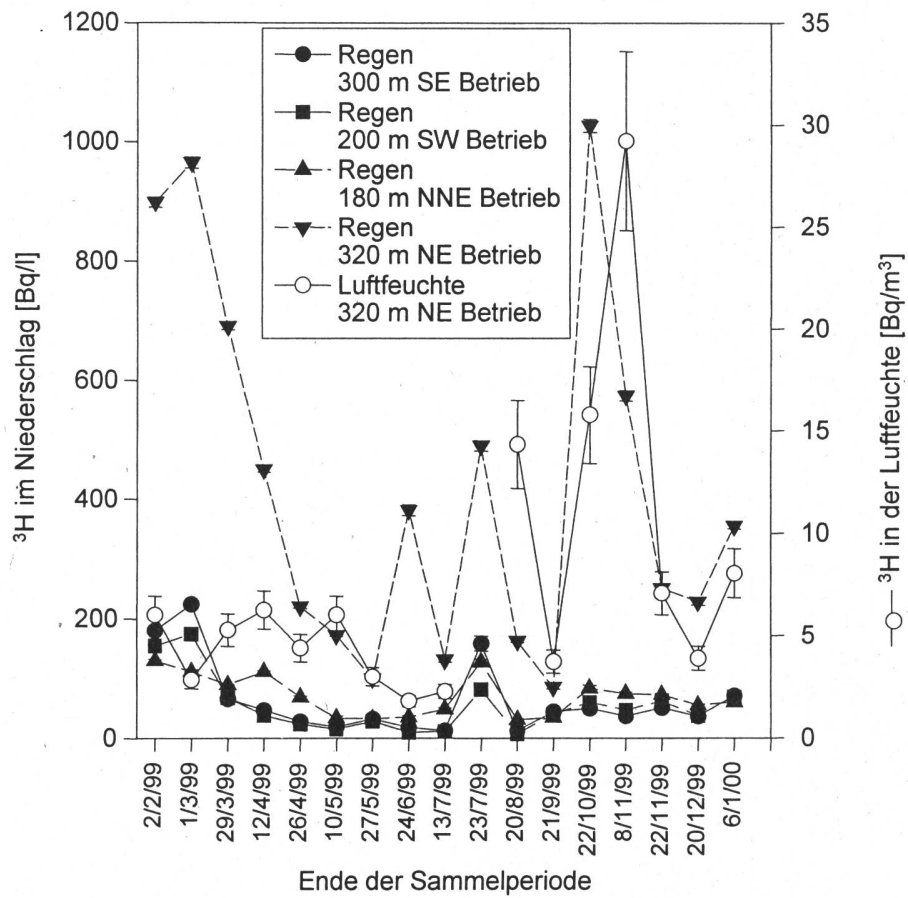


Fig. 7: Tritium in den Niederschlägen an 4 Standorten in der Umgebung der mb-microtec in Niederwangen (BE) und die ^3H Konzentration in der Luftfeuchte beim Standort 320 m NE mb-microtec.

4.2. Radioaktivität in aquatischen Systemen

J. Beer, E. Meili, A. Lück

EAWAG, Abteilung SURF/RCT
8600 Dübendorf

Zusammenfassung

Mittels kontinuierlicher Sammlung von Wasser und Sedimenten entlang von Aare und Rhein wurden die Abgaben der schweizer Kernanlagen Mühleberg, Gösgen, Beznau und Leibstadt überwacht. Im Rahmen einer koordinierten Abgabe mit dem Kernkraftwerk Mühleberg wurde der Durchgang der Belastungsspitze mittels Computersimulation berechnet und durch Probenahmen bestätigt.

In den Proben des Rheins oberhalb des Aarezuflusses konnten keine künstlichen Radionuklide nachgewiesen werden.

Im Berichtsjahr wurden im Grundwasser von Aarberg und Pratteln keine ^{60}Co -Spuren gefunden.

Im Wasser der Kläranlage von Zürich lag die Aktivität von ^{131}I immer unterhalb der Nachweisgrenze (0.8-7 Bq/l).

Die gemessenen Konzentrationen von Tritium in der Nähe von Industrieanlagen waren im Bereich der tiefen Werte der letzten Jahre.

4.2.1 Ziele

Künstliche Radionuklide gelangen insbesondere aus Kernanlagen, Industriebetrieben und Spitälern in den Wasserkreislauf. Messungen in aquatischen Systemen erlauben es, die Immissionen der genannten Quellen zu überwachen, das Ausbreitungsverhalten von Radionukliden zu studieren sowie die Gesamtaktivität, welche die Schweiz im Rhein verlässt, zu bilanzieren.

4.2.2 Methoden

Die Bestimmung der Aktivitäten der überwachten Radionuklide erfolgt mittels Gammaskopie. Sedimente, Fisch- und Pflanzenproben werden gefriergetrocknet und die Aktivität pro Trockengewicht erhoben. In den grossvolumigen monatlichen Sammelproben von Hagneck, Klingnau und Pratteln werden die Radionuklide durch eine Eisenhydroxidfällung aufkonzentriert und dann gemessen. Die Proben der Kläranlage Zürich sowie die Rheinproben von Diepoldsau und Reckingen werden direkt gemessen. Zur Bestimmung der Tritiumkonzentrationen wird ein Flüssigszintillationszähler verwendet.

4.2.3 Zusammenfassung der Ergebnisse

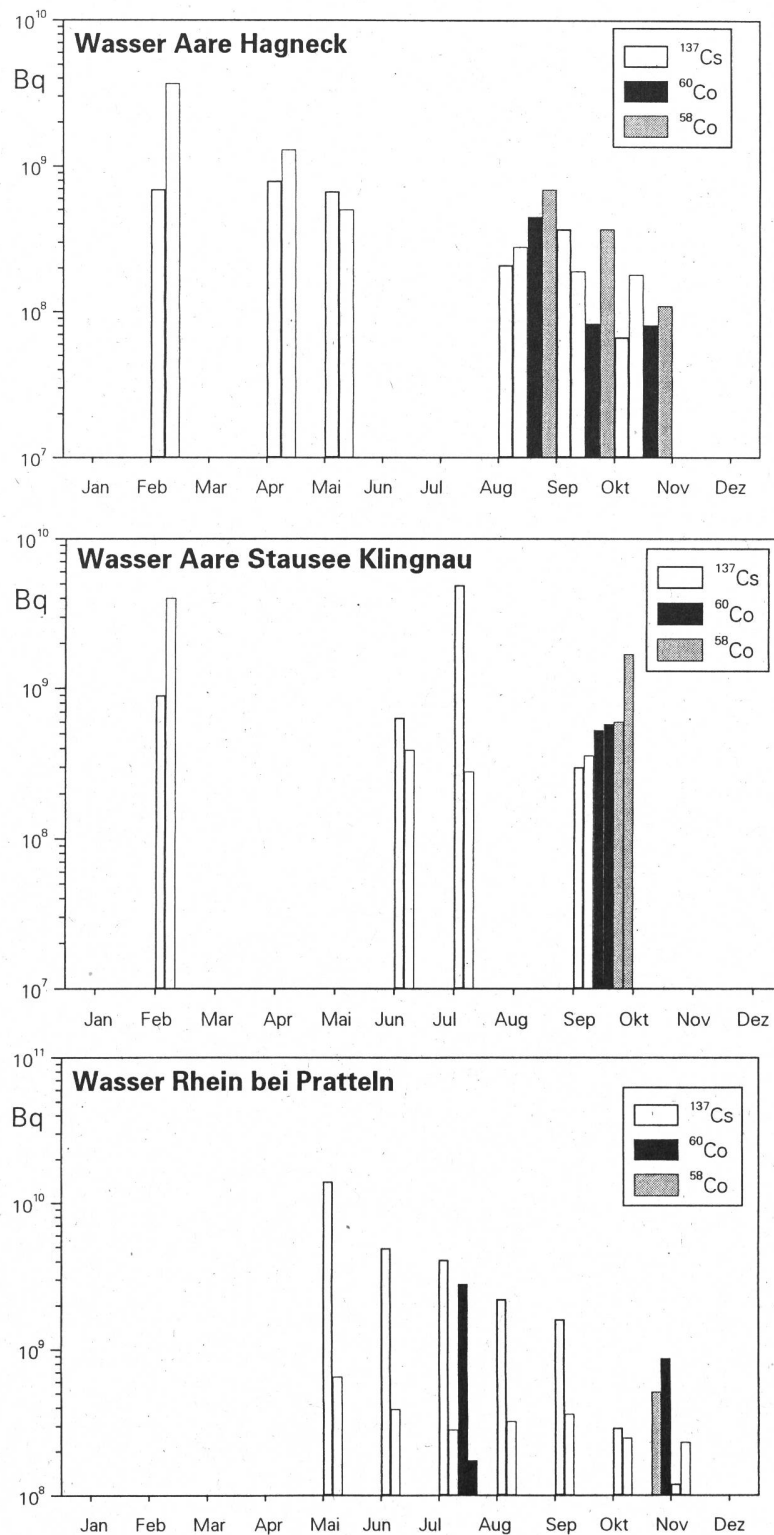
Kernanlagen

An den Standorten Hagneck und Klingnau entlang der Aare und Pratteln am Rhein werden kontinuierlich monatliche abflussproportionale Wasserproben genommen. Aufgrund der tiefen Konzentrationen der Radionuklide werden Probenvolumina von 100 Litern angestrebt. In diesen Proben werden die Aktivitäten der abgegebenen Radionuklide ^{58}Co , ^{60}Co , ^{137}Cs , ^{54}Mn und ^{65}Zn gemessen und mit den Abgaben der Kernkraftwerke Mühleberg, Gösgen, Beznau und Leibstadt verglichen.

