**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:** - (1992)

**Rubrik:** Allgemeine Überwchung [i.e. Überwachung]

**Nutzungsbedingungen**

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Siehe Rechtliche Hinweise.

**Conditions d'utilisation**

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. Voir Informations légales.

**Terms of use**

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. See Legal notice.

**Download PDF:** 26.04.2025

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

# 3. ALLGEMEINE ÜBERWCHUNG

## 3.1. LUFT, NIEDERSCHLÄGE, FLUSSWASSER, SYSTEM BODEN-GRAS-MILCH

**H.Surbeck** Sektion Überwachung der Radioaktivität (SUER)
Bundesamt für Gesundheitswesen, Ch. du Musée 3, 1700 FRIBOURG

### 3.1.1 Zusammenfassung

*Die Aktivität künstlicher Radionuklide war 1992 in den Niederschlägen und im Flusswasser ausserhalb des Nahbereichs kerntechnischer Anlagen sehr tief. Ein Einfluss des Tschernobyl-Fallouts von 1986 war nur noch in wenigen Proben feststellbar (wahrscheinlich lokale Resuspension).*

*Dank zweier Aerosol-Sammler mit grossem Luftdurchsatz (500 $m^3/h$) sind wir seit Ende 1990 in der Lage, Luft-Aktivitäten im $\mu Bq/m^3$-Bereich zu messen. Ausser Spuren des noch vom Tschernobyl-Fallout von 1986 stammenden $^{137}Cs$ und $^{134}Cs$ konnten 1992 keine künstlichen Radionuklide nachgewiesen werden.*

*In Bodenproben war ausserhalb des Nahbereichs kerntechnischer Anlagen der Einfluss des Tschernobyl-Fallouts von 1986 noch deutlich zu erkennen, in Gras- und Milchproben nur noch vereinzelt.*

### 3.1.2 Messprogramm

Die Gruppe "Allgemeine Überwachung" der Sektion Überwachung der Radioaktivität ist für die Überwachung der Umweltradioaktivität ausserhalb des Nahbereichs kerntechnischer Anlagen verantwortlich. Sie führt zudem die gammaspektrometrischen Laboranalysen für die gesamte Sektion durch.

Der überwiegende Teil der Strahlenexposition der Bevölkerung stammt aus natürlichen Quellen. Wir haben daher in den letzten Jahren vermehrt Herkunft und Transport natürlicher Radionuklide untersucht. Zur Aufgabe unserer Gruppe gehört auch die Planung und Auswertung regionaler Innenluft-Radonmessungen. Eine Kurzfassung der Resultate dieser Untersuchungen über natürliche Radionuklide in unserer Umwelt findet sich im Kapitel 2.

### 3.1.3 Methodik

**Luft**

Durch ein 3"-Filter werden ca. 50 $m^3/h$ Luft gesaugt. Die damit während jeweils einer Woche gesammelten Aerosole werden anschliessend im Labor gammaspektrometrisch analysiert. Um eine tiefere Nachweisgrenze zu erreichen, werden für die Stationen KKM, KKG und KKL pro Standort die Filter eines Monates zusammen gemessen. Die Filter der übrigen Stationen werden nur bei Bedarf gemessen, die Filter der Station Fribourg z.B. beim Ausfall des grossen Aerosolsammlers in Oberschrot.

Seit September 1990 steht in Oberschrot (Kt.Fribourg) ein Aerosolsammler mit einem Durchfluss von ca. 500 $m^3/h$ in Betrieb. Seit September 1991 steht ein gleicher Aerosolsammler auch auf dem Mt.Ceneri/TI. Der Glasfaserfilter wird wöchentlich gemessen. Für die Messung wird er vom Stützgewebe, das weniger als 1% der Aktivität enthält, abgetrennt und mit einer hydraulischen Presse zu einer dünnen Scheibe gepresst. Die Nachweisgrenze für $^{137}Cs$ liegt bei einer Sammelzeit von einer Woche (ca. 70000 $m^3$) und einer Messzeit von 160'000 sec bei ca. 0.3 $\mu Bq/m^3$.

Nach Bedarf wird vom Ueberwachungsgeschwader der Schweizer Armee für uns eine Aerosolprobe in der Tropopause oder der unteren Stratosphäre erhoben. Ebenfalls nach Bedarf besteht die Möglichkeit, Abwischproben vom Triebwerkeinlauf von SWISSAIR Flugzeugen zu erhalten.

**Niederschläge**

Wöchentliche Sammelproben der Niederschläge werden eingedampft und gammaspektrometrisch untersucht. Die Proben werden für die Messung pro Station monatlich zusammengefasst.

In Locarno werden Regen und Trockenstaub-Ablagerungen separat gesammelt.

**Flusswasser**

Wöchentliche Sammelproben von Flusswasser werden eingedampft und gammaspektrometrisch untersucht. Die Proben werden für die Messung pro Station monatlich zusammengefasst. An der Probe vom Doubs, bei St.Ursanne genommen, wird auch die Tritiumkonzentration bestimmt.

**System Boden-Gras-Milch**

An einigen Stellen der Schweiz werden am (möglichst) gleichen Ort Boden-, Gras- und Milchproben erhoben. Neben der Information über die absoluten Aktivitäten sollten diese Proben auch die Uebergangsfaktoren Boden→Gras→Milch liefern. Die Aktivitäten künstlicher Radionuklide sind aber gegenwärtig so tief, dass die Uebergangsfaktoren aus diesen Proben nicht bestimmt werden können.

Boden- und Grasproben werden vor der Messung in der Regel getrocknet. Die Gewichtsverhältnisse frisch/trocken liegen beim Boden bei ca. 1.3 (1.05 bis 1.8) und beim Gras bei ca. 5 (2 bis 9). Milchproben können frisch (mit Formaldehyd stabilisiert) oder nach Gefriertrocknung gemesssen werden. Unsere Nachweisgrenze für $^{137}Cs$ liegt bei der Frischmilch bei ca. 0.5 Bq/Liter, beim Milchpulver bei ca. 0.3 Bq/Liter.

**Ergebnisse**

Untenstehend werden die Resultate der Proben gezeigt, die gemäss dem Probenahmeplan genommen und im Labor der SUeR gemessen wurden. Resultate von Proben aus der Umgebung von kerntechnischen Anlagen sind hier nicht enthalten (siehe dazu Kapitel 4). Gras und Milch

wurden nur soweit aufgenommen, als sie in direktem Zusammenhang mit den Bodenproben stehen. Resultate für weitere Lebensmittel sind im Kapitel "Lebensmittel" und für diverse Gras- und Bodenproben im Anhang zu diesem Kapitel aufgeführt.

## Aerosolproben

### a) Hoehenflugfilter

Probenahme: **29.7.92**, 1536 kg Luft aus ca.11'000 m Höhe (ca. 1000 m oberhalb der Tropopause, der Grenze zwischen Troposphäre und Stratospäre).

