

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: - (2000)

Rubrik: Luft, Regen, Gewässer, Erde, Gras etc.

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. Luft, Regen, Gewässer, Erde, Gras etc.

4.1. Luft und Niederschläge

J.-L. Andrey, P. Beuret, G. Ferreri, A. Gurtner, M. Jungck, H. Surbeck, H. Völkle

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

Zusammenfassung

Die ^{137}Cs Aktivitäten lagen in allen Aerosolproben im Jahr 2000 unterhalb $10\ \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ (Wochen- und Monatsproben). Da die Spuren an den beiden Standorten nicht in den gleichen Wochen auftraten muss es sich um lokale Emissionen, z.B. aus einer Verbrennungsanlage oder aus einem Spital handeln.

Die Aktivität künstlicher Radionuklide in den Niederschlägen war auch im Jahr 2000 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 Kehrrechtverbrennungsanlage von La Chaux-de-Fonds erhöht.

Aerosolproben

a) Stationen in der Umgebung von Kernanlagen (Luftdurchsatz 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.

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

Seit Ende 1999 sind nun 5 Aerosolsammler mit grossem Luftdurchsatz in Betrieb (Güttingen/TG, Oberschrot/FR, Mte Ceneri und CERN und beim Kraftwerk Klingnau im unteren Aaretal). Sowohl die Werte für die natürlichen Radionuklide ^7Be und ^{210}Pb als auch für das ^{137}Cs schwankten 2000 im gleichen Bereich wie in den Vorjahren (^7Be : 1 - 6

mBq/m^3 , ^{210}Pb : 0.2 - 1.5 mBq/m^3 , ^{137}Cs : $< 10\ \mu\text{Bq}/\text{m}^3$). Spuren von ^{131}I (0.4 bis 0.9 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$) zeigten sich in einzelnen Wochenfiltern beim CERN und in Klingnau. Da die Spuren an den beiden Standorten nicht in den gleichen Wochen auftraten muss es sich um lokale Emissionen, z.B. aus einer Verbrennungsanlage oder aus einem Spital handeln. Im Juni 2000 wurde auf einem Wochenfilter vom Gelände des CERN etwas ^{60}Co ($(0.3 \pm 0.2)\ \mu\text{Bq}/\text{m}^3$) gefunden.

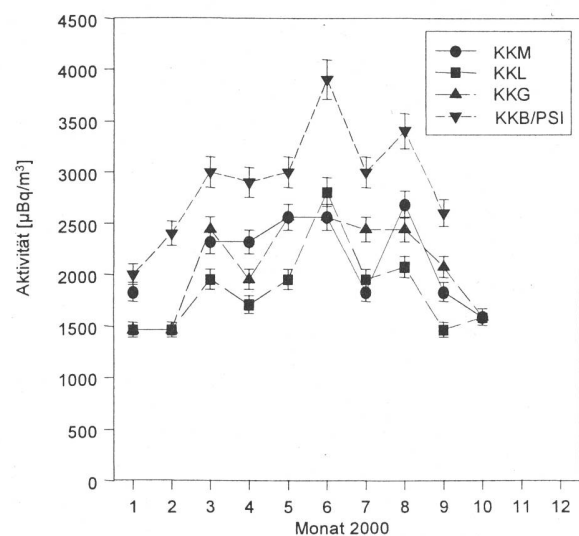


Fig. 1: ^7Be Aktivitäts-Konzentrationen in den Aerosolproben aus der Nähe von Kernanlagen. ("KKB/PSI": Messung durch PSI, ^7Be bei PSI in der Wochenprobe 20.6. bis 4.7.00: $(12'000 \pm 1000)\ \mu\text{Bq}/\text{m}^3$)

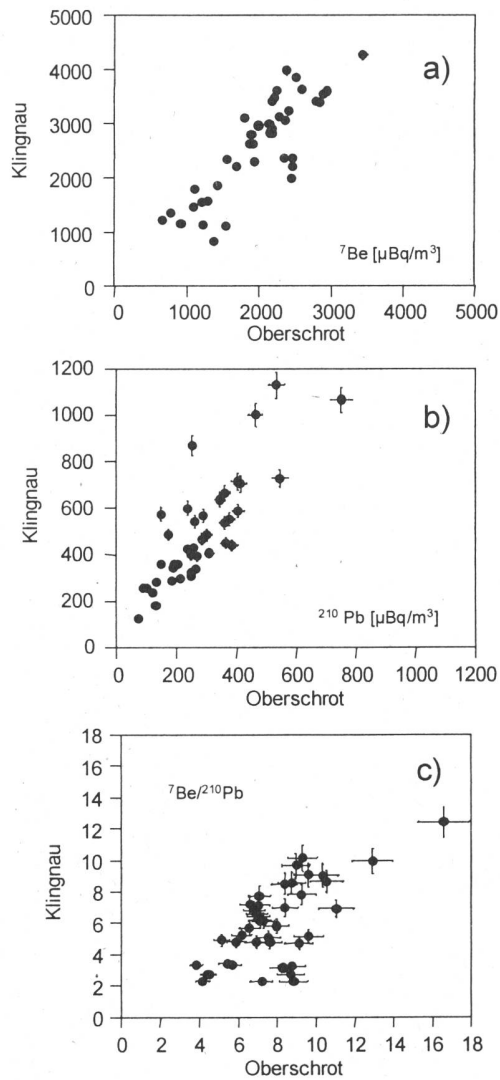


Fig. 2: Vergleich der ^7Be und der ^{210}Pb Konzentrationen auf den Aerosolfiltern der Stationen Oberschrot (FR) und Klingnau (AG)

Nach Fig.1 sind die ^7Be Konzentration bei KKB/PSI generell etwa 20 bis 30% höher als an den anderen Standorten. Die Filter KKB/PSI werden vom PSI und die übrigen Filter von der SUER gemessen. Da die Kalibrierunsicherheit kaum besser als $\pm 15\%$ ist, muss dieser Unterschied nicht unbedingt von einer Emission aus dem PSI stammen. Ein Vergleich der ^7Be Konzentrationen zwischen den Stationen Klingnau und Oberschrot (Fig.2 a) würde auf den ersten Blick einen Beitrag des PSI vermuten lassen. Allerdings sind in Klingnau auch die ^{210}Pb -Werte höher als in Oberschrot (Fig.2 b). Das $^7\text{Be}/^{210}\text{Pb}$ Verhältnis ist dagegen in Oberschrot generell grösser als in Klingnau. Es ist daher nicht zulässig, aus höheren ^7Be Werten auf einen künstlichen Beitrag zu schließen. Die höheren Werte bei Klingnau sind eher die Folge einer besseren Remobilisierung abgelagerter Aerosole, oder einer schlechteren Auswaschung durch die Niederschläge, was sich auch in den höheren Werten für das ^{210}Pb zeigt. Die jährlichen Niederschlagsmengen sind in Oberschrot höher als in Klingnau, was zu einer besseren Auswaschung der Aerosole führt.

a) RADAIR

L'application RADAIR (Réseau Automatique de Détection dans l'Air d'Immissions Radioactives) permet d'analyser les données de 11 moniteurs d'aérosols. Depuis le milieu de l'année les données RADAIR des moniteurs d'aérosols sont en production de données. Ce réseau n'a pas signalé d'augmentation notable de la radioactivité artificielle.

Les graphiques ci-après représentent un extrait des données annuelles de quatre stations.

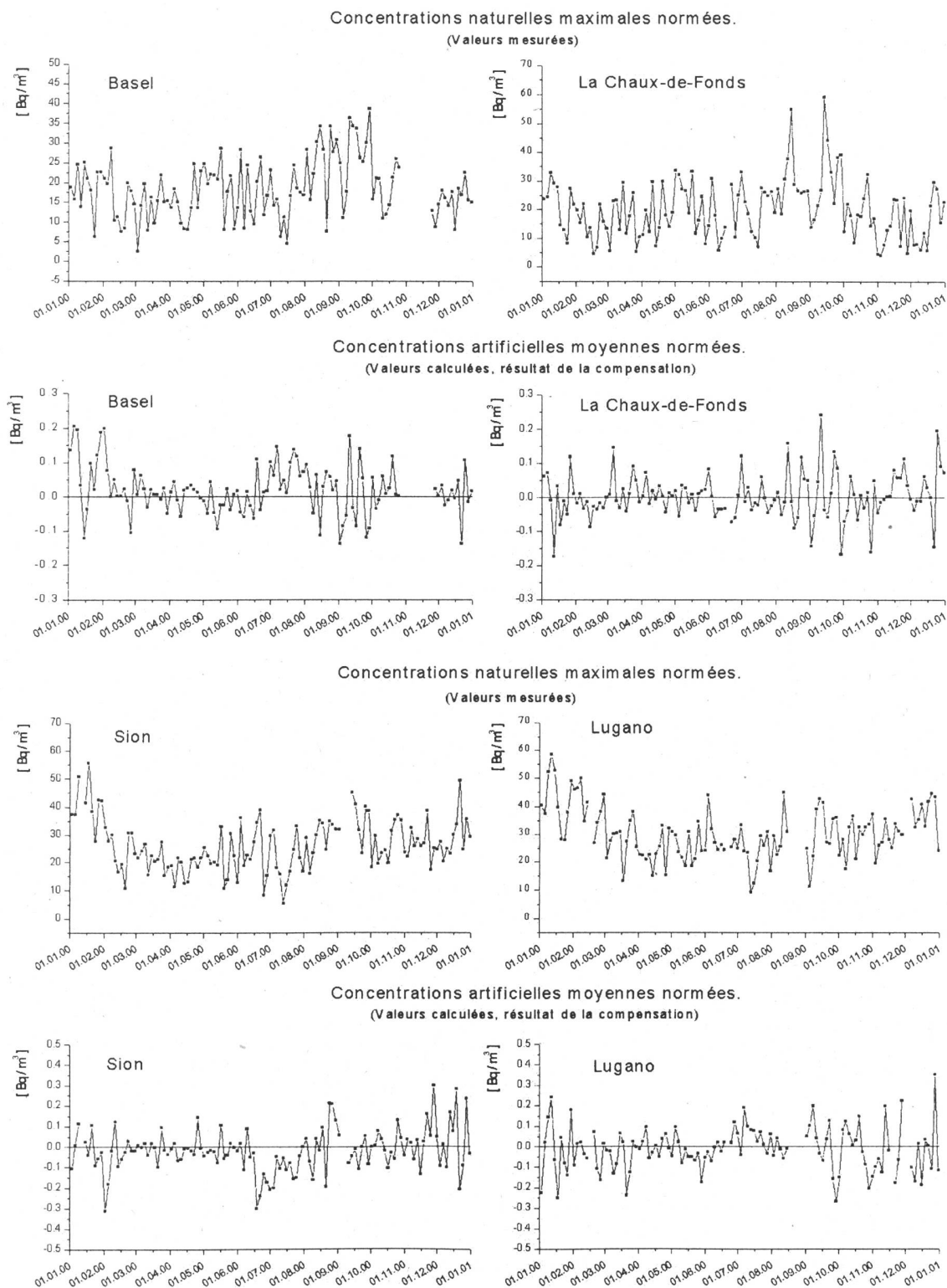


Figure 3: Evolution annuelle des concentrations naturelles et artificielles de 4 stations du réseau

Les valeurs des concentrations artificielles apparaissant dans les graphiques sont les résultats du calcul de la compensation α/β . L'activité bêta artificielle est compensée en soustrayant de l'activité bêta totale une fraction constante de l'activité alpha supposée d'origine naturelle uniquement.