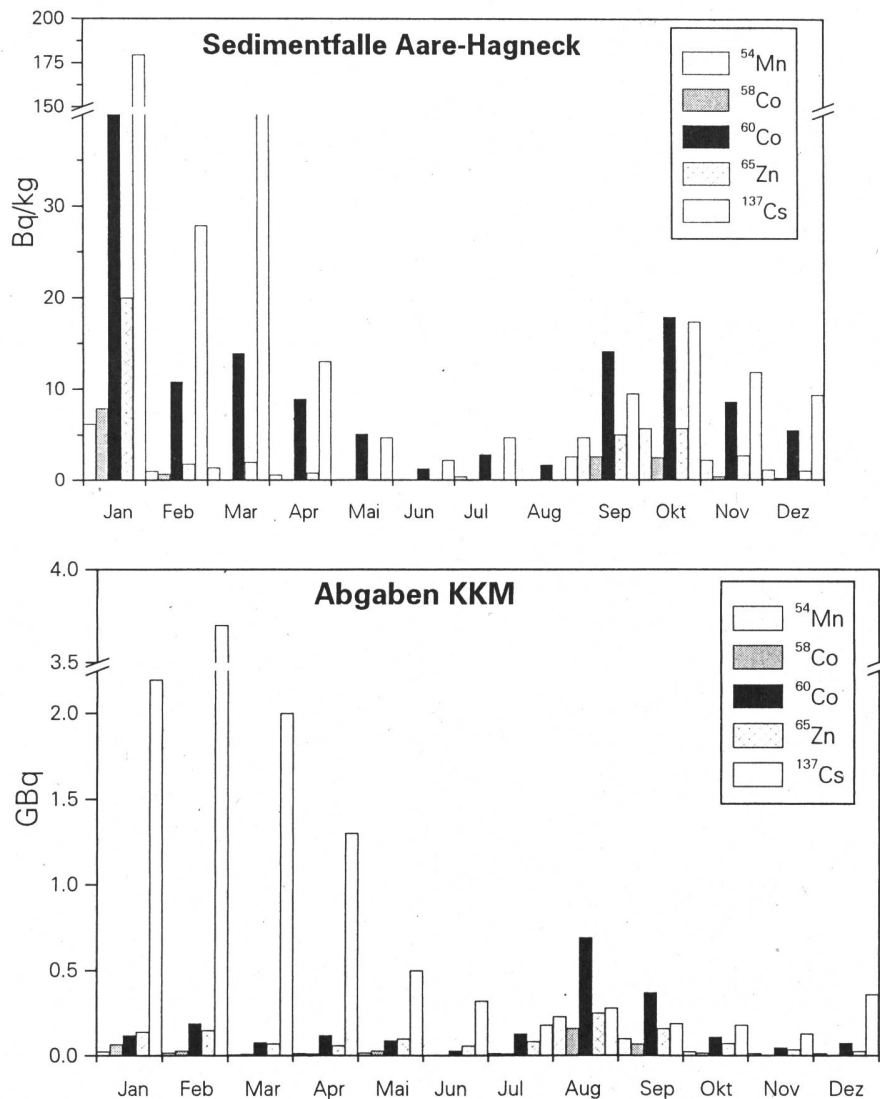
Die Figur 1 zeigt nebeneinander die gemessenen (links) und abgegebenen (rechts) Aktivitäten der Radionuklide ^{60}Co und ^{137}Cs an den drei Standorten. Dabei sind die gemessenen Werte im Sinne einer Bilanzierung über die Abflussmittelwerte hochgerechnet.

Für Hagneck und Klingnau stimmen diese Werte recht gut. In Pratteln sind die hochgerechneten Aktivitäten bis zum September immer wesentlich grösser als die abgegebenen. Die Hauptursache hierfür sind vermutlich die Jahrhunderthochwasser des Frühjahres. Sie ergaben einerseits eine überproportionale Verdünnung, andererseits wurde viel Material mitgeführt. In der Folge arbeiteten die Probenahmestationen unbefriedigend und die Probenmengen waren häufig zu klein (Verstopfung) oder zu gross (Wasserdruck), was eine zuverlässige Hochrechnung verunmöglicht. Zudem liegen bei kleinen Wassermengen die gemessenen Aktivitäten nur wenig über dem Untergrund und sind folglich mit einem grossen Fehler behaftet.

Die grösste Abgabe von ^{54}Mn von Mühleberg war im August (in der Figur 1 nicht dargestellt). Dies stimmt gut mit der Messung überein, wo auch in der monatlichen Sammelprobe eine hohe Aktivität gemessen wurde.



Figur 1 Die Figur zeigt jeweils **links** die gemessenen, hochgerechneten Aktivitäten von ^{60}Co und ^{137}Cs in den monatlichen Sammelproben, **rechts** die monatlichen Abgabensummen der Kernkraftwerke in Hagneck (Mühleberg), Klingnau (Mühleberg, Gösgen und Beznau) und Pratteln (Mühleberg, Gösgen, Beznau und Leibstadt).



Figur 2 Vergleich der gemessenen spezifischen Aktivitäten der Sedimentfalle von Klingnau mit den monatlichen Abgaben des Kernkraftwerkes Mühleberg

An den Probenahmestellen Hagneck, Klingnau und Pratteln werden monatlich Sedimentfallenproben untersucht. Qualitativ finden sich die abgegebenen Nuklide in den genommenen Proben wieder. In Hagneck (Figur 2) widerspiegelt sich der Jahresverlauf der Abgabe auch im Sediment recht gut.

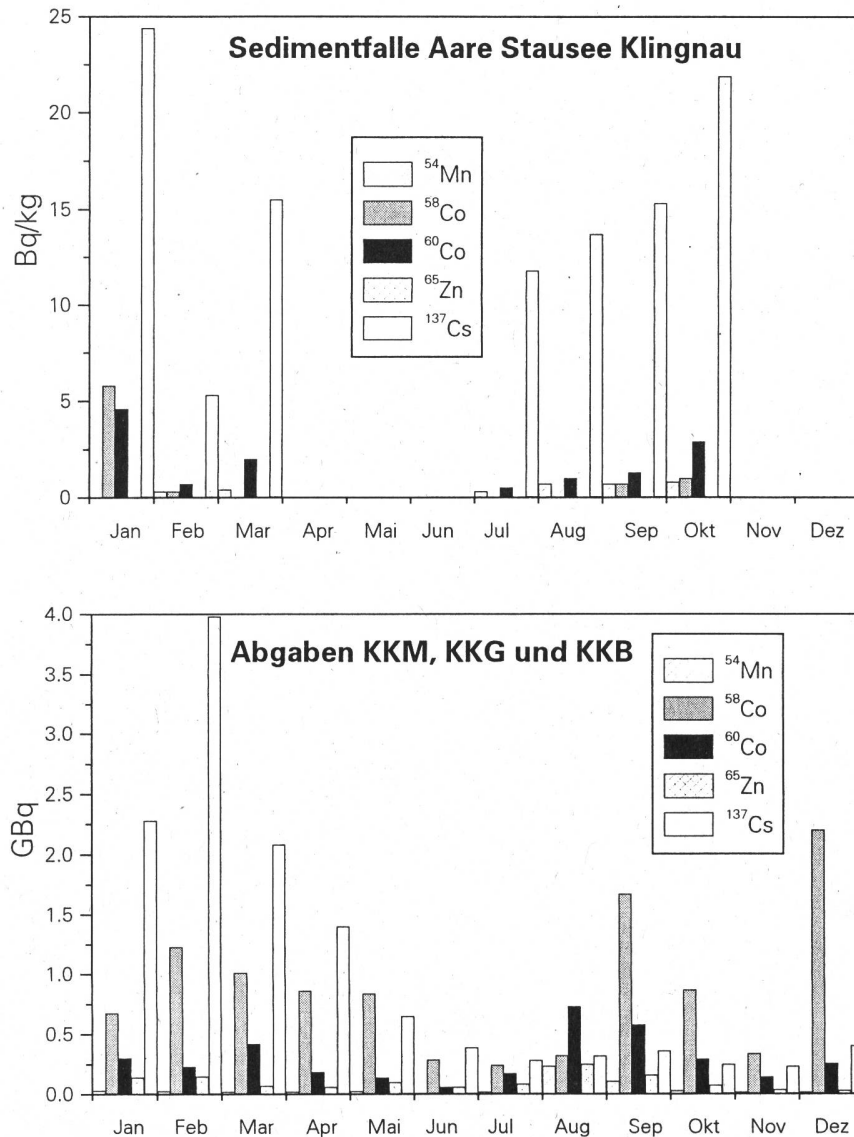
^{65}Zn , welches hauptsächlich von Mühleberg abgegeben wird, zeigt sich nur in der Sedimentfalle von Hagneck, während die Aktivität in der Sedimentfalle von Klingnau (Figur 3) bereits unterhalb der Nachweisgrenze liegt.

Die Aktivitäten von ^{137}Cs in den Sedimentfallen von Klingnau (Figur 3) und Pratteln (Figur 4) liegen deutlich über den Werten welche aufgrund der Abgaben der Kernkraftwerke erwartet würden. Dies deutet darauf hin, dass ein Teil des Cäsiums durch Erosion von Bodenschichten die noch Cäsium vom Tschernobylunfall enthalten eingebracht wird.