$^{7}$Be: (65'300 ± 1'600) $\mu$Bq/kg (1 kg entspricht etwa 1m$^3$ Luft)
$^{137}$Cs: (142 ± 18) $\mu$Bq/kg
$^{134}$Cs: < 21 $\mu$Bq/kg

$^{137}$Cs / $^{134}$Cs = > 7

→

$^{137}$Cs / $^{7}$Be = (2.2 ± 0.3) * 10$^{-3}$

Probenahme: **30.10.92**, 2400 kg Luft aus ca. 11'000 m Höhe

$^{7}$Be: (70'600 ± 1'700) $\mu$Bq/kg
$^{137}$Cs: (197 ± 15) $\mu$Bq/kg
$^{134}$Cs: (15 ± 5) $\mu$Bq/kg

$^{137}$Cs / $^{134}$Cs = 13 ± 6

→

$^{137}$Cs / $^{7}$Be = (2.8 ± 0.3) * 10$^{-3}$

Innerhalb der Fehlergrenzen entspricht das $^{137}$Cs/$^{134}$Cs-Verhältnis dem, was von der 1986er Freisetzung in Tschernobyl zu erwarten wäre (Aug.92 : ca. 14).

Die hohe $^{7}$Be-Konzentration zeigt, dass die Proben wirklich am oberen Rand der Tropopause oder in der Stratosphäre genommen wurden. Das in der zweiten Probe gefundene $^{137}$Cs/$^{134}$Cs-Verhältnis bedeutet, dass das Inventar in der Stratosphäre nun im wesentlichen aus Tschernobyl-Material besteht.

### b) Aerosol-Sammler mit grossem Durchfluss

Aerosol-Sammler mit einem Luftdurchsatz von 500 m$^3$/h stehen in Oberschrot (Kanton Fribourg) und seit Sept. 91 auch auf dem Mt.Ceneri/TI (Fig.1, 2, 3).

Während des Ausfalls des Gerätes in Oberschrot wurden die Filter des kleinen Aerosolsammlers in Fribourg gemessen. Die $^{137}$Cs-Aktivität lag in all diesen Proben unter 15 $\mu$Bq/m$^3$. Beim Gerät auf dem Ceneri ist seit Mitte Juli 92 die Durchflussmessung defekt. Ab diesem Datum sind daher die Aktivitäten nur noch relativ zum $^{7}$Be angegeben. Seit November 92 ist diese Station für eine Reparatur ausser Betrieb.