Grâce à ce mécanisme de compensation, on a pu s'assurer que les concentrations bêta artificielles ont été toujours inférieures à la limite de détection de 0.7 Bq/m^3 , malgré la présence de concentrations importantes de radioactivité naturelle. Cette dernière fluctue beaucoup en fonction des conditions météorologiques et le lauréat de la concentration naturelle est La Chaux-de-Fonds avec 60 Bq/m^3 , mesurée le 13 septembre.

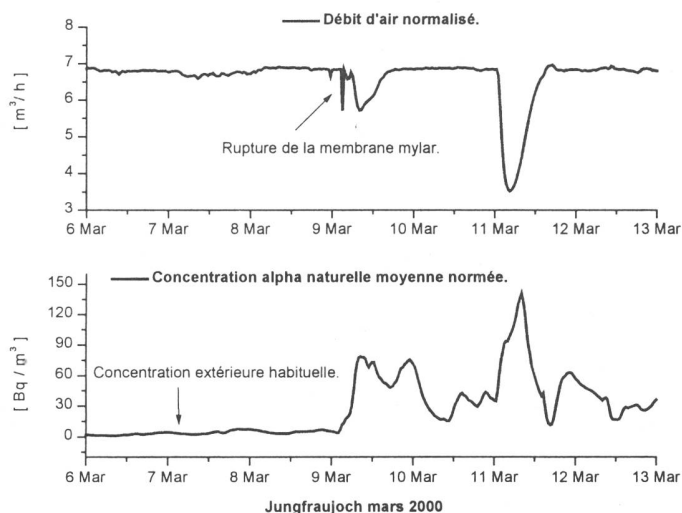


Figure 4: Evolution de la concentration naturelle et du débit durant l'incident

Au Jungfraujoch, suite à la formation d'un bouchon de glace dans la ligne d'aspiration (voir photo), l'étanchéité n'a plus été assurée et la pompe du moniteur a aspiré l'air intérieur du bâtiment au lieu de l'air extérieur. La radioactivité naturelle mesurée est montée jusqu'à 140 Bq/m³ alors que les concentrations extérieures se situent habituellement près de zéro (voir graphique ci-dessus).

Chaque station a eu un taux de fonctionnement de plus de 90% à l'exception du moniteur du Weissfluhjoch qui a été arrêté de la fin août au début janvier 2001 pour des raisons de travaux importants dans le bâtiment du SLF (Eidg. Institut für Schnee- und Lawinenforschung) sur le réseau électrique et les lignes de communications. Au mois de novembre, le détecteur de la station de Bâle a donné des signes de faiblesses et a été changé.

Les trois moniteurs d'iode déjà en fonction ne sont pas encore raccordés à la base de données RADAIR. Il est prévu d'inclure, comme pour les moniteurs d'aérosols, le téléchargement et le stockage des valeurs de mesures dans la base de données RADAIR. En adaptant le logiciel client RADAIR, l'opérateur pourra aussi évaluer les données des moniteurs d'iode.

Le moniteur spectroscopique installé à Fribourg a confirmé que les concentrations des principaux isotopes artificiels restèrent toujours situées en dessous de la limite de détection de 0.01 Bq/m³ pour un temps d'accumulation de 24 h.

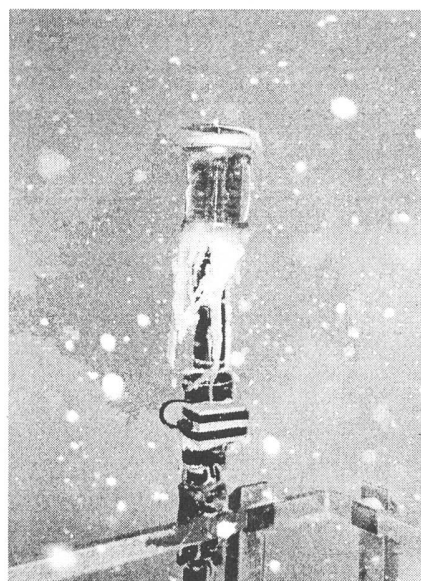


Figure 5: Tête d'aspiration de la station du Jungfraujoch

Regen

Die ¹³⁷Cs-Aktivitäten im Regen von Cernier, Davos, Fribourg, Locarno und Valsainte und in der Umgebung der Kernanlagen (KKM, KKG und KKL) lagen 2000 in allen Monatsproben unter 10 mBq/l. Die Aktivitäten des natürlicherweise vorhandenen ⁷Be im Regenproben sind in Fig. 6 zu sehen.

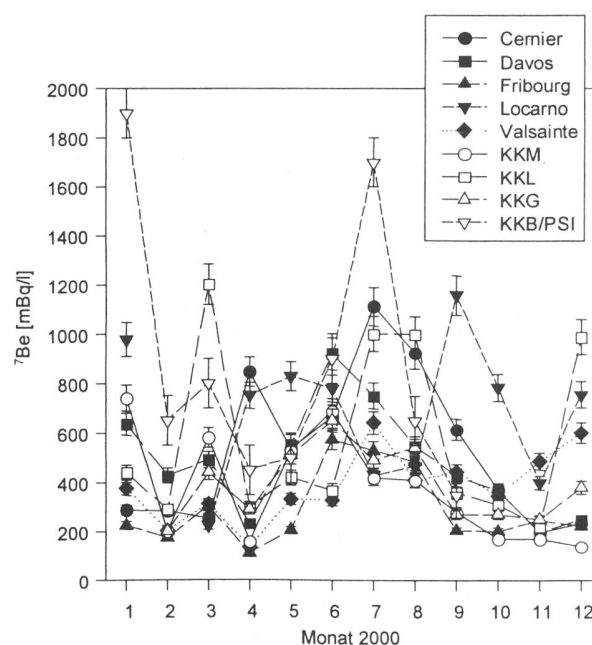


Fig. 6: ⁷Be im Regen an den Standorten Cernier, Davos, Fribourg, Locarno und Valsainte, KKM, KKG, KKL und KKB/PSI. (KKB/PSI: Messungen des PSI)

Tritium in den Niederschlägen

Die ^3H Konzentrationen in den Niederschlägen in der Umgebung der Kernanlagen KKM, KKG, KKB, KKL und beim PSI (und zum Vergleich in Fribourg, Fig. 7) lagen 2000 in allen Proben unterhalb 16 Bq/l.

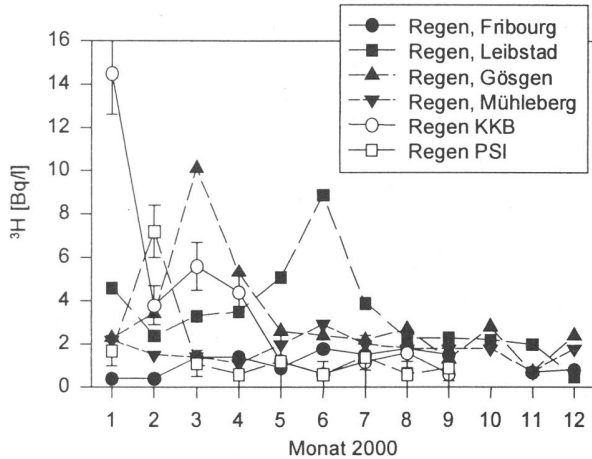


Fig. 7: ^3H Aktivitäts-Konzentrationen in den Niederschlägen 2000. (KKB, PSI: Messungen des PSI)

Deutlich höhere ^3H Konzentrationen treten in der Umgebung Tritiumverarbeitender Betriebe in Niederwangen (BE) und Teufen (AR) und in La Chaux-de-Fonds in der Nähe der Kehrlichtverbrennungs-Anlage (Fig. 8, Fig. 9) auf. Figur 9 zeigt zusätzlich die Tritium-Konzentration in der Luftfeuchte in der Nähe des Betriebes in Niederwangen. (Der Immissionsgrenzwert für öffentliche Gewässer beträgt nach StSV: 12'000 Bq/l)

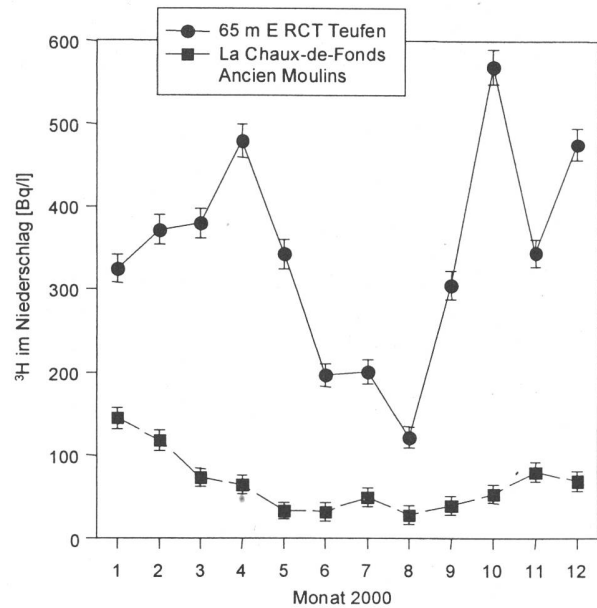


Fig. 8: ^3H Aktivitäts-Konzentrationen in den Niederschlägen in der Nähe Tritiumverarbeitender Betriebe in Teufen (AR) und in Niederwangen (320 m NE des Betriebes) und in der Nähe der Kehrlicht-Verbrennungs-Anlage von La Chaux-de-Fonds. (Messungen der EAWAG)

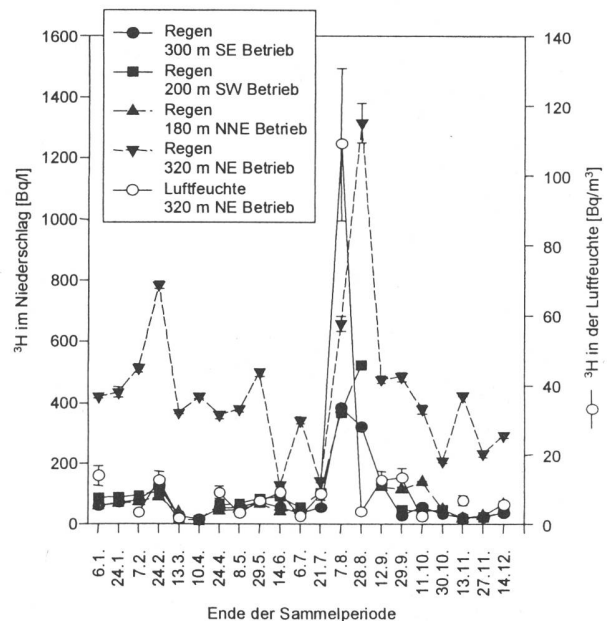


Fig. 9: ^3H in den Niederschlägen an 4 Standorten in der Umgebung der mb-microtec in Niederwangen (BE) und die ^3H Konzentration in der Luftfeuchte beim Standort 320 m NE mb-microtec

4.2. Radioaktivität in aquatischen Systemen

J. Beer, E. Meili, E. Grieder

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. In Absprache mit dem Kernkraftwerk Beznau wurde eine koordinierte Abgabe durchgeführt. Transport und Dispersion wurden mit einem Modell berechnet und durch Messungen einige Kilometer unterhalb von Beznau bestätigt.

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

Bei der Kontrolle von Grundwasser der Pumpstationen Aarberg, Pratteln und Döttingen wurden keine künstlichen Radionuklide nachgewiesen.