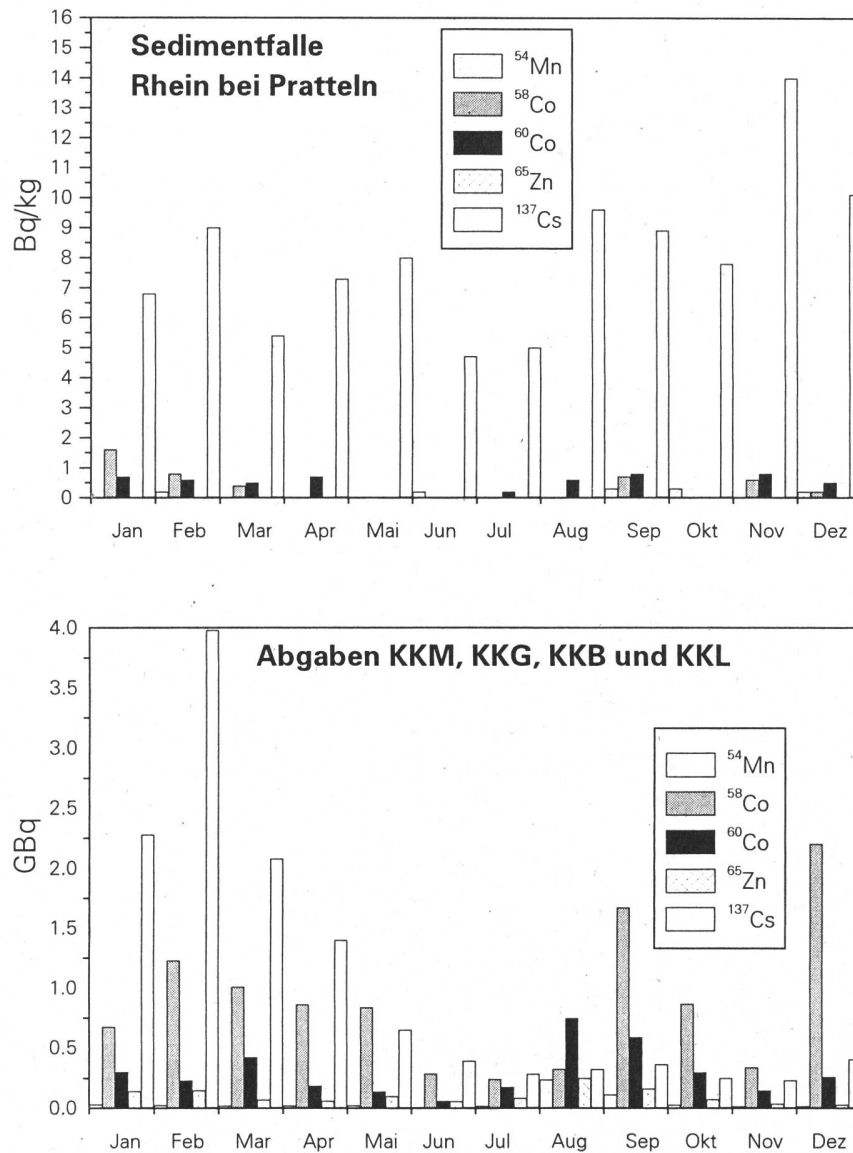
Im Oktober wurde in der Sedimentfalle von Hagneck 2.3 Bq/kg ^{134}Cs und in Pratteln noch 0.71 Bq/kg festgestellt. Gemäss Angaben des Kernkraftwerkes Mühleberg fand jedoch in dieser Zeit keine Abgabe statt.

Die Aktivitäten der natürlichen Radionuklide ^7Be (10-400 Bq/kg), ^{40}K (400-500 Bq/kg) und ^{210}Pb (10-100 Bq/kg) liegen im Bereich der Vorjahreswerte und sie sind wesentlich höher als diejenigen der künstlichen Radionuklide.

Die Wasserproben von Diepoldsau und Reckingen zeigen einzig gelegentliche Aktivitäten der natürlichen Radionuklide ^{40}K und ^{210}Pb sowie einmal ^{137}Cs im August.



Figur 3 Vergleich der Sedimentfallendaten von Klingnau mit den monatlichen, aufsummierten Abgaben von Mühleberg, Gösgen und Beznau, wobei die Sedimentfalle mehrfach durch Hochwasser und Menschen beschädigt wurde.



Figur 4 Vergleich der Sedimentfallendaten von Klingnau mit den monatlichen, aufsummierten Abgaben von Mühleberg, Gösens, Beznau und Leibstadt.

Fische und Pflanzen

In Pflanzenproben finden sich neben ^7Be , ^{40}K und ^{210}Pb die künstlichen Radionuklide ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{65}Zn und ^{137}Cs . Dies könnte entweder auf die selektive Aufnahme von Spurenelementen durch Wasserpflanzen zurückgeführt werden oder auf Anlagerungen an deren Oberflächen.

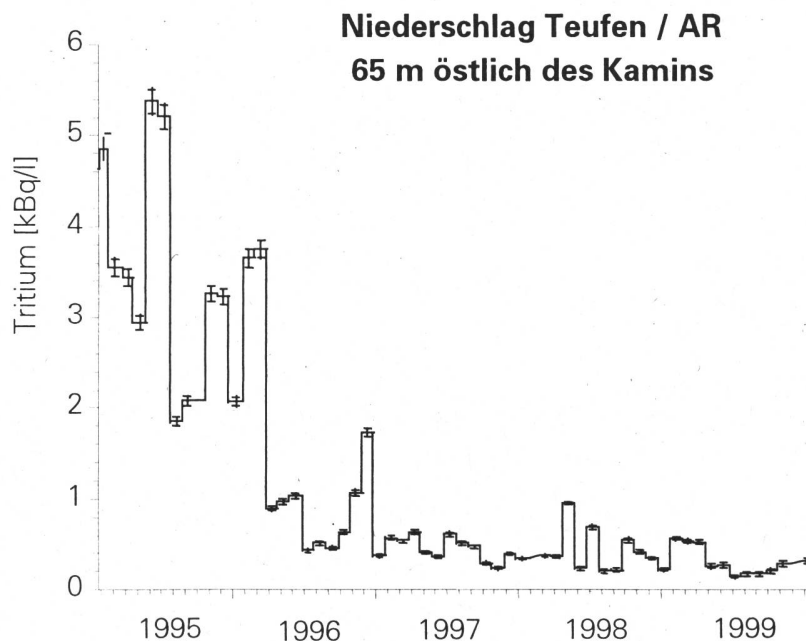
In Fischen aus der Aare wurden ausser 0.3-1.2 Bq/kg ^{137}Cs keine Aktivitäten von künstlichen Radionukliden gemessen. Diese Cäsiumaktivität entspricht nur etwa 1% der Aktivität des natürlichen Radionuklides ^{40}K .

Grundwasser

Im Februar und März wurden je eine Hundert-Liter-Probe der Trinkwasserpumpwerke von Aarberg und Pratteln untersucht. In keiner der Proben wurde ^{60}Co gefunden. Aufgrund der Vorjahresmessungen soll dem Grundwasser jedoch weiterhin spezielle Aufmerksamkeit gewidmet werden.

RC Tritec AG, Teufen/AR

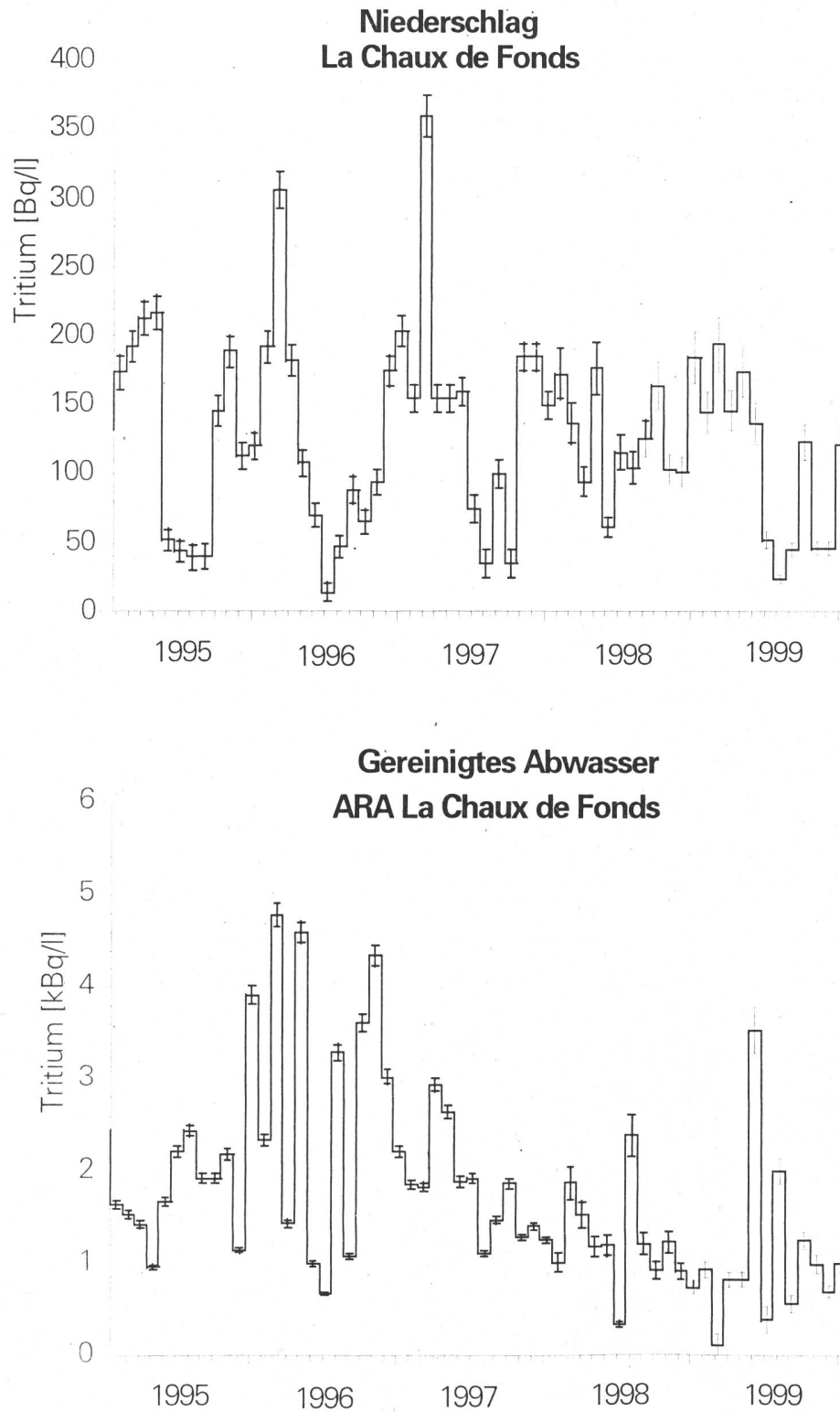
65 Meter östlich des Kamins der Firma Tritec befindet sich ein Regensammler. Die gemessenen monatlichen Tritiumkonzentrationen des Niederschlags sind seit 1996/97 auf einem konstant tiefen Niveau angelangt.