# Radionuklide in Aerosolproben
# Station Oberschrot

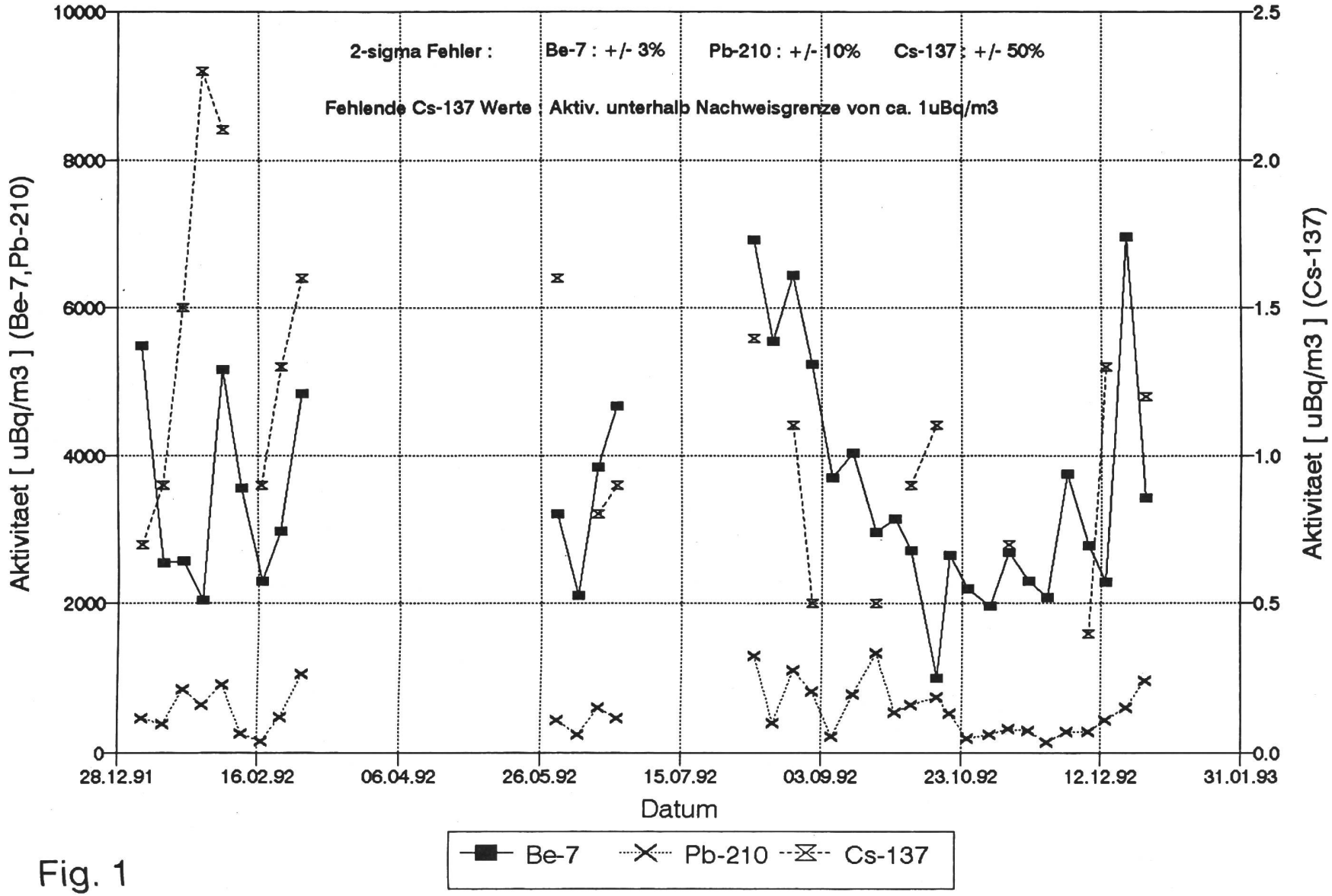



Fig. 1

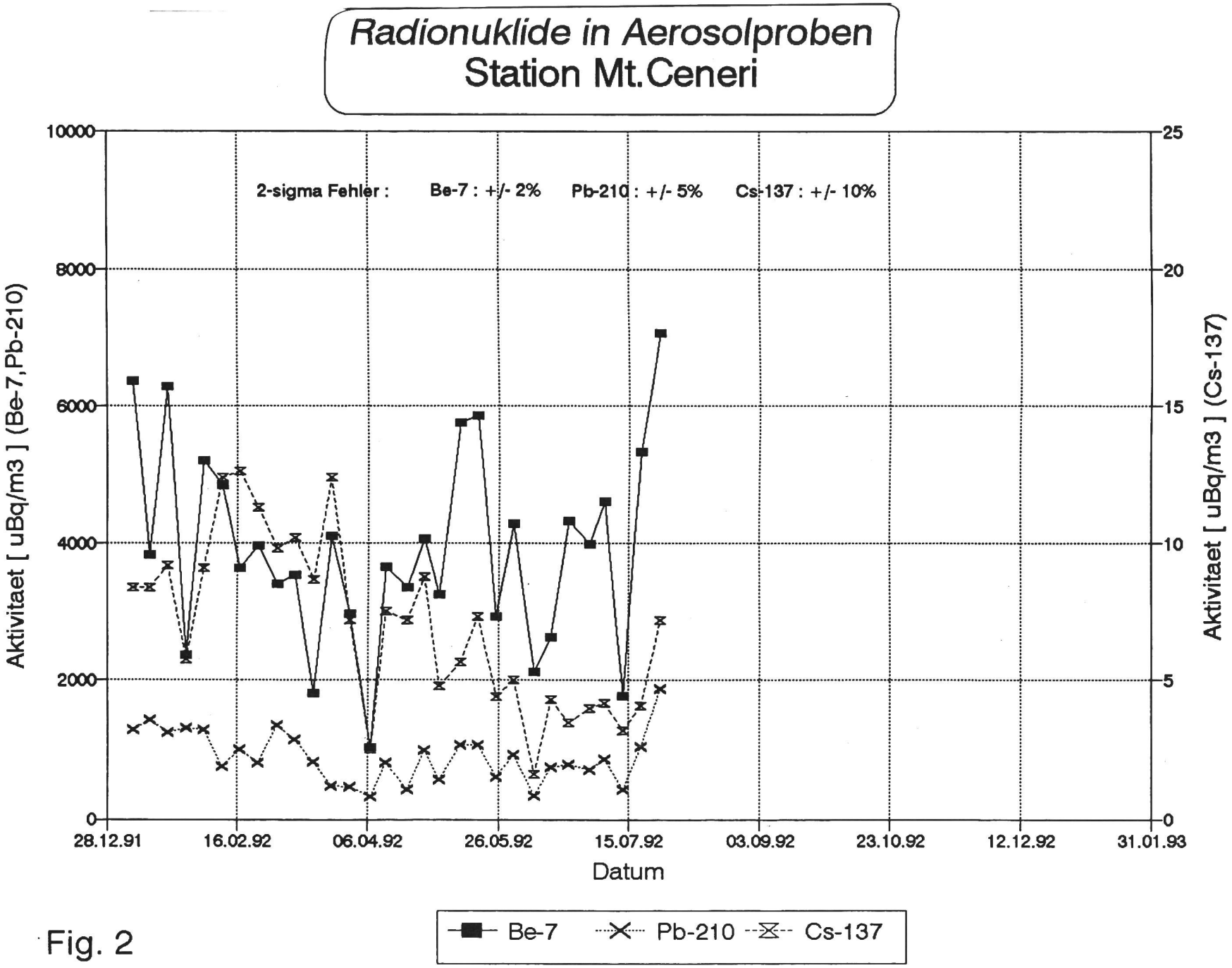

Radionuklide in Aerosolproben
Station Mt.Ceneri
2-sigma Fehler : Be-7 : +/- 2% Pb-210 : +/- 5% Cs-137 : +/- 10%
Aktivitaet [ uBq/m3 ] (Be-7,Pb-210)
Aktivitaet [ uBq/m3 ] (Cs-137)
10000
8000
6000
4000
2000
0
25
20
15
10
5
0
28.12.91
16.02.92
06.04.92
26.05.92
15.07.92
03.09.92
23.10.92
12.12.92
31.01.93
Datum
Be-7
Pb-210
Cs-137