Im Wasser der Kläranlage von Zürich konnte einmal ^{131}I ($4.4 \pm 2.5 \text{ Bq/l}$) gemessen werden, sonst lagen die Werte immer unterhalb der Nachweisgrenze.

Die Tritiumkonzentrationen im Niederschlag und den Abwässern in der Nähe von Industrieanlagen sind weiterhin abnehmend.

Ziele

Künstliche Radionuklide gelangen insbesondere aus Kernanlagen, Industriebetrieben und Spitälern in den Wasserkreislauf. Die kontinuierliche Überwachung der Radioaktivität dient der frühzeitigen Erkennung von Änderungen in den Abgaben der genannten Quellen und der Bilanzierung der Gesamtaktivität, welche die Schweiz im Rhein verlässt.

Methoden

Die Bestimmung der Aktivitäten der überwachten Radionuklide erfolgt mittels Gammaspektroskopie. 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

Reckingen werden direkt gemessen. Zur Bestimmung der Tritiumkonzentrationen wird ein Flüssigszintillationszähler verwendet.

Zusammenfassung der Ergebnisse

Kernanlagen

Wasserproben

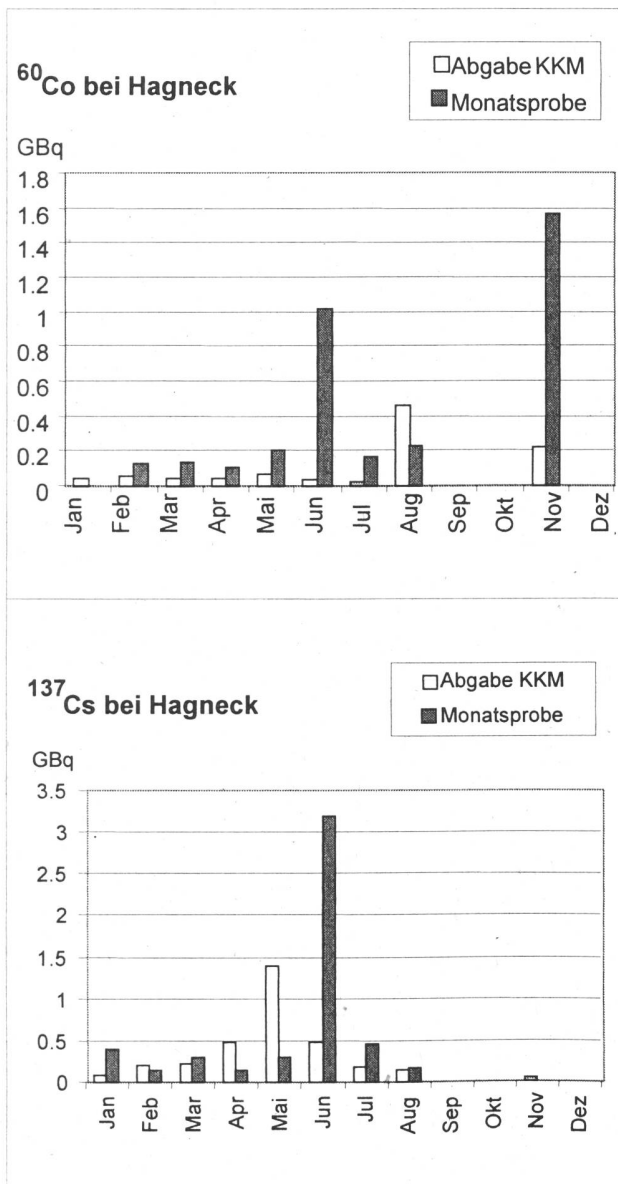
Unterhalb der Kernkraftwerke werden an den Standorten Hagneck, Klingnau und Pratteln abflussproportionale Wasserproben gesammelt. Aufgrund der relativ geringen Konzentrationen werden für eine Messung ca. 100 Liter Wasser benötigt. Den Proben wird ein Aktivcarrier zugegeben und über diesen die Ausbeute bestimmt, welche für die Kobaltisotope bei 80-100% liegt.

An allen Standorten wurden die gemessenen Konzentrationen mit mittleren monatlichen Abflüssen hochgerechnet und mit den effektiven, durch die Kraftwerke gemeldeten Abgaben verglichen. Die Darstellungen in den Figuren 3, 4 und 5 zeigen, dass grössenordnungsmässig die so berechneten Aktivitäten der Kobaltisotope im allgemeinen mit den Messungen übereinstimmen. Für ^{137}Cs gilt dies nicht, die hochgerechneten Aktivitäten liegen meist wesentlich über den abgegebenen. Dies lässt vermuten, dass nach wie vor über Erosion Cäsium, welches beim Tschernobylunglück abgelagert wurde, dazukommt. Am besten stimmt der Vergleich der Aktivitäten für die Probenahmestelle Pratteln. Einerseits ist das Wasser bis zum Rhein gut gemischt, andererseits gab es dort am wenigsten Probleme mit der abflussproportionalen Probenahme. Bei Hagneck und Klingnau dagegen führten feine Partikel und Sand im Wasser immer wieder zu Leitungsverstopfungen, was eine abflussproportionale Probenahme oft verhindert hat. Diese Probenahmestationen werden deshalb zur Zeit umgebaut.

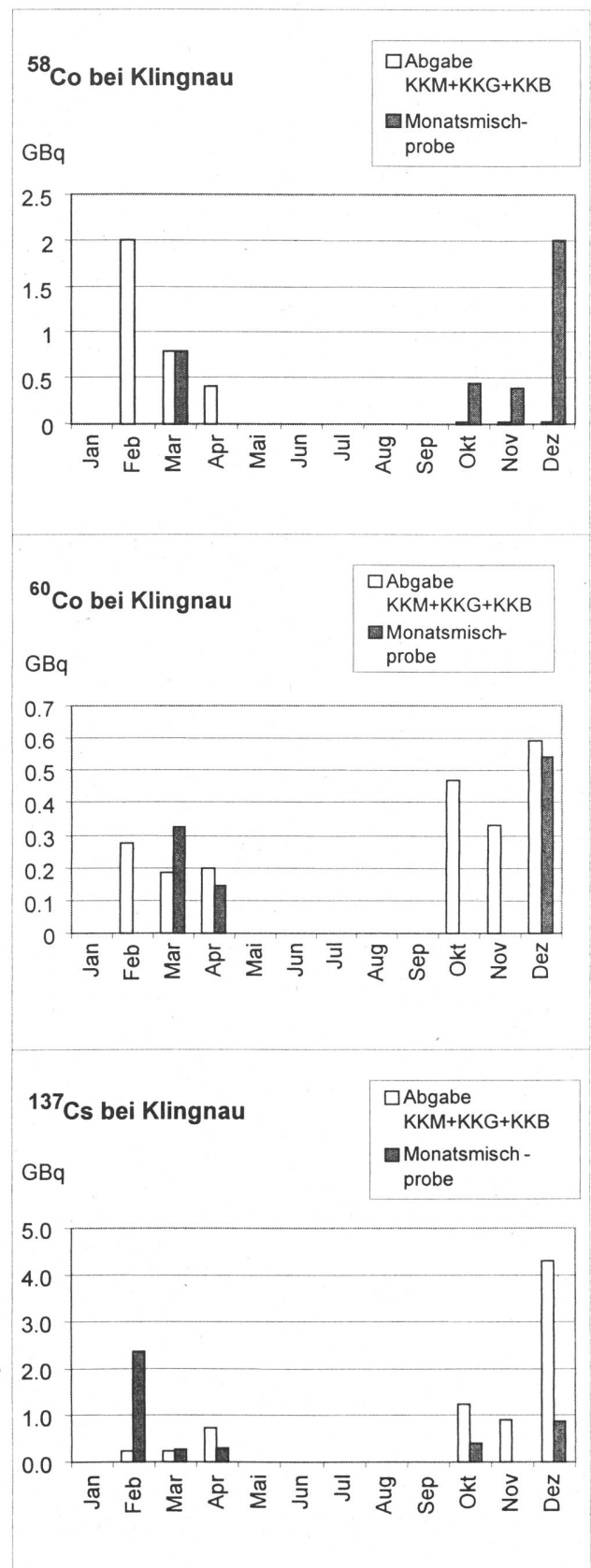
In Hagneck (Figur 1) fand sich in allen Proben ^{60}Co . Die hochgerechneten Aktivitäten der Monate Juni und November sind viel zu hoch. Diese Proben waren sehr klein infolge Störung am Probenahmegerät und repräsentieren nur einige Tage des Monats. Möglicherweise fielen diese gerade mit

einer Abgabe zusammen, was durch die Hochrechnung zu einer Überschätzung des Monatsmittels führen würde. Dasselbe gilt auch für ^{137}Cs im Juni. In keiner der Proben konnte ^{58}Co gemessen werden, obwohl im August eine erhöhte Abgabe stattfand.

Ausser im Februar wurde bei Klingnau (Figur 2) in allen Proben eine Aktivität von ^{58}Co oder ^{60}Co gemessen. Auch an diesem Standort gab es ähnliche Probleme mit den kleinen Probemengen wie bei Hagneck.

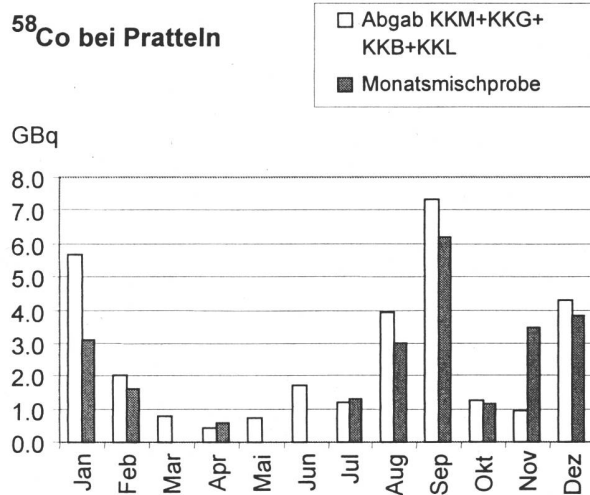


Figur 1 Aktivitäten der Wasserproben von Hagneck. Vergleich der hochgerechneten monatlichen Messungen mit den effektiv abgegebenen Aktivitäten des KKW Mühleberg

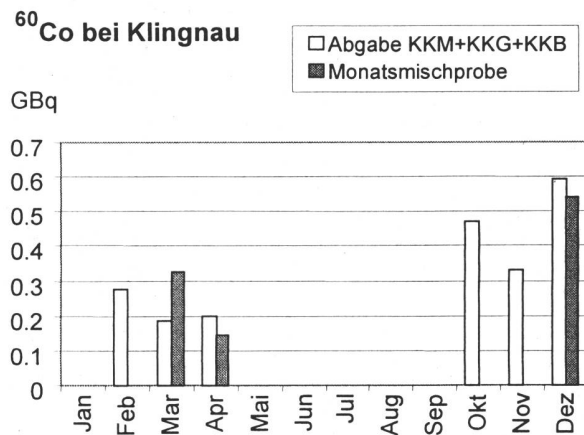


Figur 2 Aktivitäten der Wasserproben von Klingnau. Vergleich der hochgerechneten monatlichen Messungen mit den aufsummierten effektiv abgegebenen Aktivitäten der Kernkraftwerke Mühleberg, Gösgen und Beznau

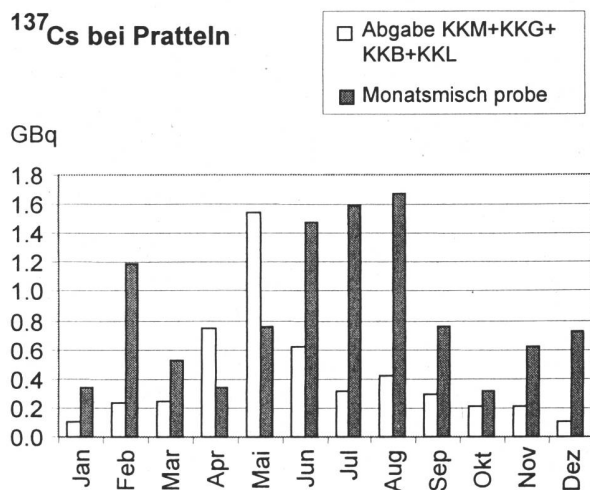
⁵⁸Co bei Pratteln



⁶⁰Co bei Klingnau



¹³⁷Cs bei Pratteln



Figur 3 Aktivitäten der Wasserproben von Pratteln. Vergleich der hochgerechneten monatlichen Messungen mit den aufsummierten effektiv abgegebenen Aktivitäten der Kernkraftwerke Mühleberg, Gösgen, Beznau und Leibstadt.