Figur 5 Tritiumkonzentrationen im Niederschlag neben der Firma Tritec in Teufen.

Messung in der Umgebung von La-Chaux-de-Fonds

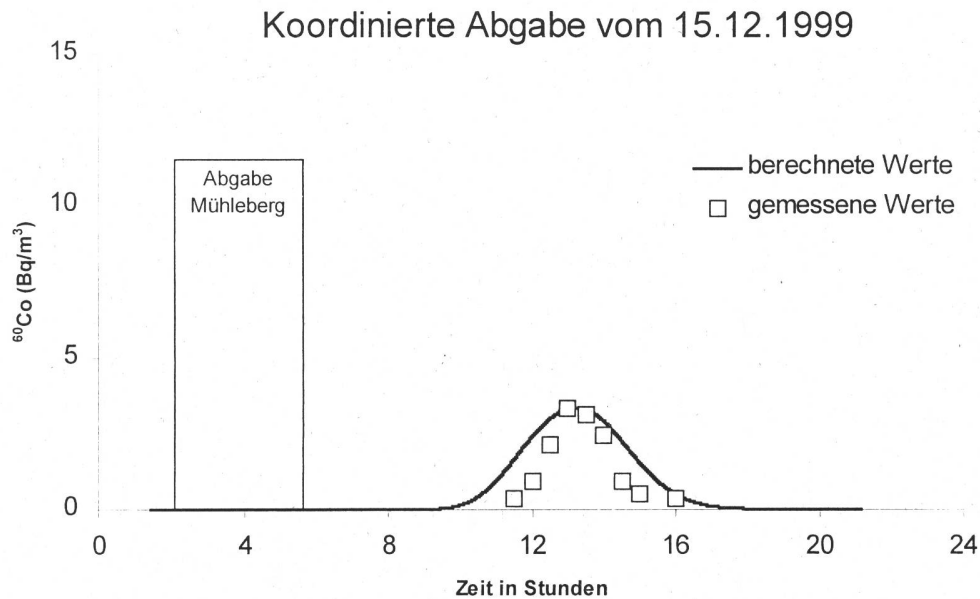
Die Figur 6 zeigt den Verlauf der Tritiumkonzentration von Proben des Regensammlers und des gereinigten Abwassers der Kläranlage von La Chaux-de-Fonds über die letzten 5 Jahre. Insgesamt belief sich die Belastung des Abwassers 1999 auf 9.3 GBq. Gemäss Angaben der SUVA wurden total 112 TBq verarbeitet.



Figur 6 Tritiumaktivität im Niederschlag und im gereinigten Abwasser von La Chaux-de-Fonds.

Koordinierte Abgabe

Am 15.12.1999 wurde eine koordinierte Abgabe durchgeführt. In Hagneck wurden während des erwarteten Durchganges des von Mühleberg abgegebenen Wassers jeweils Proben zu 50l genommen. In diesen Wasserproben wurde die Aktivität von ^{60}Co gemessen. Mit dem Computeprogramm AQUASIM wurde die Durchbruchkurve simuliert und die Ergebnisse verglichen. Die Figur 7 zeigt eine gute Übereinstimmung zwischen der gemessenen und der berechneten Kurve.



Figur 7 Koordinierte Abgabe des Kernkraftwerkes Mühleberg vom 15.12.99. Es wurden 33 m^3 mit einer ^{60}Co -Aktivität von 340 kBq/m^3 (Total $11.2 \cdot 10^6 \text{ Bq}$) abgegeben. Die durchgezogene Linie zeigt die erwartete Durchbruchkurve aufgrund von Berechnungen mit AQUASIM und die Quadrate die gemessene Aktivität der entsprechenden Wasserproben in Hagneck.

Kläranlage Zürich

Wöchentliche Proben von gereinigtem Abwasser der ARA Zürich werden gammaspektrometrisch gemessen. Während die Aktivität von ^{131}I immer unterhalb der Nachweisgrenze lag, traten sporadisch Aktivitäten von ^{137}Cs (0.4 Bq/l) sowie ^{40}K ($2\text{-}140 \text{ Bq/l}$) auf.

Oberflächengewässer

Von den Sammelstationen Diepoldsau und Reckingen werden Wasserproben vom Unter- und Oberrhein gammaspektroskopisch gemessen. Auch in diesen Proben konnten keine künstlichen Radionuklide nachgewiesen werden.

Literatur

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

**J.-J. Geering, P. Froidevaux, F. Barraud,
J.-F. Valley**

Institut de radiophysique appliquée
Grand-Pré 1, 1007 LAUSANNE

H. Völkle

Section de surveillance de la radioactivité
Office fédéral de la santé publique
Ch. Du Musée 3, 1700 FRIBOURG

M. Burger, R. Holzer

AC-Laboratorium Spiez
Gruppe Rüstung, VBS, 3700 SPIEZ

V. Figueiredo, A. Herrmann

Kantonales Laboratorium BS, 4012 BASEL

Résumé

Les mesures γ et de ^{90}Sr effectuées en 1999 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 1999, 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 introduit en 1998, 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 1999 dans le sol (profondeur 0-5 cm, sauf indication contraire) sont reportées dans le tableau 1.

Au voisinage des centrales nucléaires, les activités des émetteurs γ et du ^{90}Sr ne diffèrent pas des valeurs mesurées sur les sites de référence. Ces activités sont comparables aux valeurs mesurées les années précédentes.

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 d'Allmendhubel (Mürren 1907 m) et de Davos (1700 m).

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. 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. Au Tessin par exemple, environ 70 % du ^{137}Cs contenu dans le sol provient de l'accident de Tchernobyl, et le reste des retombées des années suivantes.