Fig. 2

# Radionuklide in Aerosolproben
# Station Mt.Ceneri

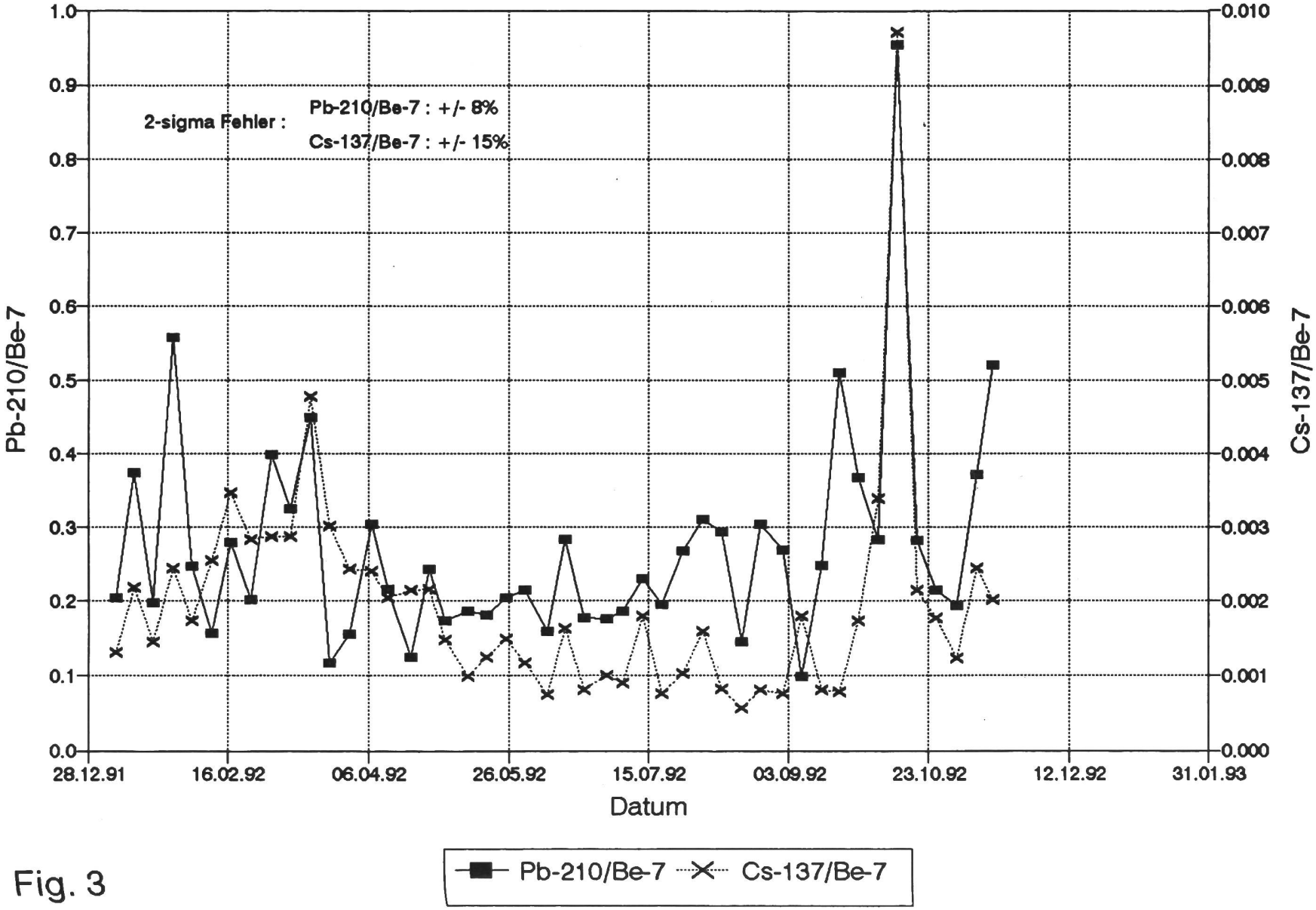



Fig. 3

Die $^{137}Cs$-Werte auf dem Mt.Ceneri liegen deutlich höher als in Oberschrot (ca. einen Faktor 5), was auf die höhere Aktivität der resupendierten Teilchen im Tessin zurückzuführen sein dürfte. In den Proben vom Mt.Ceneri ist das $^{134}Cs$ meistens nachzuweisen. Das $^{137}Cs/^{134}Cs$ Verhältnis entspricht innerhalb der Fehlergrenzen dem des Tschernobyl-Fallouts.

Die hohen $^{137}Cs/^{7}Be$- und $^{210}Pb/^{7}Be$-Verhältnisse für die Station auf dem Ceneri in der Woche vom 9.10.92 sind wahrscheinlich auf eine aussergewöhnlich tiefe $^{7}Be$-Konzentration zurückzuführen. Sowohl der abgeschätzte $^{7}Be$-Wert für den Ceneri (Durchflussmessung defekt) als auch die gemessene $^{7}Be$-Konzentration in Oberschrot sind in dieser Woche extrem tief.

**Regen und Trockenstaub-Ablagerungen**

Die $^{137}Cs$-Aktivitäten im Regen von Cernier, Davos, Fribourg, Locarno und Valsainte lagen 1992 in allen Monaten unter 40 mBq/Liter.

An der einzigen Stelle in der Schweiz, an der Regen und Trockenstaubablagerungen separat gesammelt werden, in Locarno-Monti, ergaben sich für 1992 folgende Ablagerungen, in $Bq/m^2$:

| | **Trockenstaub** | **Regen** |
|---|---|---|
| $^{7}Be$ | 19±3 | 1'100±100 |
| $^{137}Cs$ | <3 | 14±7 |

Diese Zahlen zeigen, dass der überwiegende Teil der Aktivität mit dem Regen abgelagert wird. Sie zeigen auch, dass die jetzt noch jährlich abgelagerte $^{137}Cs$-Aktivität um Grössenordnungen kleiner ist als das, was 1986 nach dem Unfall in Tschernobyl abgelagert wurde.

**Flusswasser**

Die $^{137}Cs$-Aktivitäten lagen 1992 in allen Flusswasserproben (Rhone Wallis, Rhone Genf, Ticino, Doubs) unter 20 mBq/Liter (monatliche Sammelproben).

Die Tritiumkonzentrationen im Doubs bei St. Ursanne, sind gegenüber andern Flüssen deutlich erhöht (Mittel 89, Minimum 23, Maximum 284 Bq/Liter). Das Tritium stammt wahrscheinlich von Zuflüssen aus der Region La Chaux-de-Fonds.

**Erde**

Die $^{137}Cs$-Aktivitäten in der Bodenschicht 0-5cm sind für 1992 gegenüber 1991 nicht signifikant verschieden (Tab.1). Die regionalen Unterschiede zeigen das schon 1986 festgestellte Muster des Tschernobyl-Fallouts.

## Gras

Die $^{137}Cs$-Aktivitäten liegen in allen Proben in Tab.2 unter 60 Bq/kg Trockensubstanz. Zum Vergleich beträgt die natürliche $^{40}K$-Aktivität in diesen Proben ca. 900 Bq/kg Trockensubstanz.

## Milch

Bei den Milchproben ist nur noch in wenigen Fällen $^{137}Cs$ nachweisbar (Tab.3). Die $^{137}Cs$-Aktivität lag in allen Proben unter 1 Bq/Liter.

**Tab.1:** $^{40}K$-, $^{137}Cs$- und $^{134}Cs$-Aktivitäten in **Bodenproben.** Werte in Bq/kg Trockengewicht, bezogen auf das Probenahmedatum. Wenn nicht anders angegeben, wurde die Schicht 0 - 5 cm erhoben.

| Ort | Probenahme-datum | $^{40}K$ | $^{137}Cs$ | $^{134}Cs$ |
|---|---|---|---|---|
| Grangeneuve/FR | 21.7.92 | 401±14 | 11±1 | < 0.6 |
| Grangeneuve/FR | 9.10.92 | 387±15 | 13±1 | < 0.5 |
| Chur/GR | 6.5.92 | 857±27 | 0.8±0.5 | < 0.9 |
| Arenenberg/TG | 18.5.92 | 436±14 | 90±3 | 6.2±0.4 |
| Mürren/BE | 29.6.92 | 493±17 | 42±2 | < 0.8 |
| Davos-Stillberg/GR | 18.6.92 | 555±19 | 154±4 | 2.8±0.4 |
| Rodi/TI | 1.6.92 | 412±14 | 127±3 | 8.5±0.4 |
| Sessa/TI | 19.5.92 | 584±19 | 275±6 | 19±1 |
| Intragna/TI | 18.5.92 | 670±19 | 144±3 | 7.3±0.3 |

**Tab.2:** $^{40}K$-, $^{137}Cs$- und $^{134}Cs$-Aktivitäten in **Grasproben.** Werte in Bq/kg Trockensubstanz, falls nicht anders angegeben. Bezugsdatum = Probenahmedatum.