In fast allen Proben von Pratteln wurde eine messbare ⁵⁸Co Aktivität festgestellt. In fünf Monaten wurde auch ⁶⁰Co nachgewiesen. Abgesehen von wenigen Ausnahmen stimmen die hochgerechneten mit den abgegebenen Aktivitäten der Grössenordnung nach überein. Im Falle von ¹³⁷Cs sind die hochgerechneten Werte in den Monaten Juni bis August auffällig höher, was etwa mit der Hochwasserperiode übereinstimmt, welche am Rhein von Mai bis August auftrat.

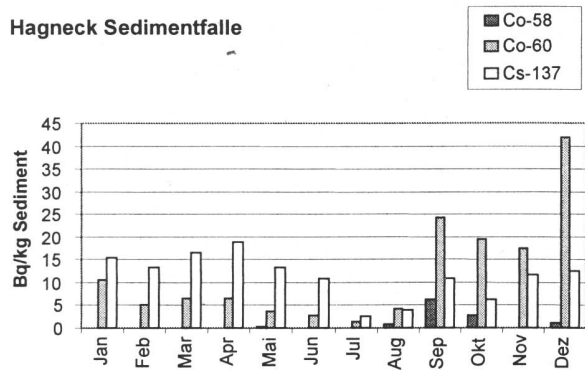
Sedimentproben

An den drei Standorten Hagneck, Klingnau und Pratteln werden monatliche Proben in Sedimentfallen gesammelt. Diese zeigen das gesamte Spektrum der abgegebenen Isotope.

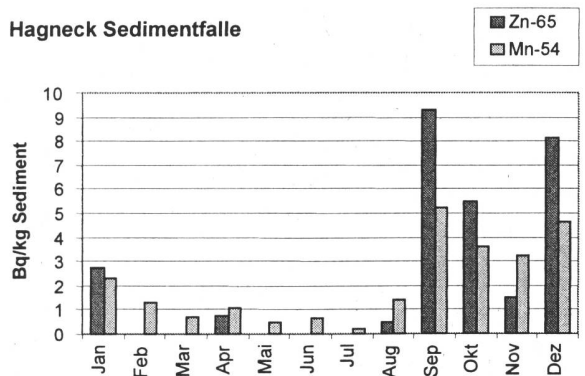
Die Aktivitäten in der Sedimentfalle von Hagneck sind ab August deutlich erhöht. Diese Erhöhung erfolgt in guter Übereinstimmung mit den erhöhten Abgaben von Mühleberg. Die gemessenen Aktivitäten der Elemente ⁶⁰Co, ⁵⁴Mn und ⁶⁵Zn waren in den Monaten September bis Dezember rund vier mal höher als in den Monaten davor. Einzig im August zeigt sich diese Zunahme nicht. Das heisst, dass entweder die höheren Abgaben erst gegen Ende August begannen oder dass der rund 2,5 mal höhere Abfluss die Ursache sein könnte.

In Klingnau wurde eine baulich verbesserte Sedimentfalle im Juli wieder in Betrieb genommen, nachdem die vorhergehende mehrmals beschädigt worden war. Die Abgabespitzen im September und Dezember zeigen sich auch in den Sedimenten. Die Aktivitäten von ⁵⁴Mn sinken mit zunehmender Fliessstrecke bis Klingnau auf einen Bruchteil der Werte von Hagneck, ⁶⁵Zn liegt immer unterhalb der Nachweisgrenze. Die Aare fliesst hier zuerst durch den Klingnauer Stausee, die Sedimentfalle befindet sich am Ende dieses Stausees. Dies, wie auch der Durchfluss durch den Bielersee nach Hagneck, führt wegen der abnehmenden Fliessgeschwindigkeit zu einer höheren Sedimentation. In den Monaten September und November wurde im Sediment ¹³⁴Cs gemessen. Die Daten der Abgaben des KKW Beznau bestätigen diese Messungen.

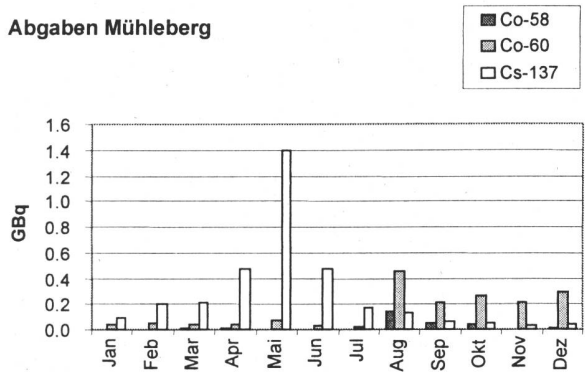
Hagneck Sedimentfalle



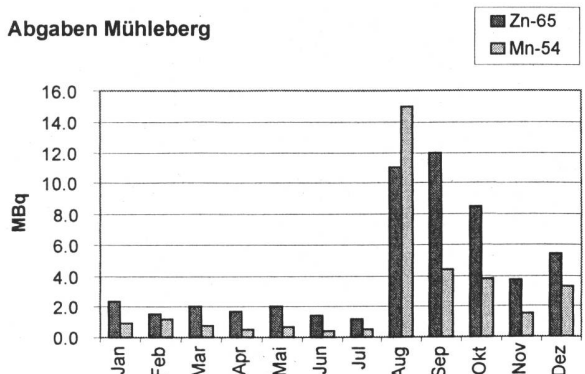
Hagneck Sedimentfalle



Abgaben Mühleberg

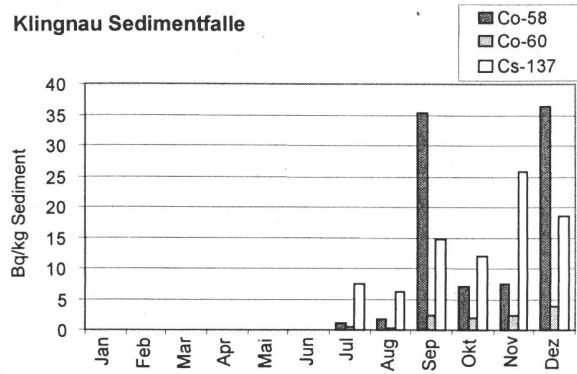


Abgaben Mühleberg

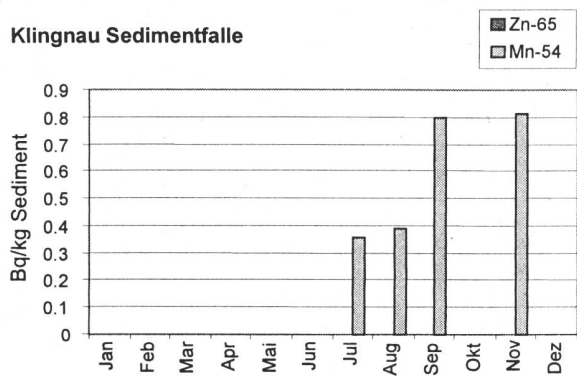


Figur 4 Gemessene Aktivitäten der Sedimentfalle von Hagneck und die entsprechenden Abgaben des KKW Mühleberg.