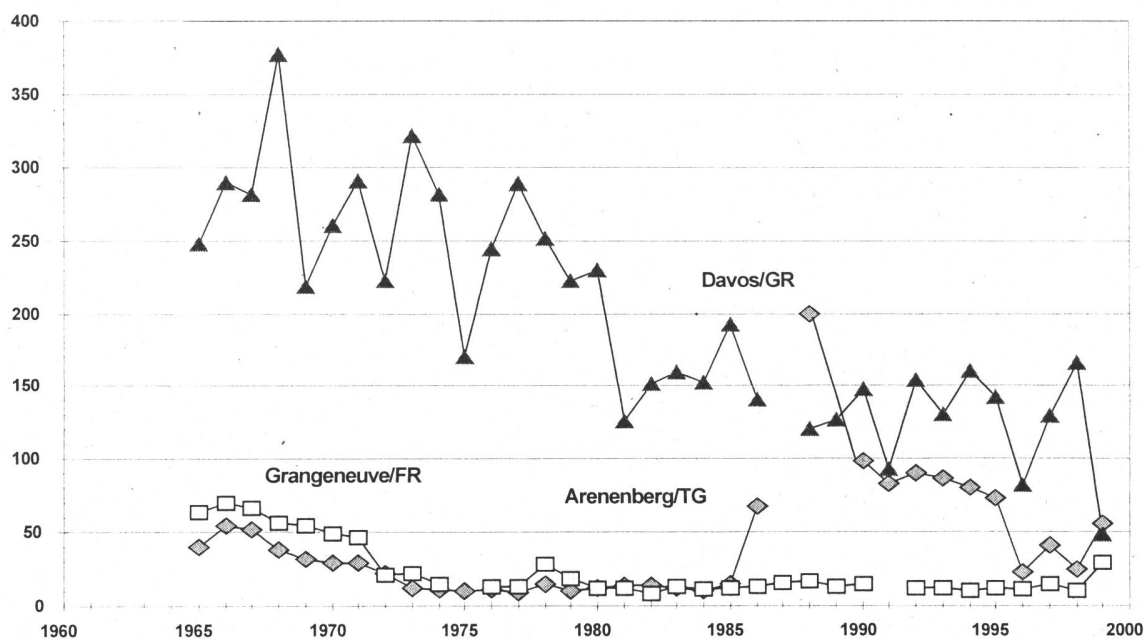


Fig. 1a: ^{137}Cs dans le sol au nord des Alpes en Bq/kg de matière sèche

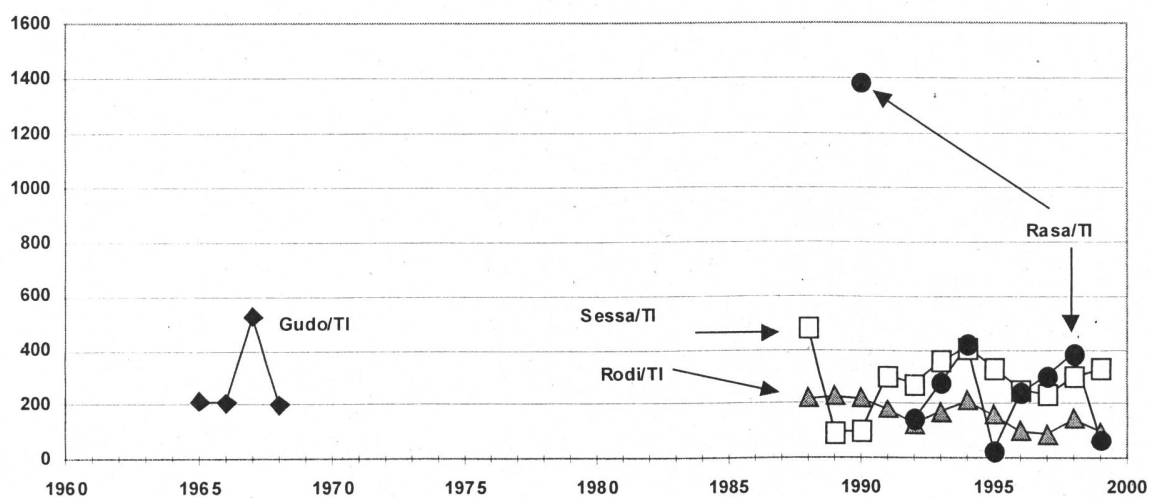


Fig. 1b: ^{137}Cs dans le sol au Tessin en Bq/kg de matière sèche

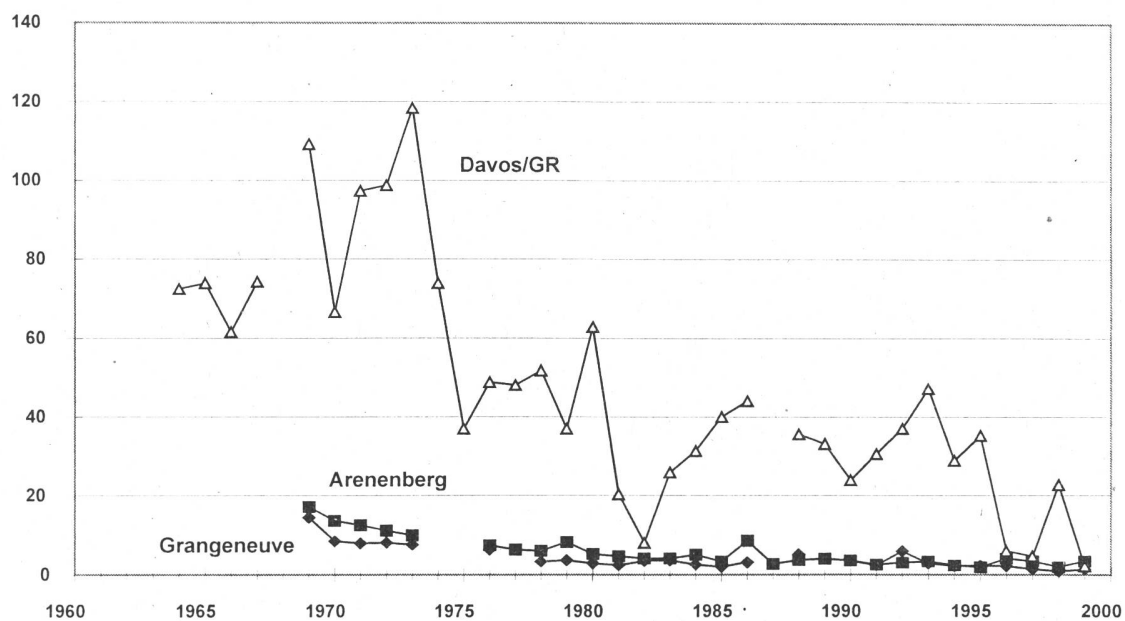


Fig. 2a: ^{90}Sr dans le sol au nord des Alpes en Bq/kg de matière sèche

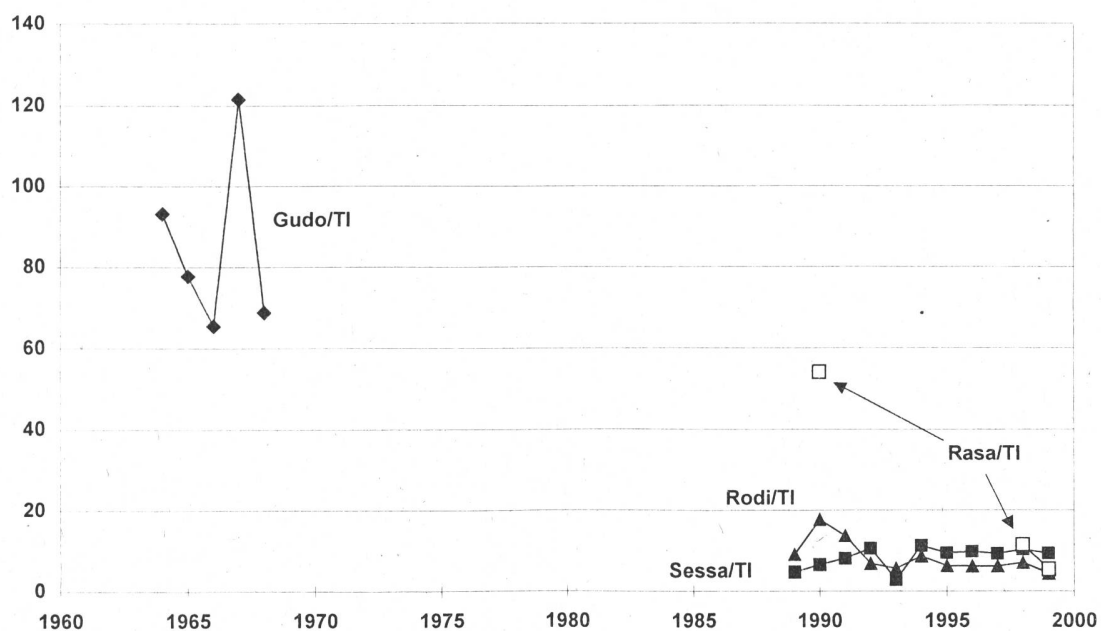


Fig. 2b: ^{90}Sr dans le sol au Tessin en Bq/kg de matière sèche

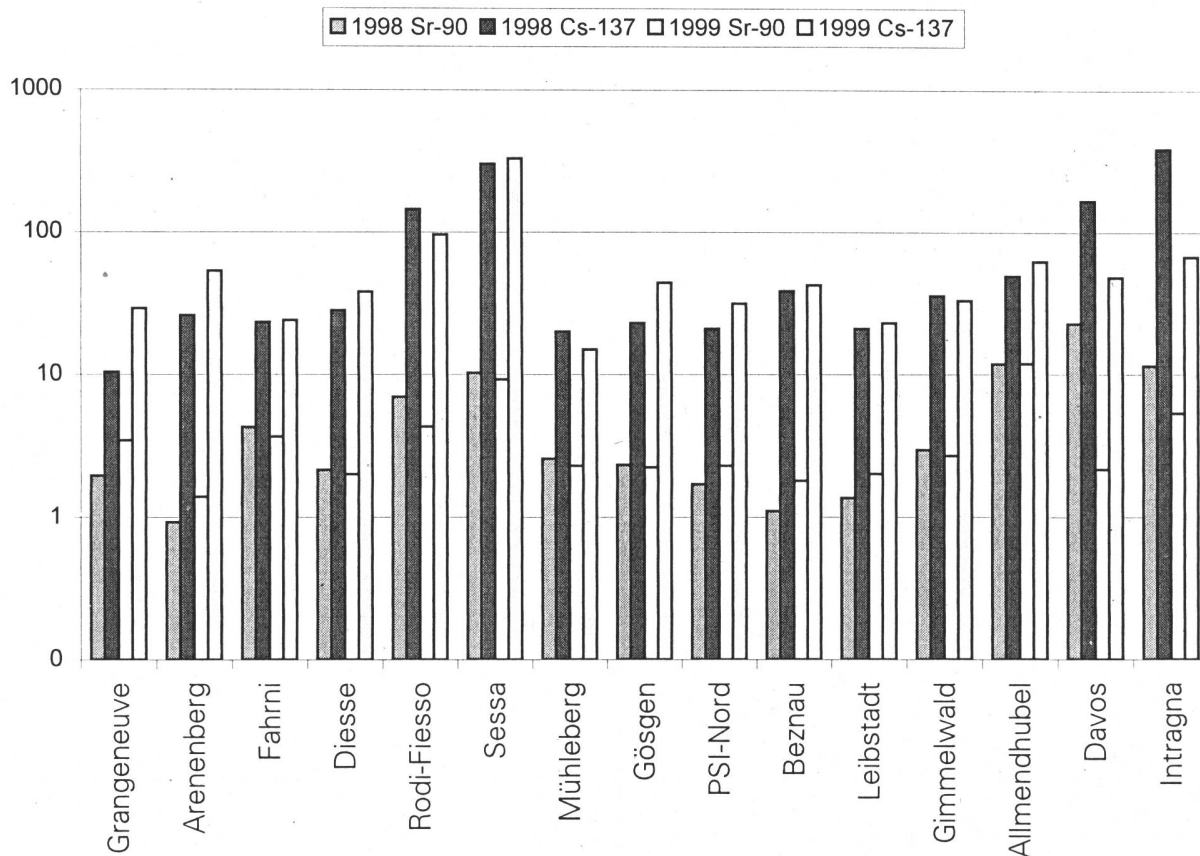


Fig. 3: Concentration radioactive du ^{90}Sr et du ^{137}Cs dans les sols en 1998 et 1999

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 mesurées actuellement dans le sol s'expliquent par la vitesse de migration dans les sols du strontium plus grande que celle du césium, ainsi que par l'apport dû à l'accident de Tchernobyl. La figure 3 montre que 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 .

Comme le césium n'est présent qu'en traces infimes dans le sol, le comportement du ^{137}Cs et son transfert dans les végétaux dépendent de la teneur en potassium du sol, car le césium et le potassium agissent de manière compétitive. D'une manière analogue, 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 du type de sol et des espèces végétales, ces dernières 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. Evolution de l'activité en ^{90}Sr dans l'environnement de 1951 à 1999

La figure 4 présente l'évolution de l'activité du ^{90}Sr de 1951 à 1999, dans des échantillons de sol, d'herbe, de blé, de lait (exprimée en Bq/kg de matière sèche), ainsi que celle de vertèbres humaines et de dents de lait (exprimée en Bq/g Ca) prélevés en Suisse. Les activités mesurées en montagne et au Tessin, significativement plus élevées, n'ont pas été incluses dans les moyennes annuelles. L'activité des os (vertèbres d'adultes) est rapportée à l'année de décès, celle des dents de lait à l'année de naissance de l'enfant.