| Ort | Probenahme-datum | $^{40}K$ | $^{137}Cs$ | $^{134}Cs$ |
|---|---|---|---|---|
| Grangeneuve/FR | 21.7.92 | 984±50 | < 4 | < 3 |
| Saignelegier/JU | 9.6.92 | 934±57 | < 5 | < 3 |
| Wil/SG | 26.5.92 | 989±41 | 3.2±1.0 | 1.6±0.6 |
| Altstätten/SG | 2.6.92 | 1026±42 | 3.2±1.1 | < 2 |
| Arenenberg/TG | 18.5.92 | 1011±36 | 6.2±0.8 | < 1 |
| Chur/GR | 6.5.92 | 760±32 | < 3 | < 1 |
| Mürren/BE | 29.6.92 | 784±57 | < 6 | < 3 |
| Davos-Stillberg/GR | 18.6.92 | 1140±38 | 13±1 | < 1 |
| Davos-Stillberg/GR | 14.9.92 | 943±41 | 3.5±1.2 | < 2 |
| Rodi /TI | 1.6.92 | 838±38 | 7.5±1.2 | 0.8±0.6 |
| Rodi/TI 2.Schnitt | 11.8.92 | 642±35 | 25±2 | < 2 |
| Intragna/TI | 18.5.92 | 975±46 | 58±3 | 4.3±0.8 |

**Tab.3:** $^{40}K$-, $^{137}Cs$- und $^{134}Cs$-Aktivitäten Aktivitäten in **Milchproben.** Werte in Bq/Liter, bezogen auf das Probenahmedatum. Messung an Milchpulver. Falls nicht anders angegeben handelt es sich um Kuhmilch.

| Ort | Probenahme-datum | $^{40}K$ | $^{137}Cs$ | $^{134}Cs$ |
|---|---|---|---|---|
| Lucens/VD | 15.3.92 | 50±2 | < 0.1 | < 0.1 |
| Grangeneuve/FR | 22.7.92 | 39±3 | < 0.3 | < 0.2 |
| Grangeneuve/FR | 12.10.92 | 43±3 | < 0.3 | < 0.2 |
| Wil/SG | 26.5.92 | 46±2 | 0.12±0.07 | < 0.1 |
| Altstätten/SG | 2.6.92 | 45±3 | < 0.3 | < 0.2 |
| Rossberg/ZH | 2.9.92 | 38±2 | 0.09±0.07 | < 0.1 |
| Dagmarsellen/LU | 20.5.92 | 43±3 | < 0.4 | < 0.2 |
| Chur | 6.5.92 | 37±3 | < 0.3 | < 0.1 |
| Arenenberg/TG | 18.5.92 | 43±2 | 0.20±0.05 | < 0.1 |
| Mürren/BE | 29.6.92 | 46±3 | 0.22±0.14 | < 0.2 |
| Mürren/BE | 3.11.92 | 51±4 | 0.24±0.19 | < 0.2 |
| Davos/Dischma/GR | 18.6.92 | 46±3 | 0.6±0.1 | < 0.1 |
| Davos/Dischma/GR | 14.9.92 | 44±3 | 0.9±0.1 | 0.08±0.06 |

**Anhang:**

**Tabelle 4: Erde- und Grasproben aus andern Laboratorien in Bq/kg T.S.**

| Ort | Anzahl | K-40 | Cs-137 | Cs-134 |
|---|---|---|---|---|
| Erde Pfyn/VS | 1 | 707 | 18 | < 0.3 |
| Gras Pfyn/VS | 1 | 939 | 2.1 | < 0.2 |
| Erde Lausanne | 1 | 537 | 16 | < 0.1 |
| Gras Lausanne | 1 | 900 | < 0.3 | < 0.3 |
| Erde Sissach/BL | 1 | 197 | 46 | 3.3 |
| Gras Sissach/BL | 1 | 740 | 1.6 | < 0.2 |
| Gras Val Poschiavo/GR | 1 | 932 | 7 | < 2 |
| Gras Val Bregaglia/GR | 4 | 163 - 621 | 5 - 87 | < 2 - 6 |
| Gras Val Mesolcina/GR | 5 | 75 - 900 | 7 - 23 | < 2 |
| Gras Val Calanca/GR | 1 | 755 | 32 | 3.4 |

# 3.2. TRITIUM-, KOHLENSTOFF-14-, ARGON-37- UND KRYPTON-85-AKTIVITÄTEN IN UMWELTPROBEN

**H. Loosli und U. Schotterer**

Abt. Klima- und Umweltphysik, Physikalisches Institut, Universität
Sidlerstr. 5, 3012 BERN

**W. Weiss** Institut für Atmosphärische Radioaktivität, Bundesamt für Strahlenschutz
Rosastrasse 9, D-7800 FREIBURG IM BREISGAU

## 3.2.1. Zusammenfassung

*Die gemessenen $^{3}H$-, $^{14}C$-, $^{37}Ar$- und $^{85}Kr$-Aktivitäten sind zum grossen Teil künstlich erzeugt:*

- *Die $^{3}H$-Aktivitäten in Niederschlägen sind gegenüber dem natürlichen Level immer noch erhöht; Ursachen der Erhöhung sind hautpsächlich die Beiträge der früheren Kernwaffentests und an einigen Standorten die industriellen Emissionen.*

- *Die $\Delta^{14}C$-Aktivität im atmosphärischen $CO_2$ und damit in der Biosphäre ist heute ca. 120 ‰ über dem natürlichen Level; diese Erhöhung stammt vor allem von den Kernwaffentests der 60er Jahre. Gezielt in der Umgebung von Kernanlagen entnommene Blätter-Proben zeigen teilweise zusätzliche Erhöhungen.*

- *Die $^{37}Ar$-Aktivität in Troposphärenluft liegt wie in früheren Jahren zwischen 1 und 4 $mBq/m^3$ Luft.*

- *Der $^{85}Kr$-Level in der Atmosphäre hat heute einen Wert von knapp über 1 $Bq/m^3$ Luft erreicht. Emissionsquellen sind Wiederaufarbeitungsanlagen, deren Abluftfahnen teilweise zu kurzzeitigen zusätzlichen Erhöhungen führen.*

## 3.2.2. Tritium in Niederschlägen (Tabelle 1, Figurea 1a - d)

Die Tritiumaktivität in den Niederschlägen zeigte für 1992 ein ähnliches Bild wie für 1991. Berner und Basler Werte waren wegen der Emissionen von Industrietritium gegenüber den anderen, unbeeinflussten Gebieten etwas erhöht.

Ab Juli 1992 sind auch die Tritiumwerte vom Niederschlag in Vaduz/FL angegeben. Es ist dies ein Station aus dem Isotopenmessnetz der Landeshydrologie (BUWAL), das sich derzeit in der Versuchsphase befindet.

Die Alpensüdseite mit Locarno und zum Teil Grimsel weist im Jahresmittel gegenüber der Alpennordseite wieder tiefere Werte auf. Dies lässt sich mit der geringeren Kontinentaliät bzw. dem direkten Einfluss von Meeresniederschlägen erklären.

Für den erhöhten Wert von 13.3 Bq/l im April 1992 in Locarno konnte keine Ursache gefunden werden. Eine Kontamination im Labor ist aufgrund einer Kontrollmessung auszuschliessen. Eine Kontamination am Ort der Probenahme wäre eine weitere Möglichkeit, die allerdings wegen des zeitlichen Abstandes zwischen Probenentnahme und Messung kaum zu rekonstruieren ist.