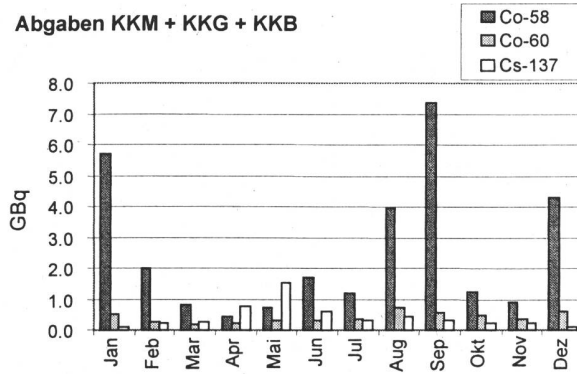
Klingnau Sedimentfalle



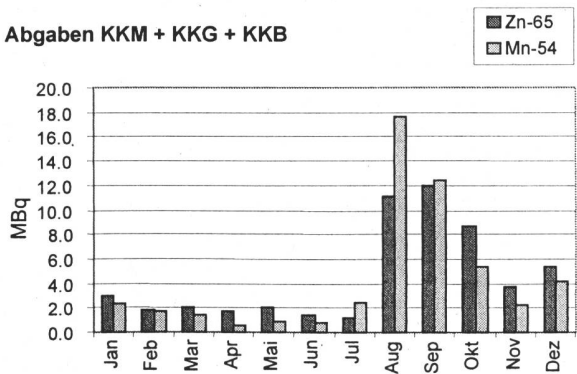
Klingnau Sedimentfalle



Abgaben KKM + KKG + KKB



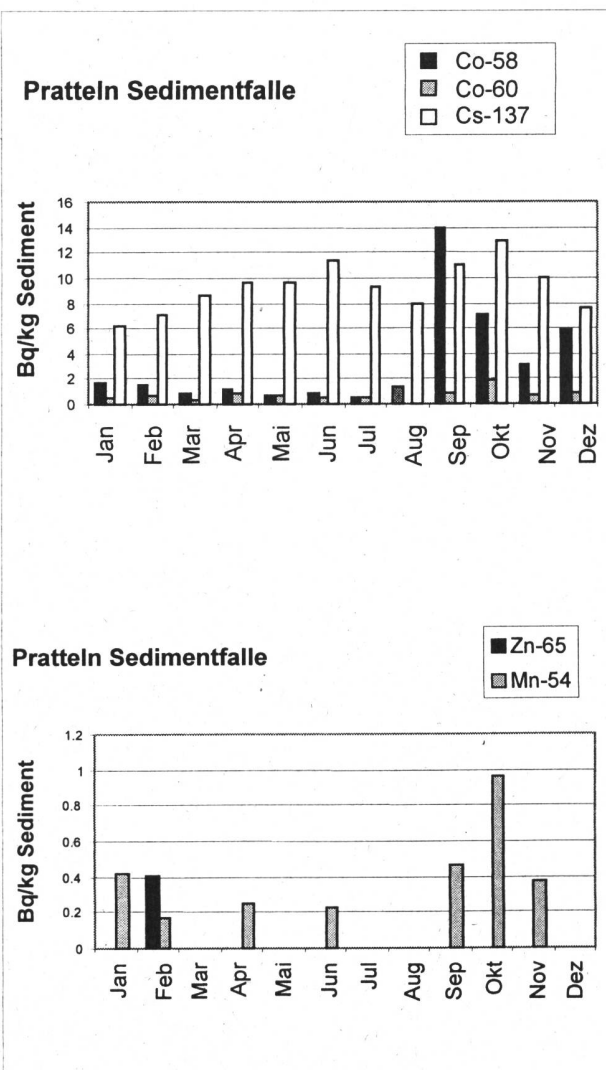
Abgaben KKM + KKG + KKB



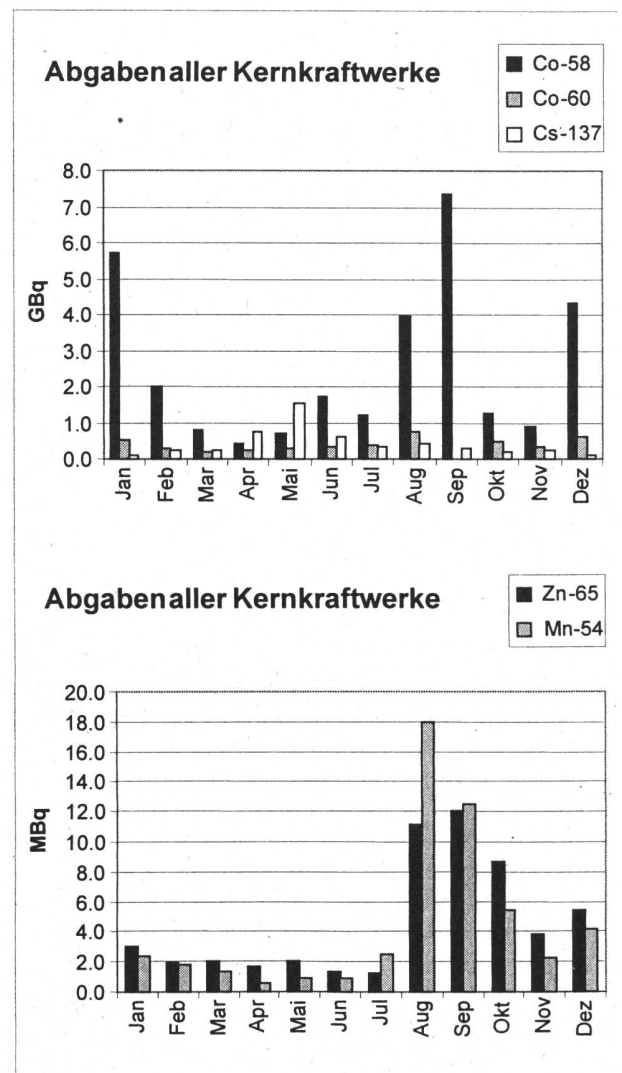
Figur 5 Gemessene Aktivitäten der Sedimentfalle von Klingnau und die entsprechenden Abgabesummen der Kernkraftwerke Mühleberg, Beznau und Gösgen.

Der Verlauf der Aktivität von ^{58}Co ist in Pratteln demjenigen von Klingnau sehr ähnlich. Die Spitzen vom September und Dezember zeigen sich im Sediment, während dies im August nicht der Fall ist. Die von Mühleberg ausgehende Erhöhung der Abgaben scheint hier nur noch im erhöhten ^{54}Mn -Wert vom Oktober erkennbar zu sein.

Generell sinken die Konzentrationen von ^{54}Mn und ^{65}Zn im Verlaufe der Fließstrecke auf etwa 10% und liegen folglich unterhalb der Erkennungsgrenze. Während man erhöhte Abgaben von ^{60}Co und ^{58}Co teilweise der Fließstrecke entlang verfolgen kann, lassen sich beim ^{137}Cs keine Korrelationen zwischen Abgabe und gemessenen Aktivitäten feststellen.



Figur 6a Gemessene Aktivitäten der Sedimentfalle von Pratteln



Figur 6b Gemessene Aktivitäten der Abgabesummen der Kernkraftwerke Mühleberg, Beznau, Gösgen und Leibstadt.

Fische und Pflanzen

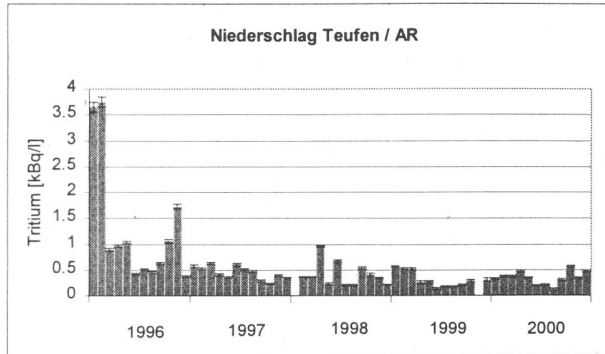
Im Berichtsjahr wurden drei Fischproben, eine Barbe, ein Alet und eine Nase aus der Aare, auf den Gehalt von Radionukliden kontrolliert. Ausser ^{137}Cs und dem natürlichen ^{40}K konnten keine weiteren Isotope nachgewiesen werden.

Grundwasser

Von den Grundwasserpumpstationen Pratteln und Döttingen wurden Proben von je 100 Liter und bei Aarberg eine von 200 Liter genommen. Es ergaben sich keine Hinweise auf künstliche Radionuklide.

RC Tritec AG, Teufen/AR

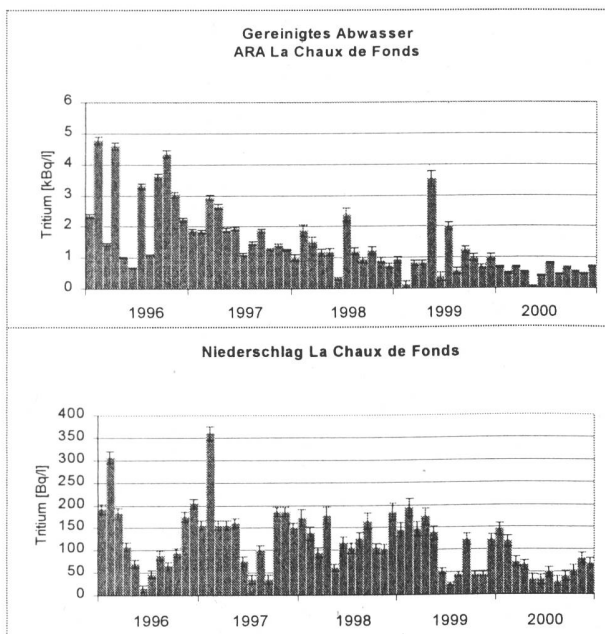
65 m östlich des Kamins der Firma Tritec befindet sich ein Regensammler. Die gemessenen monatlichen Tritiumkonzentrationen des Niederschlags sind seit 1996/97 auf einem konstant tiefen Niveau angelangt.



Figur 7 Tritiumkonzentrationen im Niederschlag neben der Firma Tritec in Teufen.

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

Die Figur 8 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. Die gemessenen Konzentrationen nahmen im Laufe der Zeit weiter ab. Insgesamt belief sich die Belastung des Abwassers in der Berichtsperiode auf 4,2 TBq. Gemäss Angaben der SUVA wurden 2000 in La Chaux-de-Fonds total 64.8 TBq verarbeitet.



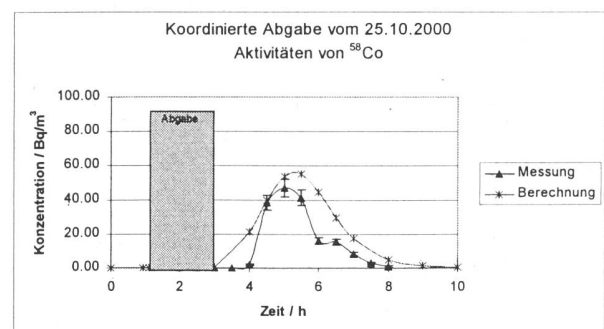
Figur 8 Tritiumaktivität im Niederschlag und im gereinigten Abwasser von La Chaux-de-Fonds.

Koordinierte Abgabe

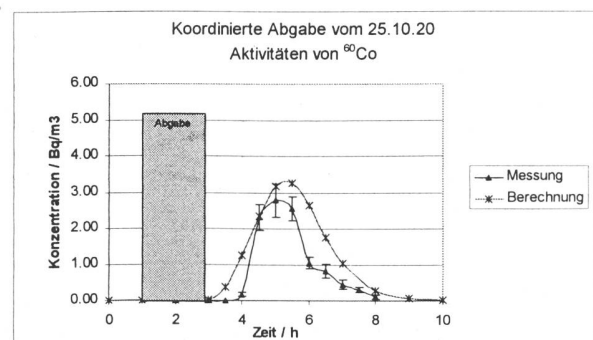
Am 25. Oktober 2000 wurde eine koordinierte Abgabe mit dem Kernkraftwerk Beznau durchgeführt. Dieses leitete während rund zwei Stunden 19.6 m³ Abwasser in die Aare ein.

Mit dem Simulationsprogramm Aquasim der EAWAG wurde die Durchbruchkurve berechnet. Während des erwarteten Durchgangs der Belastungsspitze wurde alle 30 Minuten eine Probe von 50 Liter genommen, mit Carrier versetzt und später aufbereitet und gemessen.

Die Figuren 9 und 10 zeigen die berechneten und gemessenen Aktivitäten von ⁵⁸Co und ⁶⁰Co. Beide Kurven sehen fast gleich aus, sind aber in den Konzentrationen sehr unterschiedlich. Obwohl die Probenahme nur einige Kilometer unterhalb des Kernkraftwerkes stattfand, liegen die gemessenen Aktivitäten deutlich unter den Erwartungen. Es war noch etwas mehr als 50% der abgegebenen Aktivität vorhanden. Mögliche Ursachen für den beobachteten Unterschied sind einerseits Sedimentation im Klingnauer Stausee, andererseits eine unvollständige laterale Mischung. Da der Abfluss der Aare am Probenahmetag sehr hoch war, ist letzteres wahrscheinlich der Hauptgrund für die Differenz.



Figur 9 Koordinierte Abgabe mit Beznau vom 25.10.2000. Es wurden 19.6 m³ Abwasser mit einer Gesamtaktivität von 249 MBq ⁵⁸Co abgegeben.



Figur 10 Koordinierte Abgabe mit Beznau vom 25.10.2000. Die Aktivität von ⁶⁰Co im eingeleiteten Abwasser betrug 13,9 MBq.

Parallel zur Probenahme wurden jeweils auch 20 Liter Wasser ultrazentrifugiert um zu sehen, wie sich die Isotope zwischen Wasser und Kolloiden verteilen. Der Überstand wurde mit Carrier versetzt und aufbereitet, das Material der Zentrifuge wurde gefriergetrocknet und gemessen. Rund 7-8% des Kobalts war kolloidal gebunden.

Kläranlage Zürich

Wöchentliche Proben von gereinigtem Abwasser der ARA Zürich werden gammaspektrometrisch gemessen. In der Probe der Woche 17.-24.4.00 konnte eine geringe Aktivität von ^{131}I (4.4 ± 2.5 Bq/l) gemessen werden, sonst lag sie immer unterhalb der Nachweisgrenze. Mit einer Ausnahme (^{40}K) lagen auch die Aktivitäten der natürlichen Radionuklide immer unterhalb der Nachweisgrenze.