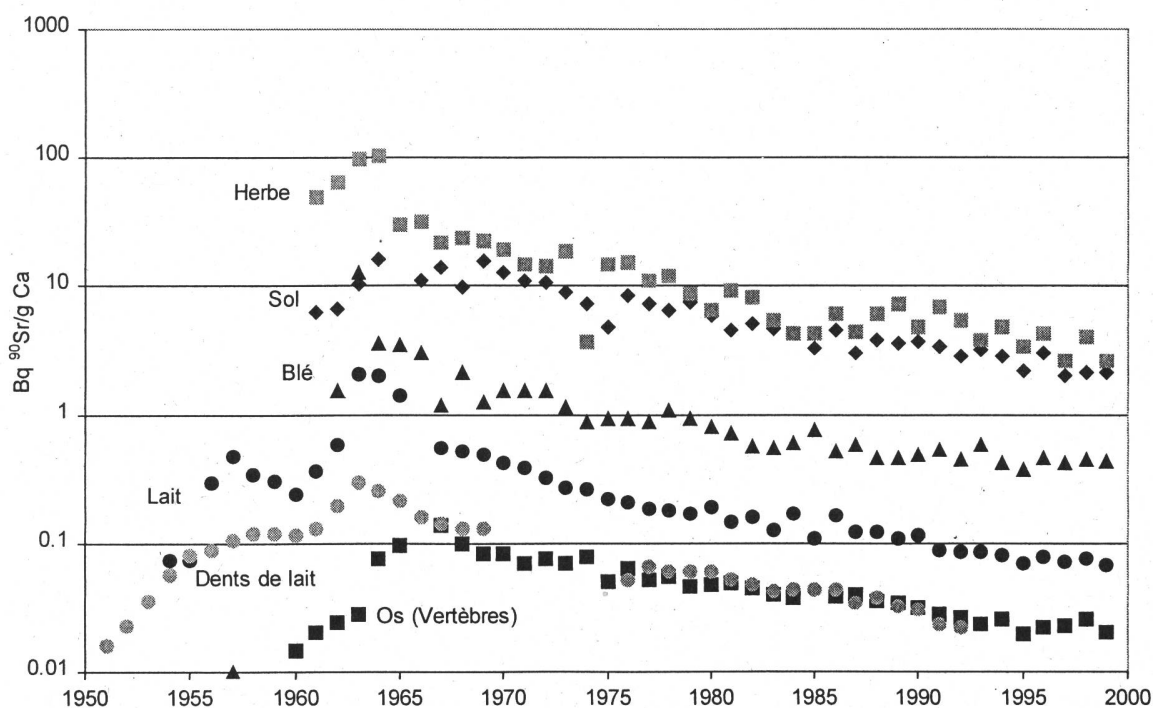


Fig. 4: Evolution de l'activité en ^{90}Sr dans l'environnement en Suisse de 1961 à 1999.

Suite au moratoire des essais nucléaires atmosphériques conclu en 1962, l'activité maximale en ^{90}Sr a été atteinte vers 1964 pour les six types d'échantillons mesurés, puis a diminué régulièrement, principalement par migration du ^{90}Sr dans les couches plus profondes du sol, par voie métabolique (os et dents) et par décroissance radioactive.

4.3.4. Conclusions

Les mesures γ et les déterminations de ^{90}Sr effectuées en Suisse en 1999 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 ces nucléides, 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'au Tessin. 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: Radioactivité du sol de 1999
Bq/kg matière sèche, rapporté à la date de prélèvement

Region/Ort	n =	^{40}K	^{134}Cs	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239}\text{Pu} + ^{240}\text{Pu}$	^{241}Am
AG (voisinage KKL)	4	330 - 440	< 1	19 - 27	2.0 ± 0.2	0.22 ± 0.02	0.09 ± 0.01
AG (voisinage KKB, PSI)	6	370 - 470	< 1	30 - 49	---	0.13 ± 0.02	0.05 ± 0.01
AG (voisinage ZWILAG) ⁵⁾	8	320 ± 90	1 - 2.4	96 ± 32	---	---	---
BE (voisinage KKM)	4	340 - 740	< 1	2 - 28	2.3 ± 0.3	0.20 ± 0.02	0.08 ± 0.01
BE (Allmendhubel) ¹⁾	1	536 ± 20	< 0.19	62 ± 4	11.9 ± 1.2	1.35 ± 0.07	0.56 ± 0.05
BE (Gimmelwald) ²⁾	1	303 ± 9	< 0.15	33 ± 1	2.7 ± 0.5	0.78 ± 0.04	0.31 ± 0.03
BE (Fahrni/Unterland)	1	493 ± 12	< 0.12	24 ± 1	3.7 ± 0.5	0.60 ± 0.04	0.24 ± 0.02
BE (Diesse/Jura)	1	614 ± 18	< 0.28	38 ± 1	2.0 ± 0.4	0.47 ± 0.03	0.20 ± 0.03
BL (Sissach)	1	474 ± 15	< 0.5	30 ± 2	---	---	---
FR (Grangeneuve)	1	394 ± 22	< 0.9	29 ± 1	3.5 ± 0.3	0.63 ± 0.04	0.27 ± 0.03
GE (voisinage CERN)	4 ³⁾	330 - 400	< 1	12 - 23	0.5 - 1.7	---	---
GE (voisinage CERN)	2 ⁴⁾	330 - 400	< 1	7 - 10	0.6 - 1.8	---	---
GR (Chur)	1	842 ± 44	< 1.4	1.6 ± 0.2	---	---	---
GR (Davos)	1	1103 ± 57	< 3.4	48 ± 3	2.2 ± 0.1	0.42 ± 0.03	0.15 ± 0.02
SO/AG (voisinage KKG)	4	280 - 450	< 1	24 - 64	2.2 ± 0.2	0.37 ± 0.03	0.16 ± 0.03
TG (Arenenberg)	2	460 - 513	< 1	53 - 58	1.4 ± 0.2	0.22 ± 0.02	0.06 ± 0.02
TI (Caslano)	2	600 - 610	2.3 - 2.5	330 - 400	---	---	---
TI (Intragna)	1	631 ± 33	< 0.1	67 ± 4	5.3 ± 0.4	0.45 ± 0.03	0.18 ± 0.02
TI (Magadino)	2	870 - 880	1.2 - 1.3	135 - 280	---	---	---
TI (Rodi-Fiesso)	1	487 ± 26	< 4	96 ± 5	4.3 ± 0.4	0.22 ± 0.02	0.10 ± 0.01
TI (Sessa)	1	596 ± 32	4.2 ± 0.3	330 ± 17	9.2 ± 0.3	0.55 ± 0.04	0.23 ± 0.02
TI (Stabio)	2	640 - 680	4.1 - 4.8	530 - 610	---	---	---
VD (Lausanne)	1	496 ± 26	< 0.9	20 ± 1	---	---	---
VD (La Dôle) ³⁾	1	433 ± 24	1.7 ± 0.2	115 ± 6	14.8 ± 0.4	1.28 ± 0.07	0.48 ± 0.05
VD (La Dôle) ⁴⁾	1	491 ± 26	3.4 ± 0.3	68 ± 3	15.7 ± 0.4	1.29 ± 0.07	0.54 ± 0.05
VD (Mont Tendre) ³⁾	1	315 ± 18	4.5 ± 0.3	407 ± 21	29.4 ± 0.5	3.22 ± 0.20	1.23 ± 0.10
VD (Mont Tendre) ⁴⁾	1	403 ± 21	3.7 ± 0.3	50 ± 3	16.7 ± 0.5	0.58 ± 0.04	---
VS (Finges/Pfyn)	1	681 ± 35	< 3.9	15 ± 1	---	---	---
ZH (diverse)	4	430 - 460	< 1 - 2.4	14 - 49	---	---	---

1) alpage 2) vallée 3) couche 0-5 cm 4) couche 5 - 10 cm 5) sol de forêt

Tableau 2: Radioactivité de l'herbe de 1999
Bq/kg matière sèche, rapporté à la date de prélèvement

Region/Ort	n=	⁴⁰ K	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr
AG (voisinage KKL)	8	430 - 720	< 6	< 10	6.0 ± 0.2
AG (voisinage KKB)	5	500 - 1200	< 2	< 2	—
AG (voisinage PSI)	6	520 - 1200	< 2	< 2 - 6	—
BE (voisinage KKM)	7	950 - 1370	< 6	< 12	3.9 - 4.2
BE (Almendhubel) ¹⁾	1	534 ± 20	< 0.2	3.3 ± 0.2	40.8 ± 0.5
BE (Gimmelwald) ²⁾	1	800 ± 25	< 0.2	2.4 ± 0.2	1.7 ± 0.3
BE (Fahrni/Unterland)	2	956 - 966	< 0.3	< 0.8 - 2.3	1.7 - 4.2
BE (Diesse/Jura)	2	1020 - 1200	< 0.3	0.3 - 0.9	0.8 - 2.5
BL (Sissach)	1	470 ± 30	< 0.3	3.9 ± 0.3	2.1 ± 0.2
FR (Grangeneuve)	1	990 ± 45	< 1.6	< 1.9	1.3 ± 0.1
GE (CERN)	4	450 - 800	< 1.6	< 2.5	1.3 - 3.1
GR (Chur)	1	1340 ± 75	< 4	< 3	—
GR (Davos)	2	925 - 1090	< 2.2	< 1.8	5.5 - 19.5
JU	1	633 ± 40	< 1.8	30 ± 1	—
SG (Wil, Ob.-Rheintal)	2	750 - 1000	< 5	< 8	—
SO/AG (voisinage KKG)	8	440 - 900	< 6	< 8	2.3 ± 0.1
TG (Arenenberg)	4	1000 - 1590	< 5	< 0.2 - 5.3	2.0 - 2.6
TI (Rodi)	2	840 - 980	< 4	7.0 - 13.4	4.2 ± 0.1
TI (Sessa)	2	910 - 1110	< 5	< 4	10.1 ± 0.2
TI (Intragna)	2	610 - 650	< 3.3	33 - 84	29.0 ± 0.3
VD (Lausanne)	1	675 ± 40	< 2.6	3.2 ± 0.5	—
VS (Finges/Pfyn)	1	1155 ± 60	< 1.9	< 1.6	—
ZH (Lindau)	1	880 ± 50	< 2.6	3.1 ± 0.4	—

1) alpage 2) vallée

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 Normierung von Extraktionsexperimenten zur Bestimmung der Bindung von Radiocäsium an Sedimente des Luganersees

E. Klemt¹⁾, S. Kaminski¹⁾, R. Miller¹⁾, G. Zibold¹⁾, M. Astner²⁾, M. Burger²⁾, E. Schmid²⁾

- 1) Fachhochschule Ravensburg-Weingarten, University of Applied Sciences
P.O.B. 1261, D-88241 WEINGARTEN, Germany (Klemt@fbp.fh-weingarten.de)
- 2) GR, AC Laboratorium Spiez, Sektion Sicherheitsfragen, Zentrale Analytik und Radiochemie
CH-3700 SPIEZ, Schweiz

Zusammenfassung

Bei Sedimentproben von unterschiedlichen Positionen im Luganersee wurde die Bindung von ^{137}Cs an unterschiedliche geochemische Fraktionen des Sediments anhand aufeinanderfolgender Extraktionen bestimmt. Die Ergebnisse der Extraktionen mussten normiert werden, da der Anteil an extrahierbarem ^{137}Cs im Lauf der Zeit abnimmt. Eine weitere Korrektur war bei den Extraktionen gefriergetrockneter Proben erforderlich, da hier der im wesentlichen an Karbonate gebundene Anteil von ^{137}Cs höher als bei frischen feuchten Proben ist.