Die Tritiumkonzentrationen in den Niederschlägen der Schweiz können prinzipiell verschieden Quellen haben, z.B:

- *Natürliche Produktion:* Sie beträgt etwa 0.3-0.7 Bq/l in mittleren Breiten (Dissertation W. Roether). Der Beitrag aus der Stratosphäre aus der Zeit der oberirdischen Kernwaffentests überdeckt aber den natürlichen Level immer noch.

- *Tritium aus der Zeit der Kernwaffentests:* Das Nord-Südgefälle in der Schweiz und das Ost-Westgefälle in Europa ist auf den Kontinentaleffekt zurückzuführen. Die wiederverdunstete Luftfeuchtigkeit vom Kontinent hat höhere Tritiumkonzentrationen als Feuchtigkeit, die direkt vom Ozean kommt.

- *Tritium aus Industriebetrieben:* Abgaben aus der Umgebung von La Chaux-de-Fonds und Teufen/AR sind seit Jahren gut dokumentiert. Die Einflüsse sind meist lokal, können aber auch im Boden und Grundwasser klar nachgewiesen werden.

- *Tritium aus Deponien* spielt meist nur für das Grundwasser eine Rolle. Eine Erhöhung der Tritiumkonzentrationen der Niederschläge könnte nur bei offenen Deponien erfolgen. Aus den bisher veröffentlichten Beispielen aus der Isotopenhydrologie ist dazu nichts bekannt.

- *Tritium aus Kernanlagen in der Schweiz:* Die Abgaben erfolgen an Fliessgewässer und direkt in die Luft. Eine geringfügige Erhöhung der Tritiumkonzentrationen der Niederschläge ist dadurch möglich [1].

- *Tritium aus Kernanlagen ausserhalb der Schweiz:* Hier ist eine grossräumige Kontamination der Niederschläge möglich. Aufgrund der typischen Wetterlagen ist die Alpennordseite meist stärker betroffen.

Es gibt also sehr viele Möglichkeiten, durch die das Tritium in die Niederschläge gelangen kann. Eine eindeutige Zuordnung einer Erhöhung zu einer bestimmten Quelle (oder den Ausschluss einer solchen) ist nur über sehr gezielte und aufwendige Messexperimente möglich.

Die Erhöhungen liegen ausserdem immer weit unterhalb der zulässigen Werte, so dass auf einen grossen Aufwand schon aus praktischen Überlegungen verzichtet werden kann. Dank der guten Auswahl der Niederschlagsstationen war es zudem bis jetzt immer möglich, den "natürlichen" Verlauf der Tritiumkonzentrationen in den Niederschlägen aus der Zeit der Kernwaffentests gut zu dokumentieren.

---

[1] Beim Kernkraftwerk Gösgen ergaben Stichprobenmessungen durch das Labor des KKG für 1992 einen Schätzwert für die Jahresabgabe an Tritium über die Abluft von ca. 400 GBq/Jahr (siehe auch Seiten B.4.1.4 und B.5.4.3)

### 3.2.3. **Tritium in Flüssen** (Figur 1e)

Die monatlichen schüttungsproportionalen Proben zeigen bei beiden untersuchten Flüssen eine gegenüber den Niederschlägen erhöhte Tritiumkonzentration. Dies ist auf zwei Gründe zurückzuführen:

- Die Flüsse führen zu einem erheblichen Teil Grund- und Seewasser mit Verweilzeiten von einigen Jahren ab, also aus Zeiten, als die Tritiumkonzentration in den Niederschlägen höher war als heute.

- Sowohl in der Aare bei Brugg wie auch im Rhein nach Basel muss mit einer gewissen Fracht von Industrietritium gerechnet werden, was ebenfalls zu einer Erhöhung führt.

Es ist geplant, die Flusswasserproben auch für vergangene Jahre (es sind zum Teil Proben bis ins Jahr 1986 zurück vorhanden) mit erhöhtem Messaufwand noch zu messen, um beispielsweise an der Aare abzuschätzen, ob eine Tritiumbilanzierung möglich und sinnvoll ist.

### 3.2.4. **Kohlenstoff-14 in Baumblättern** (Tabelle 2, Figur 2)

Leider konnten noch nicht alle im Jahre 1992 gewonnenen Proben aufbereitet werden. Die bisher erhaltenen Resultate sind in Tabelle 2 und teilweise in Figur 2 dargestellt.

Die in der Umgebung des KKL und KKM gemessenen Netto-Erhöhungen (relativ zum jeweiligen Jahreswert der Referenzstationen) stimmen sehr gut mit früher gemessenen Werten überein. Auch die drei in der Umgebung des KKB gewonnenen Proben zeigen ähnliche Netto-Erhöhungen wie in früheren Jahren.

Nach wie vor weisen die Bäume in der unmittelbaren Umgebung des Reaktors Saphir im PSI die höchsten $\Delta^{14}C$-Werte auf (Figur 2). Die auf Emissionshöhe wachsenden Baumblätter im PSI Areal (Standort D, in ca. 25 m Entfernung vom Abluftkamin) weisen dabei Erhöhungen um 1'000‰ auf. Bäume in grösserer Entfernung enthalten deutlich weniger $^{14}C$-Aktivität (Standorte A, B, C, E). Wie schon früher erwähnt, nimmt die Aktivität in erster Näherung nach einem Potenzgesetz mit der Entfernung ab (28. KUER-Bericht für das Jahr 1984). Die $^{14}C$-Erhöhungen in der Umgebung des Reaktors Saphir sind grösser als etwa in der Umgebung von Siedewasserreaktoren, obschon diese absolut mehr $^{14}C$-Aktivität abgeben. Die Bäume in der Umgebung des Saphir zeigen deshalb eine stärkere Erhöhung ihrer $^{14}C$-Aktivität, weil die Proben auf Emissionshöhe und in geringer Entfernung vom Emissionspunkt genommen werden; bei den Kernkraftwerken führt die Emission über einen Hochkamin zu einer viel stärkeren Verdünnung bis zum kritischen Geländepunkt.

Nimmt man an, das landwirtschaftliche Produkte aus der Umgebung von Kernanlagen eine zusätzliche $^{14}C$-Aktivität von maximal 80 ‰ aufweisen, so kann die zusätzliche maximale hypothetische Dosis abgeschätzt werden. Diese ist ca. 10 mal kleiner als die Dosis von der natürlichen $^{14}C$-Aktivität (0.23 Bq $^{14}C$ pro g C) und beträgt also jährlich ca. 1 $\mu$ Sv.