Oberflächengewässer

Von den Sammelstationen Diepoldsau und Reckingen wurden Wasserproben vom Unter- und Oberrhein gammaspektrometrisch gemessen. In vereinzelt Fällen wurde in diesen Proben eine Aktivität von ^{137}Cs gemessen, die Aktivitäten der natürlichen Isotope lagen immer unterhalb der Nachweisgrenze.

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 universitaire 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

Kantonaes Laboratorium BS, 4012 BASEL

Résumé

Les mesures γ et de ^{90}Sr effectuées en 2000 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 2000, 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 fission, l' ^{90}Y [1], ont été effectuées selon le plan de prélèvement réduit introduit en 1998, afin 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 des émetteurs γ , du ^{90}Sr , du $^{239}\text{Pu}/^{240}\text{Pu}$ et de ^{241}Am mesurées en 2000 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 ^{90}Sr ne diffèrent pas des valeurs mesurées sur les sites de référence et sont comparables aux valeurs mesurées les années précédentes. D'une manière générale, on constate que les activités du ^{137}Cs et du ^{90}Sr du sol sont plus élevées sur le versant sud que sur le versant nord des Alpes. Dans les deux cas, les sites en altitude présentent des activités plus élevées qu'en plaine. Les figures 1 et 2 montrent l'évolution de l'activité du ^{137}Cs et du ^{90}Sr depuis 1964 au nord des Alpes,

et font apparaître les différences de niveaux d'activité entre les sites de plaine et de montagne. L'activité maximale en ^{137}Cs , 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. En effet, sur le versant nord des Alpes, le nord-est de la Suisse a été d'avantage touché par les retombées de l'accident de Tchernobyl, mais dans une proportion bien moindre que le Tessin.

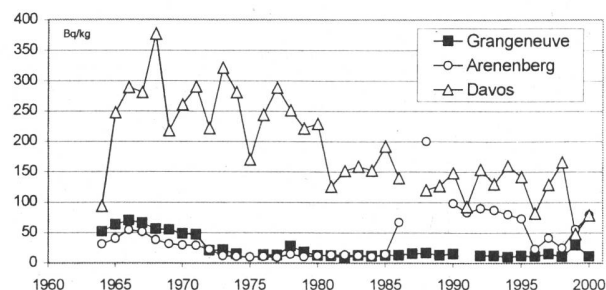


Fig. 1: ^{137}Cs dans le sol au nord des Alpes en Bq/kg de matière sèche

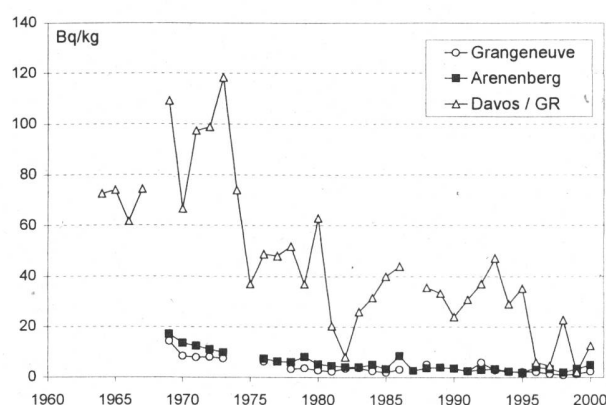


Fig. 2: ^{90}Sr dans le sol au nord des Alpes en Bq/kg de matière sèche

Au sud des Alpes, l'évolution dans le temps de l'activité de ces deux nucléides est analogue, mais les activités sont plus élevées et beaucoup plus dispersées qu'au nord des Alpes en raison de la diversité des situations topographiques et des microclimats.

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 soixante.

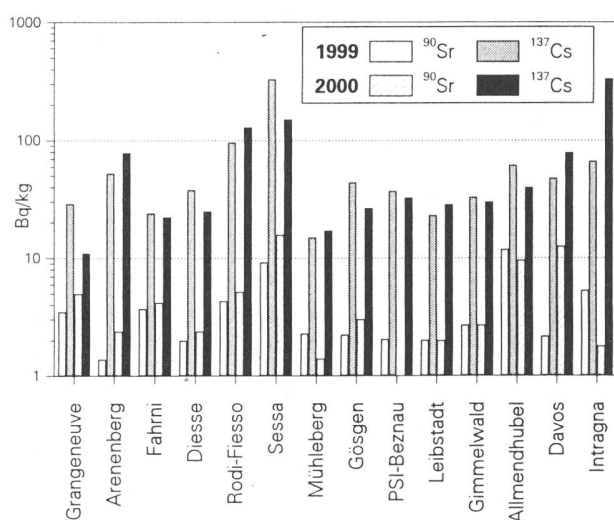


Fig. 3: Concentration radioactive du ^{90}Sr et du ^{137}Cs dans les sols en 1999 et 2000

La figure 3 présente les activités en ^{90}Sr et en ^{137}Cs de sols représentatifs mesurés annuellement. Les rapports $^{137}\text{Cs} / ^{90}\text{Sr}$ sont en moyenne proches 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 confirme que les activités en ^{90}Sr et ^{137}Cs du sol au voisinage des sites de centrales nucléaires ne diffèrent pas des autres sites de plaine et que les activités les plus élevées ont été mesurées au Tessin.

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 d'origine naturelle 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 dans le temps de l'activité en ^{90}Sr

La figure 4 présente l'évolution de l'activité du ^{90}Sr de 1951 à 2000, 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 (en Bq/g Ca) prélevés en plaine et sur le versant nord des Alpes. L'activité des vertèbres est rapportée à l'année de décès, celle des dents de lait à l'année de naissance de l'enfant, époque à laquelle les couronnes se sont calcifiées.

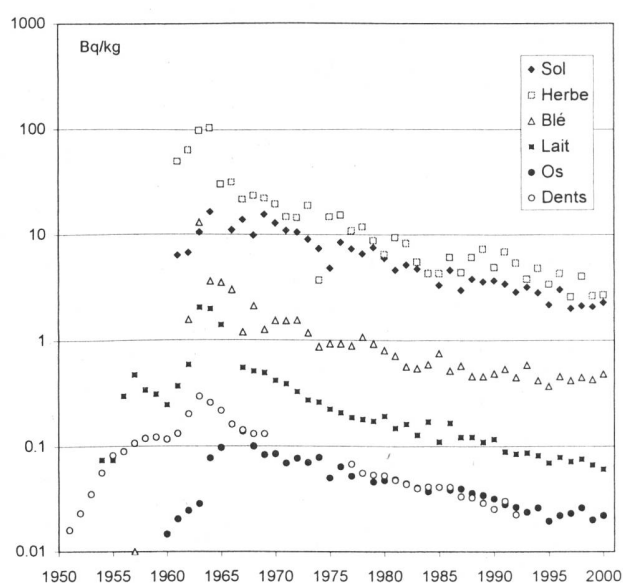


Fig. 4. Evolution de l'activité en ^{90}Sr dans l'environnement en Suisse de 1950 à 2000

Pour les six types d'échantillons, l'activité maximale a été atteinte vers 1964, suite au moratoire des essais nucléaires atmosphériques. De plus, l'absence d'essais nucléaires en 1959 et 1960 s'est traduite par un maximum d'activité dans le lait en 1957. Depuis 1980 environ, la diminution de l'activité du ^{90}Sr dans le sol se répercute sur l'évolution de cette activité dans l'herbe, le lait et le blé, principalement par migration du ^{90}Sr dans les couches plus profondes du sol, et par décroissance radioactive (période 28.5 ans).

4.3.4 Conclusions

Les mesures γ et les déterminations de ^{90}Sr effectuées en Suisse en 2000 dans le sol et l'herbe confirment les résultats obtenus les années

précédentes. Dans les échantillons analysés on a observé une augmentation de l'activité de l'un 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 . Dans les échantillons de sol, d'herbe, de blé, de lait, de vertèbres humaines et de dents de lait, l'activité en ^{90}Sr a présenté un maximum vers 1965 suite à l'interruption des essais nucléaires atmosphériques, puis a décliné de manière analogue pour tous les types d'échantillons jusqu'en 2000.

Tableau 1: Radioactivité du sol de 2000

Bq/kg matière sèche rapporté à la date de prélèvement (seulement couche 0 – 5 cm)

Region/Lieu	n =	^{40}K	^{134}Cs	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239}\text{Pu} + ^{240}\text{Pu}$	^{241}Am
AG (Vois.. KKB, PSI)	4	440 - 490	< 1	12 - 53	0.6 - 1.1	0.12 - 0.17	0.05 - 0.07
AG (Vois.. KKL)	4	430 - 490	< 1	24 - 33	2.0 ± 0.2	0.22 ± 0.01	0.10 ± 0.01
AG/SO (Vois. KKG)	4	410 - 480	< 1	14 - 39	3.0 ± 0.2	0.29 ± 0.01	0.12 ± 0.01
BE (Vois. KKM)	4	425 - 830	< 1	15 - 19	1.4 ± 0.2	0.17 ± 0.01	0.08 ± 0.01
BE (Allmendhubel) ¹⁾	1	458 ± 12	< 0.2	40 ± 1.2	9.6 ± 0.8	1.17 ± 0.03	0.44 ± 0.03
BE (Gimmelwald) ²⁾	1	267 ± 9	< 0.1	30 ± 1.2	2.7 ± 0.4	0.75 ± 0.02	0.29 ± 0.02
BE (Fahrni) ³⁾	1	439 ± 12	< 0.1	22.3 ± 0.6	4.2 ± 0.4	0.67 ± 0.02	0.23 ± 0.02
BE (Diesse/Jura)	1	438 ± 12	< 0.2	25 ± 0.8	2.4 ± 0.2	0.54 ± 0.01	0.20 ± 0.03
BL (Sissach)	1	450 ± 18	< 0.5	26 ± 1.4	—	—	—
FR (Grangeneuve)	1	454 ± 25	< 1	11 ± 8	5.0 ± 0.4	0.24 ± 0.01	0.10 ± 0.01
GE (Vois. CERN)	6	430 - 590	< 1	11 - 101	0.3 - 5.7	0.09 - 0.24	0.04 - 0.11
GR (Chur)	1	867 ± 45	< 1.4	4.2 ± 0.4	—	—	—
GR (Davos)	1	636 ± 33	< 1.2	79 ± 4	12.6 ± 0.4	1.30 ± 0.03	0.52 ± 0.02
TG (Arenenberg)	1	418 ± 22	< 2	79 ± 4	2.4 ± 0.2	0.25 ± 0.01	0.11 ± 0.01
TI (Biasca)	1	680 ± 50	< 1	160 - 480	—	0.14 ± 0.01	0.08 ± 0.01
TI (Caslano)	1	670 ± 25	< 1	54 ± 2	—	—	—
TI (Intragna)	2	254 - 557	2.3 - 5.1	208 - 456	1.8 ± 0.2	1.82 ± 0.08	0.76 ± 0.03
TI (Magadino)	1	935 ± 50	< 1	115 ± 5	—	—	—
TI (Rodi-Fiesso)	1	493 ± 26	< 3.2	129 ± 7	5.2 ± 0.3	0.28 ± 0.01	0.12 ± 0.02
TI (Sessa)	2	370 - 646	< 3.2	110 - 192	15.8 ± 0.5	0.46 ± 0.01	0.19 ± 0.03
TI (Stabio)	1	750 ± 40	< 1	425 ± 6	—	0.70 ± 0.05	0.32 ± 0.02
UR (Gotthard)	2	840 - 920	< 1	12 - 125	—	0.08 - 0.44	0.03 - 0.17
VD (Châtel s. Montricher)	2	305 - 405	< 4	130 - 150	—	1.51 - 1.86	0.64 - 0.72
VD (Mont Tendre)	1	505 ± 28	< 1.2	105 ± 5	—	1.06 ± 0.02	0.35 ± 0.01
ZB (Bülach)	1	400 ± 20	< 1	64 ± 2	17.4 ± 0.6	—	—
ZH (Lindau)	1	358 ± 19	< 2	54 ± 3	—	—	—