Im Luganersee beträgt der Anteil von austauschbarem ^{137}Cs in der Regel etwa 5 %. Im direkten Strom der Zuflüsse ist er um einen Faktor 2 bis 3 geringer. Der Anteil von nicht extrahierbarem ^{137}Cs , der im wesentlichen fest an die Fraktion Tonminerale, Feldspate und Quarz gebunden ist, beträgt in der Regel 90 %; in Mündungsnähe der Zuflüsse ist er um einen Faktor bis zu 2 geringer. Es gibt jedoch zwei Positionen jeweils in der Mitte eines Beckens, an denen der Anteil des extrahierbaren ^{137}Cs deutlich (bis zu einem Faktor 3) höher ist.

4.4.1 Einleitung

Mit einer Oberfläche von 48,9 km² und einem Volumen von 6.5 km³ ist der Luganersee einer der großen Trinkwasserreservoirs der Südschweiz. Der aus dem Unfall von Tschernobyl stammende radioaktive Fallout führte zu einem anfänglichen ^{137}Cs -Eintrag von etwa 24 kBq/m² auf die Wasseroberfläche (Santschi et al., 1990). Dieser ursprüngliche Eintrag ist vergleichbar mit dem Eintrag von 17 kBq/m² in den Bodensee (Mangini et al., 1990), nördlich der Alpen. Während im Bodensee das ^{137}Cs mit einer anfänglichen Verweilzeit von nur 5 Monaten (Santschi et al., 1990) rasch aus der Wassersäule entfernt wurde, betrug die Verweilzeit im südlichen und nördlichen Becken des Luganersees 14 bzw. 21 Monate. Die Mobilität von Radiocäsium in Frischwasserseen hängt stark von den limnologischen Eigenschaften der Seen ab. Diese bestimmen das Potential des gelösten Cäsiums zu reversibler Bindung z.B. an organisches Material bzw. letztendlich zur festen Bindung an Tonmineralpartikel. Um die Bindung von ^{137}Cs an die unterschiedlichen geochemischen Fraktionen des Sediments zu bestimmen, wurden aufeinanderfolgende Extraktionen an Sedimentproben von unterschiedlichen Positionen im See durchgeführt. Ein Problem, das beim Vergleich verschiedener Extraktionen auftritt, ist, dass der Anteil extrahierbaren ^{137}Cs normalerweise im Laufe der Zeit abnimmt. Daher wird das Ergebnis nicht nur vom Jahr der

Probennahme beeinflusst, sondern auch vom Anteil an ^{137}Cs in den Proben, das von den Kernwaffentests der frühen 60er Jahre stammt. Zudem kommt man zu unterschiedlichen Ergebnissen, je nachdem, ob die Extraktionen an frischen feuchten oder an getrockneten Proben durchgeführt wurden. Um die Extraktionsergebnisse von Sedimentproben unterschiedlicher Positionen des Luganersees vergleichen zu können, mussten sie auf bestimmte „Standardbedingungen“ normiert werden.

4.4.2 Experimentelle Methoden

Der Luganersee besteht im wesentlichen aus zwei Teilen, voneinander getrennt durch eine Stirnmoräne, auf welcher ein künstlicher Damm errichtet wurde. Das tiefere nördliche Becken mit einer maximalen Tiefe von 288 m in der Nähe der Position GA1 hat eine Wasser-Verweilzeit von 30 Jahren, während die Verweilzeit im restlichen See nur 2 bis 3 Jahre beträgt. (Niessen, 1987). Die größten Zuflüsse sind Cassarate, Vedeggio, Magliasina und Cuccio. Der Abfluss, der zum Lago Maggiore führt, ist die Tresa.

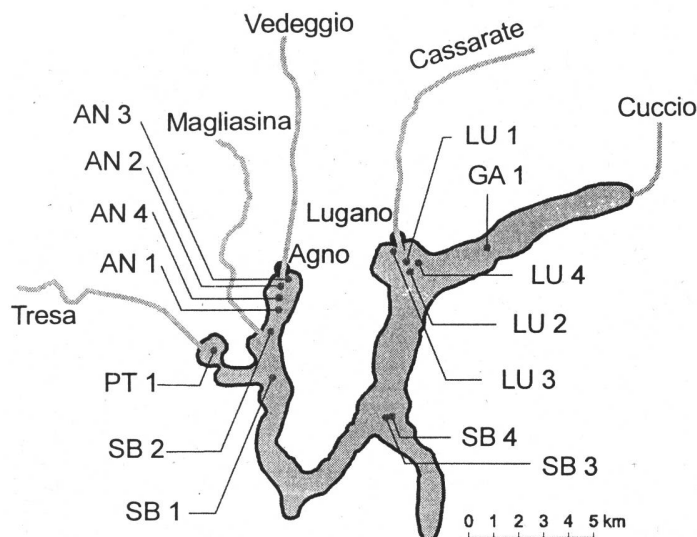


Abb. 1: Probenahmepositionen im Luganersee

Mit Hilfe eines Sedimentstechers, wurden in den Jahren 1994 bis 1998 an den in Abb. 1 gezeigten Positionen Sedimentproben entnommen. Die Proben wurden in der Umgebung der Mündungen des Cassarate und des Vedeggio sowie in der Mitte der verschiedenen Becken genommen.

Die Extraktionsexperimente wurden entweder an feuchten oder an gefriergetrockneten Proben durchgeführt. Ein modifiziertes fünfstufiges Extraktionsverfahren nach Robbins et al., 1992, wurde angewandt. Die experimentelle Vorgehensweise ist in Tabelle 1 dargestellt. Das direkt austauschbare ^{137}Cs wurde durch Ammonium-Ionen ersetzt (I). Karbonate wurden

durch Beigabe von Salzsäure gelöst (II), organisches Material wurde durch H_2O_2 gelöst (III), Fe- und Mn-Oxyde und -Hydroxyde wurden durch die Zugabe von $\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$ in Essigsäure extrahiert (IV), und amorphe Silikate wurden in NaOH gelöst (V). Der Rest, der übrigbleibt, besteht im wesentlichen aus Tonmineralen, Feldspaten und Quarz. Nach jedem Extraktionsschritt wurden die Sedimentproben zentrifugiert, die überstehende Flüssigkeit wurde abgossen und schließlich $0.45\ \mu\text{m}$ gefiltert. Die ^{137}Cs Aktivität der Proben und Extrakte wurde mittels Gammaspektrometrie mit Hilfe eines koaxialen Reinstgermanium-Detektors analysiert.

Nachteilig bei der Methode der sequentiellen Extraktion ist, dass im gleichen Schritt mit Extraktionen von unterschiedlichen Phasen als auch mit unvollständige Extraktionen in den einzelnen Schritten gerechnet werden muß (Förster, 1985). Dennoch können zumindest die dominanten geochemischen Bindungen und die Unterschiede zwischen Sedimenten verschiedener Positionen bestimmt werden.

Um die Tiefenverteilung des ^{137}Cs im Sediment zu untersuchen und Aufschlüsse über den Anteil des aus den Kernwaffentests stammenden ^{137}Cs zu erlangen, wurden zusätzliche Sedimentkerne in 10 mm dicke Scheiben geschnitten, gefriergetrocknet, gemahlen und auf ihren ^{137}Cs Gehalt hin analysiert. Bei der Tiefenverteilung sind zwei deutliche Maxima zu erkennen, das Obere kann dem Fallout durch den Unfall in Tschernobyl zugeordnet werden, das Untere den atmosphärischen Kernwaffentests.

Tabelle 1: Fünfstufiges ^{137}Cs Extraktionsverfahren

	Chemikalien	Vorgehen	Phasen
1.	$\text{NH}_4\text{-Ac}$ (1 M)	24 h Schütteln	Austauschbare Ionen
2.	HCl (5 %)	Schütteln bis zum Gleichgewicht von $\text{pH} \approx 5$	Karbonate
3.	H_2O_2 (30 %)	3 h Rühren bei 85 °C	Organisches Material
4.	$\text{NH}_2\text{OH-HCl}$ (1 M) in HAc (25 %)	3 h Schütteln	Eisen- und Mangan-Oxide und -Hydroxide
5.	NaOH (0.1 M)	40 min Rühren bei 80 °C	Amorphe Silikate

4.4.3 Experimentelle Ergebnisse und Diskussion

Tabelle 2 zeigt die direkt gemessenen nicht korrigierten Prozentsätze von ^{137}Cs , das aus den Sedimentproben extrahiert wurde und von ^{137}Cs , das im Rückstand gebunden war. Desweiteren ist das Jahr der Probennahme aufgeführt, die Dicke der oberen für die Extraktionen verwendete Sedimentschicht sowie die Angabe, ob die Extraktionen an feuchtem oder trockenem Material durchgeführt wurden.