### 3.2.5. Argon-37 in Troposphärenluft (Figur 3)

Die Argon-Proben, welche die Firma Carbagas in Wiler bei Utzensdorf 1992 aus bodennaher Luft abtrennte und uns zur Verfügung stellte, zeigten Aktivitäten zwischen 1.0 und 3.4 $mBq/m^3$ Luft (Figur 3). Als Ursache einer Erhöhung gegenüber dem natürlichen Level von ca. 0.5 $mBq/m^3$ kommen vermutlich europäische Quellen in Frage, z.B. Nuklearanlagen. Die durch Argon-37 bewirkte Jahresdosis ist vernachlässigbar.

### 3.2.6. Krypton-85 in Luftproben (Figuren 4 und 5)

Resultate liegen vor von

- wöchentlichen Proben vom Jungfraujoch, deren Aktivität in Freiburg im Breisgau gemessen wurde (Figur 4) und

- Stichproben von Bern ( Figur 5).

Man sieht in beiden Darstellungen den allmählichen Anstieg der $^{85}Kr$-Aktivität in der Atmosphäre bis auf jetzt knapp über 1 $Bq/m^3$ Luft. Diese künstliche Aktivität stammt aus Wiederaufarbeitungsanlagen von Kernbrennstoff. Diesem langfristigen Trend sind Kurzzeiterhöhungen überlagert. Diese treten dann auf, wenn der Probenahmeort zur Zeit der Probenerhebung in einer schlecht verdünnten Abluftfahne eines Emittenten liegt. Solche Erhöhungen treten auf dem Jungfraujoch seltener und mit geringerer Intensität auf als im Flachland und in der Nähe der Wiederaufarbeitungsanlagen. Die durch $^{85}Kr$ verursachte zusätzliche effektive Dosis fällt nicht ins Gewicht.

## Tabelle 1: Tritium in Niederschlägen in Bq/l, 1992

| Monat | Basel | Bern | Grimsel | Guttannen |
|---|---|---|---|---|
| Januar | 2.9±0.4 | 7.6±0.4 | 1.5±0.3 | 2.0±0.4 |
| Februar | 3.1±0.4 | 14.1±0.5 | 1.4±0.3 | 2.0±0.4 |
| März | 2.5±0.4 | 7.9±0.4 | 1.5±0.3 | 1.8±0.1 |
| April | 3.7±0.4 | 4.9±0.4 | 2.9±0.4 | 2.5±0.4 |
| Mai | 3.8±0.4 | 5.2±0.4 | 1.6±0.3 | 2.8±0.4 |
| Juni | 3.5±0.4 | 5.8±0.4 | 2.3±0.4 | 1.7±0.4 |
| Juli | 2.4±0.4 | 4.9±0.4 | 2.8±0.4 | 2.6±0.4 |
| August | 2.8±0.4 | 3.7±0.4 | 1.7±0.3 | 1.5±0.3 |
| September | 2.9±0.4 | 5.2±0.4 | 1.2±0.3 | 1.7±0.4 |
| Oktober | 1.5±0.4 | 6.0±0.4 | 1.0±0.3 | 1.7±0.4 |
| November | 1.8±0.4 | 8.1±0.4 | 0.4±0.3 | 1.2±0.3 |
| Dezember | 2.8±0.3 | 4.2±0.4 | 0.8±0.3 | 0.8±0.3 |
| **Mittel *:** | **2.7** | **6.3** | **1.5** | **1.7** |

| Monat | Meiringen | Säntis | Vaduz | Locarno |
|---|---|---|---|---|
| Januar | 2.2±0.3 | 1.1±0.3 | | keine Probe |
| Februar | 1.2±0.4 | 1.7±0.3 | | 1.7±0.3 |
| März | 1.8±0.3 | 2.2±0.4 | | 1.6±0.3 |
| April | 2.7±0.4 | 2.4±0.4 | | 13.3±0.5 |
| Mai | 2.7±0.4 | 3.6±0.4 | | 1.9±0.1 |
| Juni | 2.8±0.4 | 3.5±0.4 | | 1.9±0.1 |
| Juli | 2.6±0.4 | 2.7±0.4 | 3.1±0.4 | 2.1±0.1 |
| August | 2.2±0.4 | 2.1±0.3 | 1.9±0.3 | 1.4±0.4 |
| September | 1.5±0.3 | 1.4±0.3 | 1.1±0.3 | 1.4±0.3 |
| Oktober | 2.2±0.4 | 3.7±0.4 | 3.4±0.1 | 1.5±0.4 |
| November | 1.6±0.3 | 1.2±0.3 | 0.7±0.4 | 1.8±0.3 |
| Dezember | 1.3±0.3 | 1.7±0.3 | 1.1±0.3 | 0.5±0.3 |
| **Mittel *:** | **2.0** | **2.1** | | **2.4** |

* Mittel gewichtet nach Niederschlagsmenge Mittel ohne April: **1.5**

## Tritium in Flüssen in Bq/l, 1992

| Monat | Aare bei Brugg | Rhein bei Village-Neuf |
|---|---|---|
| Januar | 7.7±0.4 | 4.3±0.4 |
| Februar | 7.5±0.4 | 4.7±0.4 |
| März | 6.6±0.4 | 3.5±0.4 |
| April | 14.2±0.5 | 6.1±0.4 |
| Mai | 7.9±0.4 | 4.3±0.4 |
| Juni | 7.4±0.5 | 4.8±0.4 |
| Juli | 4.2±0.4 | 3.2±0.4 |
| August | 4.2±0.4 | 2.5±0.4 |
| September | 4.8±0.4 | 3.1±0.4 |
| Oktober | 6.8±0.4 | 3.9±0.4 |
| November | 5.4±0.4 | 3.7±0.4 |
| Dezember | 4.0±0.4 | 3.5±0.4 |
| **Mittel:** | **6.7** | **4.0** |