Tableau 2: Radioactivité de l'herbe de 2000

Bq/kg matière sèche, rapporté à la date de prélèvement

Region/Lieu	n=	⁴⁰ K	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr
AG (Voisinage KKB,PSI)	7	480 – 1180	—	< 9	1.2 – 2.5
AG (Voisinage KKL)	8	370 – 920	—	2 – 17	6.7 ± 0.1
AG/SO (Voisinage KKG)	8	500 – 1130	—	< 10	0.5 ± 0.1
BE (Voisinage KKM)	8	640 – 1400	—	< 2 – 12	2.3 – 0.1
BE (Almendhubel) ¹⁾	1	496 ± 15	< 0.2	3.6 ± 0.2	38.4 ± 0.2
BE (Gimmelwald) ²⁾	1	688 ± 20	< 0.2	0.8 ± 0.1	3.5 ± 0.2
BE (Fahrni) ³⁾	2	1006 – 1080	< 0.4	0.3 – 0.7	3.5 – 4.0
BE (Diesse/Jura)	2	829 – 936	< 0.3	0.3 – 0.4	1.2 – 1.9
BL (Sissach)	1	782 ± 31	< 0.5	0.7 ± 0.3	—
FR (Grangeneuve)	1	975 ± 80	< 3	< 5	4.2 ± 0.2
GE (CERN)	4	415 – 1170	—	< 3.8	—
GR (Val Bregaglia)	3	716 – 876	< 2	44 – 77	—
GR (Bernina)	1	973 ± 116	< 2	< 4	—
GR (Val Calanca)	2	891 – 1924	< 2	20 – 99	—
GR (Chur)	1	747 ± 40	< 1	< 1	—
GR (Davos)	2	692 – 1168	< 2.4	< 2.1	2.0 – 7.9
GR (Maloja)	1	796 ± 77	< 2	11 ± 3	—
GR (Val Mesolcina)	6	607 – 2266	< 2 – 9.0	2 – 61 ⁴⁾	—
GR (Val Poschiavo)	1	544 ± 72	< 2	8 ± 3	—
TG (Arenenberg)	4	921 – 1407	< 2	< 2 – 4	1.7 ± 0.1
TI (Biasca)	1	1000 ± 100	—	21 ± 6	6.8 ± 0.3
TI (Intragna)	3	214 – 835	< 2.8	5.9 – 77	44.6 ± 0.4
TI (Rodi)	3	148 – 783	< 2.7	2.5 – 42.5	6.9 ± 0.2
TI (Sessa)	3	169 – 1460	< 3	1.2 – 7.2	10.2 ± 0.3
TI (Stabio)	1	770 ± 60	—	7.2 ± 3.9	—
ZH (Lindau)	1	584 ± 32	< 1.4	5.5 ± 0.5	—

1) Alpage

2) Vallée

3) en plaine

4) sans une valeur plus élevée de foin de Roveredo (1406 ± 23 Bq/kg) qui n'a pas pu être reproduite lors d'un deuxième prélèvement au même endroit (61 ± 6 Bq/kg).

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 Eintrag von Radiocaesium in Sedimente des Luganersees

E. Klemt¹⁾, G. Zibold¹⁾, M. Burger²⁾, E. Schmid²⁾, A. Barbieri³⁾, M. Simona³⁾

1) Fachhochschule Ravensburg-Weingarten, University of Applied Sciences

2) P.O.B. 1261, D-88241 WEINGARTEN(Klemt@fh-weingarten.de)

3) GR, Labor Spiez, Gruppe Radioaktivität, CH-3700 SPIEZ

4) Laboratorio Studi Ambientali, Sezione Protezione Aria e Acqua, CH-6900 LUGANO

Zusammenfassung

Die mittlere ^{137}Cs Aktivitätskonzentration des Luganersees liegt etwa ein bis zwei Größenordnungen über der des Bodensees, obwohl der ursprüngliche Eintrag über die Wasseroberfläche nach dem Unfall von Tschernobyl bei beiden Seen etwa gleich hoch war. Weiterhin finden wir an der Oberfläche vom Sediment des Luganersees immer noch relativ hohe spezifische Aktivitäten von etwa 1000 Bq/kg. Mit Hilfe eines weiter entwickelten mathematischen Modelles und der Beprobung einer weiteren Position im See wurde gezeigt, daß die hohe Aktivitätskonzentration im Wasser durch Einträge aus dem Einzugsgebiet des Luganersees verursacht wird und daß weiterhin Radiocaesium in das Sediment des Sees eingetragen wird. Seit etwa 1995 überwiegt allmählich der radioaktive Zerfall gegenüber dem Neueintrag in das Sediment. Der entscheidende freie Parameter bei der Modellierung der Tiefenverteilung im Sediment ist der Verteilungskoeffizient K_d^{ex} des austauschbaren Caesiums. An verschiedenen Positionen im See ergaben sich aus der Modellierung K_d^{ex} -Werte zwischen 1 300 cm^3/g und 3 900 cm^3/g . Diese als zeitlich konstant angenommenen Werte konnten durch Bestimmung der Aktivitätskonzentration von in den Jahren 1986 bis 1997 in Sinkstofffallen gesammelten Schwebstoffen experimentell bestätigt werden.

wurde im November 1999 beprobt. Das Schiff, von dem aus die Proben genommen wurden, wurde dabei an der gleichen Boje fest gemacht, wie bei der Probennahme von „Südbecken 1“ im Mai 1996. Selbst bei unterschiedlichen Wind- und Wasserströmungsrichtungen können diese beiden Positionen nicht mehr als 100 m auseinanderliegen.

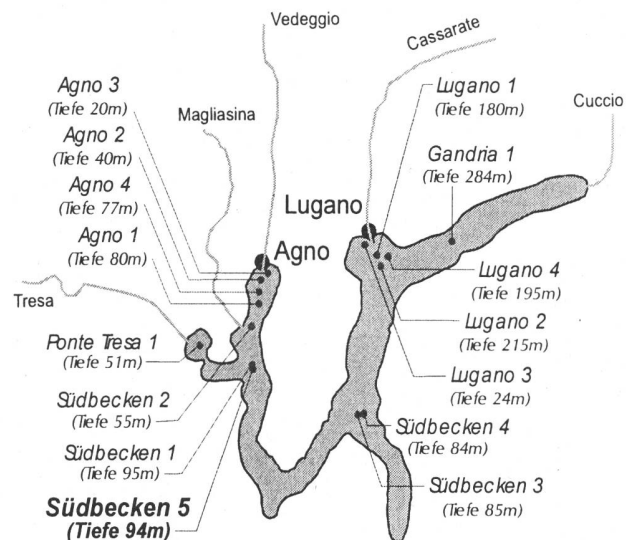


Abb. 1: Probennahmepositionen im Luganersee.

4.4.1 Einleitung

Der Luganersee ist mit einer Oberfläche von 48,9 km^2 und einer mittleren Tiefe von 134 m einer der großen Trinkwasserspeicher am südlichen Alpenrand. Nach dem Unfall von Tschernobyl wurden im Mai 1986 über die Seeoberfläche etwa 24 kBq/m^2 ^{137}Cs eingetragen (Santschi et al., 1990). Zur Beurteilung von zukünftigen radioaktiven Kontaminationen ist es daher wichtig, das Verhalten von Radiocaesium im Seesystem zu verstehen. In Abb. 1 sind der See, die Zuflüsse Magliasina, Vedeggio, Cassarate und Cuccio, der Abfluß Tresa und die Positionen, an denen in den Jahren 1994 bis 1999 Wasser- und Sedimentproben entnommen wurden, dargestellt. Die Position „Südbecken 5“

4.4.2 Modellierung des Eintrags und der Tiefenverteilung von ^{137}Cs im Sediment

Es wird angenommen, daß das ^{137}Cs im Sediment entweder an Feststoffen fixiert oder daß es nur lose an der Oberfläche von Sedimentpartikeln adsorbiert, bzw. im Porenwasser gelöst ist. Zwischen diesen beiden Fraktionen werden Fixierungs- und Rücklösungsprozesse erster Ordnung angenommen. Die vertikale Bewegung von ^{137}Cs im Sediment wird durch retardierte Diffusions-Sedimentations-Differentialgleichungen beschrieben. Im Unterschied zu Klemt et al., 1999, ist hier der radioaktive Zerfall in das System von partiellen Differentialgleichungen mit aufgenommen und es

werden nur zwei freie Parameter im Modell verwendet. Es ist zum einen die Sedimentationsgeschwindigkeit v_s und zum anderen der Verteilungskoeffizient K_d^{ex} , der angibt, wieviel austauschbares ^{137}Cs an der Oberfläche von Sedimentpartikeln, im Verhältnis zu dem im umgebenden Wasser befindlichen ^{137}Cs , adsorbiert ist. Über den Verteilungskoeffizienten K_d^{ex} ist auch die retardierte Diffusionskonstante des austauschbaren ^{137}Cs im Sediment festgelegt. Bei allen untersuchten Positionen, bzw. Seen betrug der Anteil an austauschbarem Caesium etwa 5 %.

Um das Differentialgleichungssystem zu lösen, müssen Anfangs- und Randbedingungen festgelegt werden: Hier wird als Näherung angenommen, daß vor dem Unfall von Tschernobyl kein ^{137}Cs im Wasser des Sees vorhanden war. Weiterhin wird angenommen, daß sich die Aktivitätskonzentration an der Oberfläche des Sedimentes zu jedem Zeitpunkt aus dem Produkt von Verteilungskoeffizient und Aktivitätskonzentration des Wassers ergibt. Dieser für das Modell notwendige Input ist in Abb. 4 als durchgezogene Linie, die an die gemessenen Aktivitätskonzentration des Wassers angepaßt wurde, dargestellt.

4.4.3 Ergebnisse der Modellierung

In den Abb. 2 und 3 sind für die Positionen „Südbecken 5“ und „Südbecken 1“ die gemessenen und die mit dem Modell bestimmten ^{137}Cs Tiefenverteilungen dargestellt. Die Optimierung der Parameter bestimmt die Sedimentationsgeschwindigkeiten zu $v_s = 0,081 \text{ cm/Monat}$, bzw. $v_s = 0,016 \text{ cm/Monat}$. Selbst in der Mitte dieses Beckens haben wir also kleinräumig einen Unterschied in der Sedimentationsrate um einen Faktor 5. Dies könnte durch Turbidite bedingt sein, die nach Niessen, 1987, in den verschiedenen Becken des Luganersees wesentlichen Einfluß auf die Sedimentabfolge haben. Z.B. die obersten 3 cm des Sedimentkernes „Südbecken 5“ sind optisch ein homogener Abschnitt, der durch ein Turbidit entstanden sein könnte. Die bei der Optimierung erhaltenen K_d^{ex} -Werte sind an diesen und an anderen Positionen im Südbecken mit Werten zwischen $1\,300 \text{ cm}^3/\text{g}$ bis $3\,900 \text{ cm}^3/\text{g}$ vergleichbar. Es ergeben sich daraus retardierte Diffusionskonstanten von $0,06 \text{ cm}^2/\text{Monat}$ bis $0,12 \text{ cm}^2/\text{Monat}$. Dem Modell kann man weiterhin entnehmen, daß ständig weiter ^{137}Cs aus dem Wasser in das Sediment eingetragen wird. Erst seit 1995 überwiegt der radioaktive Zerfall gegenüber dem Eintrag in das Sediment. Seitdem nimmt das radioaktive Inventar langsam wieder ab.