Tabelle 2: Gemessene in den 5 aufeinanderfolgenden Stufen aus Sedimenten verschiedener Positionen des Luganersee extrahierte Prozentsätze von ^{137}Cs

Pos.	1.Stufe	2.Stufe	3.Stufe	4.Stufe	5.Stufe	Rückstand	Jahr	Dicke	Zustand
LU2	1,40	3,10	6,20	4,70	1,20	83,4	1994	30 cm	feucht
LU4	1,96	6,61	5,34	1,87	0,60	83,6	1995	30 cm	feucht
LU3	4,44	7,11	10,63	2,89	0,00	74,9	1995	30 cm	feucht
AN1	2,10	9,90	11,20	2,30	0,30	74,2	1994	30 cm	feucht
AN4	1,85	9,56	9,92	3,73	1,59	73,4	1995	30 cm	feucht
AN3	4,16	18,22	10,17	4,41	1,53	61,5	1995	30 cm	feucht
PT1	5,20	2,73	3,01	2,97	1,80	84,3	1996	30 cm	feucht
SB1	8,85	4,13	4,21	3,87	2,19	76,8	1996	30 cm	feucht
SB2	3,19	0,89	2,82	1,83	1,34	89,9	1997	10 cm	trocken
SB3	5,03	1,80	1,45	1,61	1,27	88,8	1997	10 cm	trocken
SB4	4,36	2,82	1,22	1,06	0,82	89,7	1998	10 cm	trocken
SB4	4,33	1,15	1,49	1,00	0,84	91,2	1998	10 cm	feucht
GA1	2,70	1,64	1,74	1,64	0,63	91,6	1998	10 cm	trocken
GA1	2,63	0,60	1,03	1,98	1,09	92,7	1998	10 cm	feucht

Ein Großteil des ^{137}Cs kann in diesen 5 Stufen nicht extrahiert werden. Es ist im Rückstand gebunden, der im wesentlichen aus Tonmineralen, Feldspaten und Quartz besteht. Der Anteil des insgesamt extrahierten ^{137}Cs variiert an den verschiedenen Positionen des Sees um einen Faktor 4. In der Nähe der Flussmündungen ist er hoch und wird mit zunehmender Entfernung zu den Mündungen geringer. Der Unterschied zwischen den beiden Becken ist bereits in Tabelle 1 ersichtlich.

Die folgenden Überlegungen dienen dazu, die Ergebnisse der Extraktionsexperimente auf „Standardbedingungen“ zu normieren. In Kaminski et al., 1998, wurde das gleiche 5-stufige Extraktionsexperiment auf Proben angewandt, die 1989 verschiedenen Sedimenttiefen im Bodensees entnommen worden waren (Hier lag der Gesamtanteil des extrahierten ^{137}Cs etwa beim gleichen Wert wie an der Position GA1). Aufgrund des Unfalls von Tschernobyl (1986) bzw. aufgrund der Kernwaffentests (größter Eintrag 1963) war das ^{137}Cs hier 3 bzw. 26 Jahre vor den Extraktionsexperimenten in das Sediment eingetragen worden. Wir schließen aus den gemessenen Anteilen von extrahierbarem ^{137}Cs , dass der Gesamtanteil des extrahierbaren ^{137}Cs mit einer Halbwertszeit von 12.5 Jahren und dass der Anteil austauschbarer ^{137}Cs Ionen mit einer Halbwertszeit von 24 Jahren abnimmt. Bei den Positionen GA1 und SB4 wurden Extraktionsexperimente sowohl an feuchtem als auch an trockenem Sedimentproben durchgeführt. Der Gesamtanteil von extrahierbarem ^{137}Cs ist beim feuchten Material um einen Faktor 0.86 geringer. Dies ist im wesentlichen auf Unterschiede im Prozentsatz des in der zweiten Stufe extrahiertem ^{137}Cs zurückzuführen (vgl. Tabelle 2).

Mit diesen Überlegungen sind wir in der Lage, unsere experimentellen Ergebnisse auf eine „Standardprobe“ zu korrigieren. Diese wurde im Jahr 1994 genommen, als wir mit unseren Versuchen begannen. Die Experimente wurden an feuchtem, frischem Material durchgeführt, und die Probe enthält nur ^{137}Cs aus dem Tschernobyl Fallout. Korrigierte Prozentsätze von extrahiertem ^{137}Cs sind in Abb. 2 dargestellt.

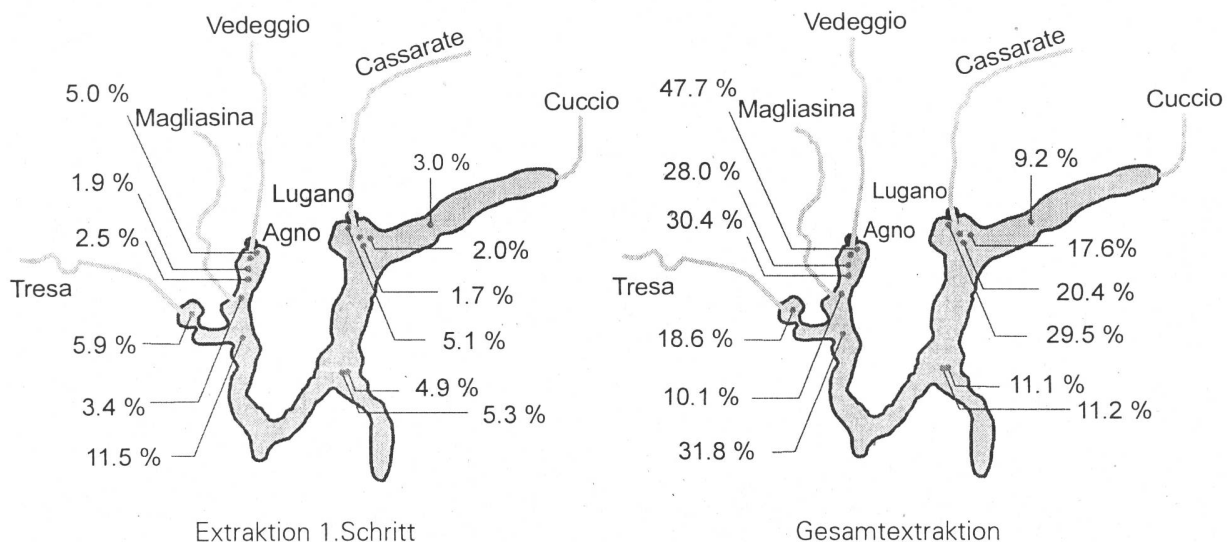


Abb. 2: Korrigierter Prozentsatz von extrahiertem ^{137}Cs

Der korrigierte Prozentsatz austauschbaren ^{137}Cs beträgt meistens ca. 5%. In der Nähe der Mündungen, aber nicht im direkten Strom der Zuflüsse liegt er ebenfalls bei etwa 5%. Lediglich innerhalb der ersten ein bis zwei Kilometer im direkten Strom der Zuflüsse ist er um einen Faktor 2 bis 3 niedriger.

Der korrigierte Prozentsatz, der insgesamt in den 5 aufeinanderfolgenden Stufen extrahiert wurde, liegt in der Mitte der Becken bei ca. 10% und steigt um einen Faktor 3 bis 5 an, je näher man den Mündungen der Zuflüsse kommt. Die größten Abweichungen von den in der Mitte der Becken vorgefundenen Prozentsätzen sind in unmittelbarer Nähe der Mündungen festzustellen. Der Gesamtprozentsatz des extrahierten ^{137}Cs ist außerdem im Becken von Ponte Tresa (PT1), in der Nähe des Abflusses Tresa, höher.

Eine Ausnahme bildet die Position SB1: Hier sind der Extraktionsgrad des ersten Schrittes und der Gesamtextraktionsgrad erhöht. Die Abweichung vom typischen Prozentsatz an extrahiertem ^{137}Cs wurde hier nicht durch einen direkten Input von Material durch die Zuflüsse hervorgerufen, sondern ist wahrscheinlich auf die spezielle Chemie des Sedimentes in diesem Becken zurückzuführen. Dies muß in weiteren Experimenten untersucht werden.

* * *

Wir bedanken uns für die Unterstützung von A. Barbieri und M. Simona vom Laboratorio Studi Ambientali, Sezione Protezione Aria e Acque bei der Probennahme mit dem Forschungsschiff "Cyclope".

4.4.4 Referenzen

- Förster, U. Chemical forms and reactivities of metals in sediments. In: Laschber, R., Davis, K.D., L'Hermite, P. (eds.): Chemical methods for assessing bioavailable metals in sludges and soils. Elsevier Applied Science Publishers, London (1985) 1-30.
- Kaminski, S., Konoplev, A., Lindner, G., Schröder, H.G.: The fate of artificial caesium radionuclides in Lake Constance. Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. **53** (1998) 369-409.
- Mangini, A., Christian, U., Barth, M., Schmitz, W., Stabel, H.H.: Pathways and Residence Times of Radiotracers in Lake Constance. In: Tilzer, M.M., Serruya, C. (eds.): Large Lakes, Ecological Structure and Funktion. Springer Verlag, Berlin (1990) 245-264.
- Niessen, F.: Sedimentologische, geophysikalische und geochemische Untersuchungen zur Entstehung und Ablagerungsgeschichte des Luganersees. Mitteilungen aus dem Geologischen Institut der Eidg. Technischen Hochschule und der Universität Zürich. Neue Folge **268** (1987).
- Robbins, J.A., Lindner, G., Pfeiffer, W., Kleiner, J., Stabel, H.H., Frenzel, P.: Epilimnetic Scavenging and Fate of Chernobyl Radionuclides in Lake Constance. Geochim. Cosmochim. Acta **56** (1992) 2339-2361.
- Santschi, P.H., Bollhalder, S., Zingg, S., Lück, A., Farrenkothen, A.: 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.