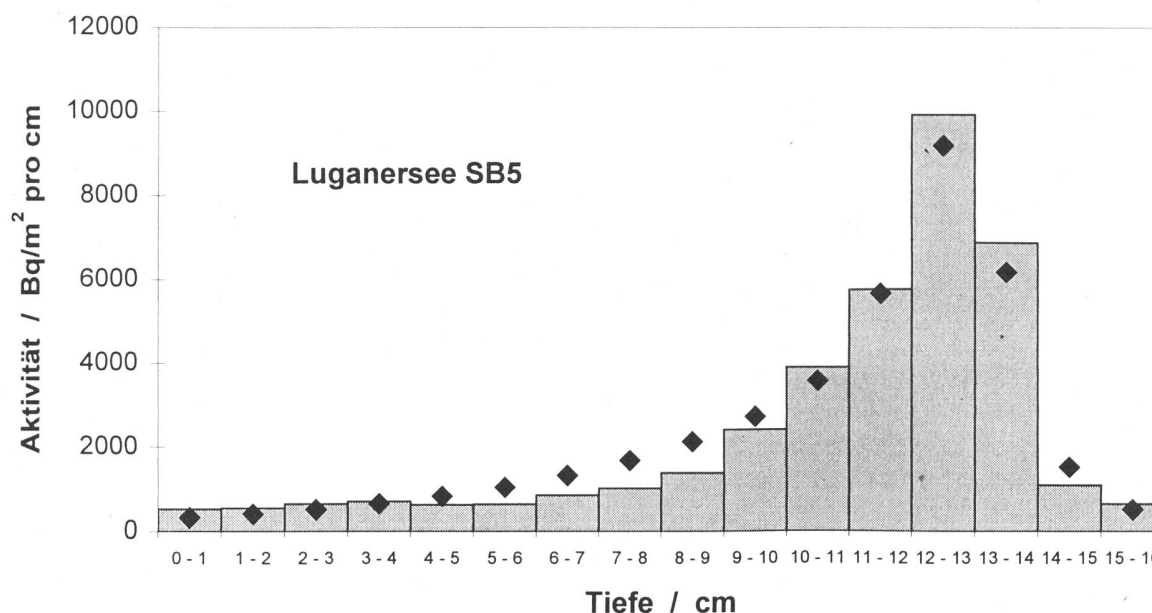


Abb. 2: ^{137}Cs Tiefenverteilung im Sediment der Position Südbecken 5. Balken: Meßwerte vom November 1999. Vierecke: Modellierung

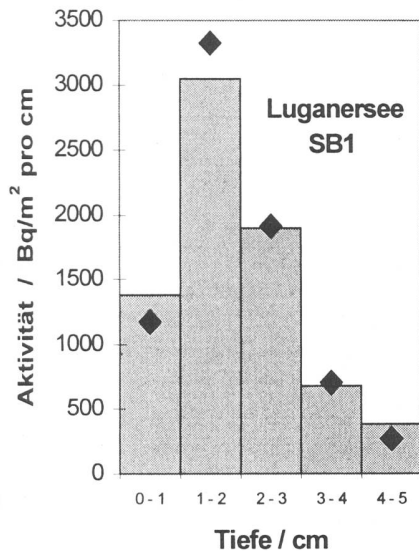


Abb. 3: ^{137}Cs Tiefenverteilung im Sediment der Position Südbecken 1. Balken: Meßwerte vom Mai 1996. Vierecke: Modellierung.

Ähnliche Untersuchungen nördlich der Alpen zum einen am kalkhaltigen mesotrophen Bodensee mit seinem großen Eintrag an Tonmineralen und zum anderen am flachen eutrophen Vorsee mit seinem moorigen Einzugsgebiet ergaben folgenden Vergleich:

Das Inventar im Bodensee hatte schon nach 2 bis 3 Jahren sein Maximum erreicht. Aufgrund eines deutlich höheren K_d -Wertes ist die Aktivitätskonzentration im Wasser geringer als beim Luganersee. Die Diffusion des Caesiums im Sediment ist hier ebenfalls geringer. Auch sequentielle Extraktionsexperimente (Klemm et al., 2000) zeigten, daß im Bodensee das Caesium fester an das Sediment gebunden ist als im Luganersee.

Beim Vorsee wird das Maximum des Inventars erst etwa im Jahr 2001 erreicht, der K_d -Wert liegt hier niedriger als beim Luganersee. Bei einer um den Faktor 10 höheren Sedimentationsgeschwindigkeit liegt die Diffusionskonstante hier um mehr als eine Größenordnung über dem Wert des Luganersees. Dies führt dazu, daß in der Tiefenverteilung kein klares Maximum vom Tschernobyl-Fallout vorhanden ist.

Das Modell ist in der Lage, mit nur 2 freien Parametern den Eintrag von Caesium in das Sediment und die Tiefenverteilung im Sediment für Seen mit sehr unterschiedlichem limnologischen Charakter zu beschreiben.

4.4.4 Bestimmung des Verteilungskoeffizienten K_d^{tot} an Schwebstoffen

In den Jahren 1986 bis 1997 wurden an der Position „Südbecken 3“, bzw. „4“ in etwa 5 m Höhe über dem Sediment Sinkstofffallen ausgebracht und zweiwöchentlich geleert. In Abb. 4 ist die Aktivitätskonzentration der bisher untersuchten Schwebstoffe (bis März 1991 gefriergetrocknet, danach bei 60 °C im Ofen getrocknet) aufgetragen. Die waagerechten Striche kennzeichnen die Nachweisgrenze, wenn keine Aktivität gemessen werden konnte. Man erkennt den Anstieg der Aktivitätskonzentration um zwei Größenordnungen unmittelbar nach dem Tschernobyl-Fallout, die allmähliche Abnahme, die sich durch zwei Exponentialfunktionen mit unterschiedlicher Halbwertszeit beschreiben läßt, und den jahreszeitlichen Gang mit einem Maximum im Herbst.

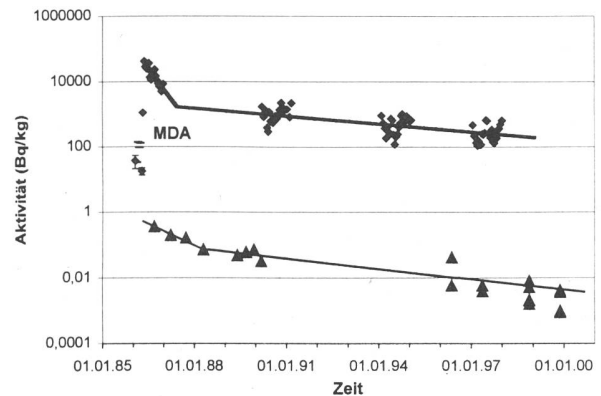


Abb. 4: Spezifische ^{137}Cs Aktivität von Schwebstoffen aus Sinkstofffallen an der Position „Südbecken 3“ bzw. „4“ (Vierecke) und ^{137}Cs Aktivitätskonzentration im Wasser des Südbeckens des Luganersees (Dreiecke).

Weiterhin ist in Abb. 4 die Aktivitätskonzentration im Wasser des Südbeckens des Luganersees dargestellt. Die Werte bis 1991 sind Mittelwerte, die nach Tiefenverteilungen von Santschi et al., 1990, und Dominik et al., 1992, berechnet wurden. Ab 1996 sind unsere Werte von unterschiedlichen Tiefen einzeln eingetragen. Je größer die Tiefe, umso höher ist im allgemeinen die Aktivitätskonzentration. Die durchgezogene Linie, die als Randbedingung des Modells (s.o.) als bekannt vorausgesetzt wurde, setzt eine etwas stärkere Wichtung auf Werte in größerer Tiefe.

In Abb. 5 ist der totale Verteilungskoeffizient K_d^{tot} , der aus den Meßwerten der spezifischen Aktivität der Schwebstoffe, dividiert durch die durchgezogene Linie der Aktivitätskonzentration des Wassers aus Abb.4 berechnet wurde, dargestellt. Es ergibt sich über die Jahre 1986 bis 1997 ein arithmetisches Mittel von $K_d^{\text{tot}} = 36\,000 \text{ cm}^3/\text{g}$. Multipliziert mit einem Anteil an austauschbarem

Caesium im Sediment von etwa 5 % erhält man $K_d^{ex} = 1\,800\text{ cm}^3/\text{g}$. Dieser Wert ist in Übereinstimmung mit dem im Modell an Hand der Tiefenverteilung optimierten freien Parameter. Weiterhin ist für den Luganersee gezeigt, daß ein zeitlich konstanter Verteilungskoeffizient K_d über viele Jahre hinweg keine zu grobe Näherung darstellt.

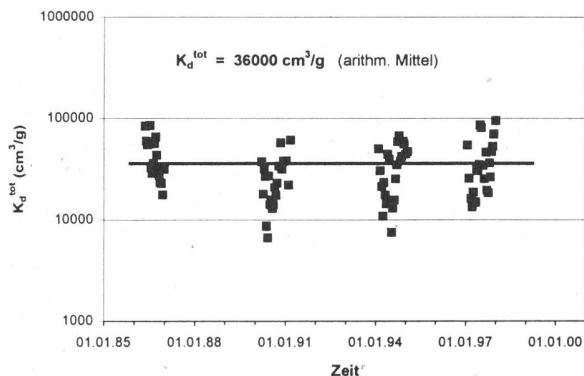


Abb. 5: Totaler Verteilungskoeffizient K_d^{tot} , berechnet aus der spezifischen Aktivität der Schwebstoffe, dividiert durch die Aktivitätskonzentration des Wassers.

4.4.5 Ausblick

Das Verhalten von Radiocaesium im Luganersee ist im wesentlichen verstanden, und es ist geplant, als nächsten See den Lago Maggiore zu untersuchen, an dem bisher nur wenige Messungen vorgenommen wurden und der sich u. a. durch seine Größe und durch den Ticino, einem Zufluß mit großem Einzugsgebiet, deutlich vom Luganersee unterscheidet.

4.4.6 Referenzen

- Dominik, J., Span, D.: The Fate of Chernobyl ^{137}Cs in Lake Lugano. *Aquatic Sciences* **54**, 3/4 (1992) 238-254.
- Klemt, E., Miller, R., Zibold, G., Astner, M., Burger, M., Schmid, E.: Modellierung des Eintrags von Radiocäsium in das Sediment des Luganersees. In: *Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz 1998*, Bundesamt für Gesundheit (1999) B.4.5.1-6.
- Klemt, E., Kaminski, S., Miller, R., Zibold, G., Astner, M., Burger, M., Schmid, E.: Normierung von Extraktionsexperimenten zur Bestimmung der Bindung von Radiocaesium an Sedimente des Luganersees. In: *Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz 1999*, Bundesamt für Gesundheit (2000) B.4.4.1-4.
- 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).
- Santschi, P.H., Bollhalder, S., Zingg, S., Lück, A., Farrenhothen, 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.