Fig. 1a: Tritium in Niederschlägen von Basel und Säntis

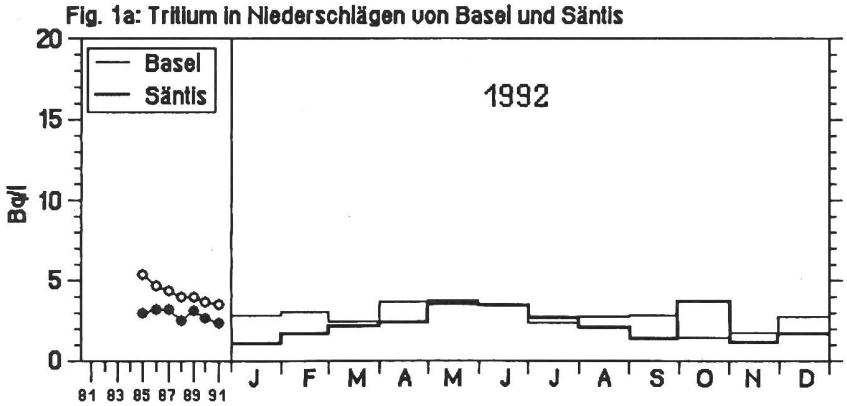



Fig. 1b: Tritium in Niederschlägen von Guttannen und Locarno

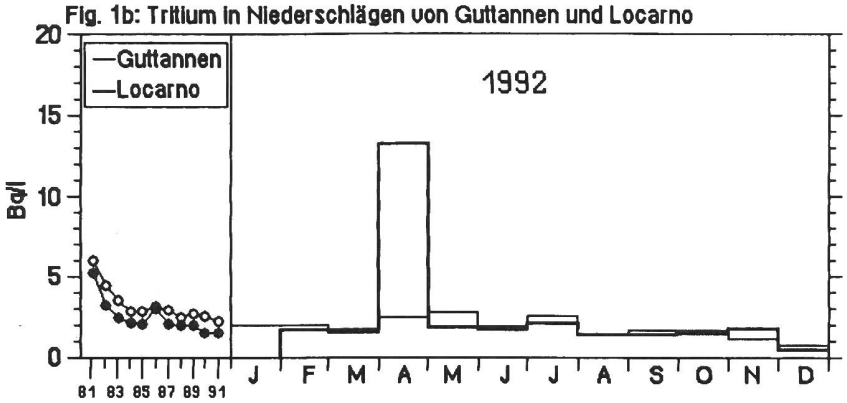



Fig. 1c: Tritium in Niederschlägen von Bern

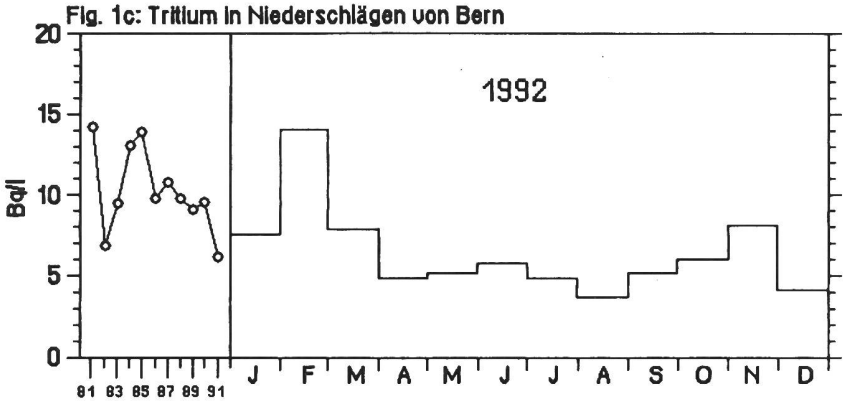



Fig. 1d: Tritium in Niederschlägen von Meiringen und Grimsel

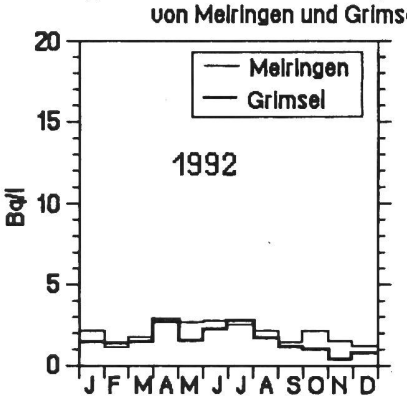



Fig. 1e: Tritium in den Flüssen Rhein U.-N. / Aare Brugg

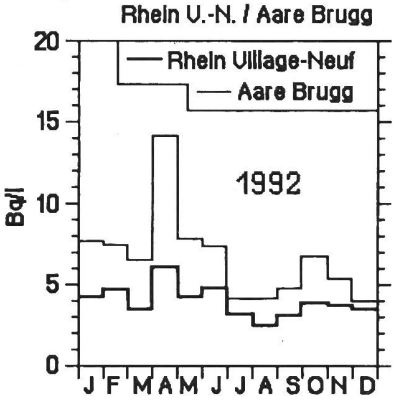


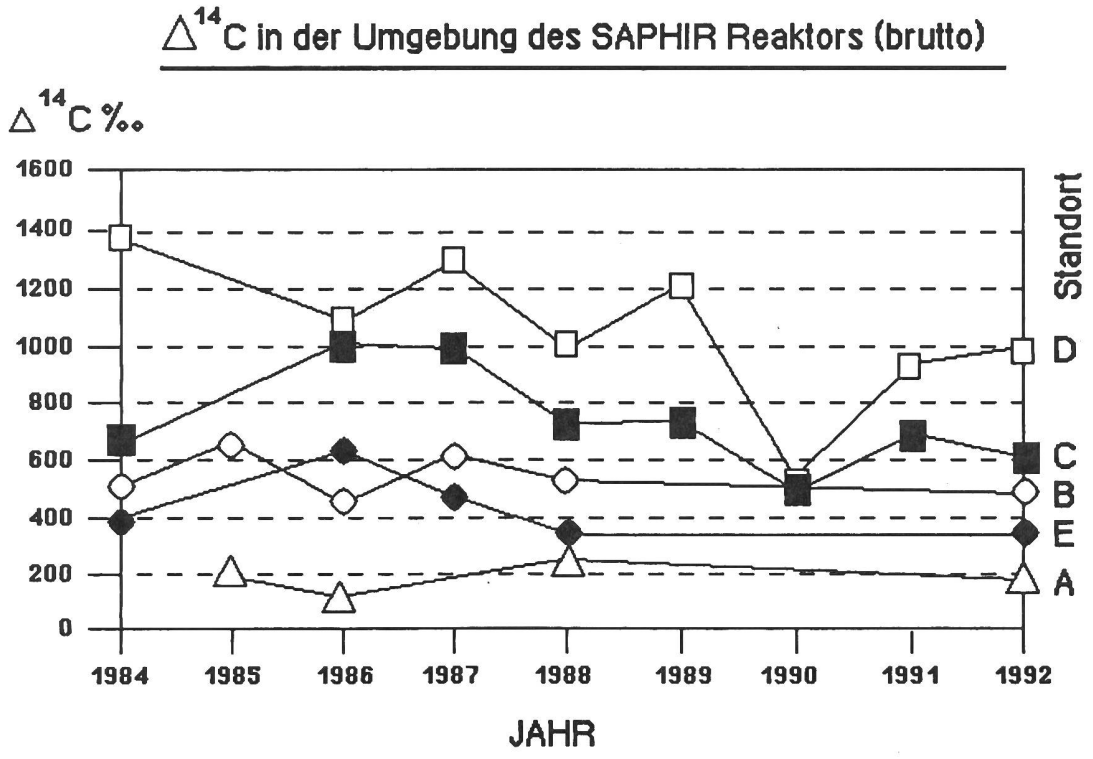
**Tabelle 2:**

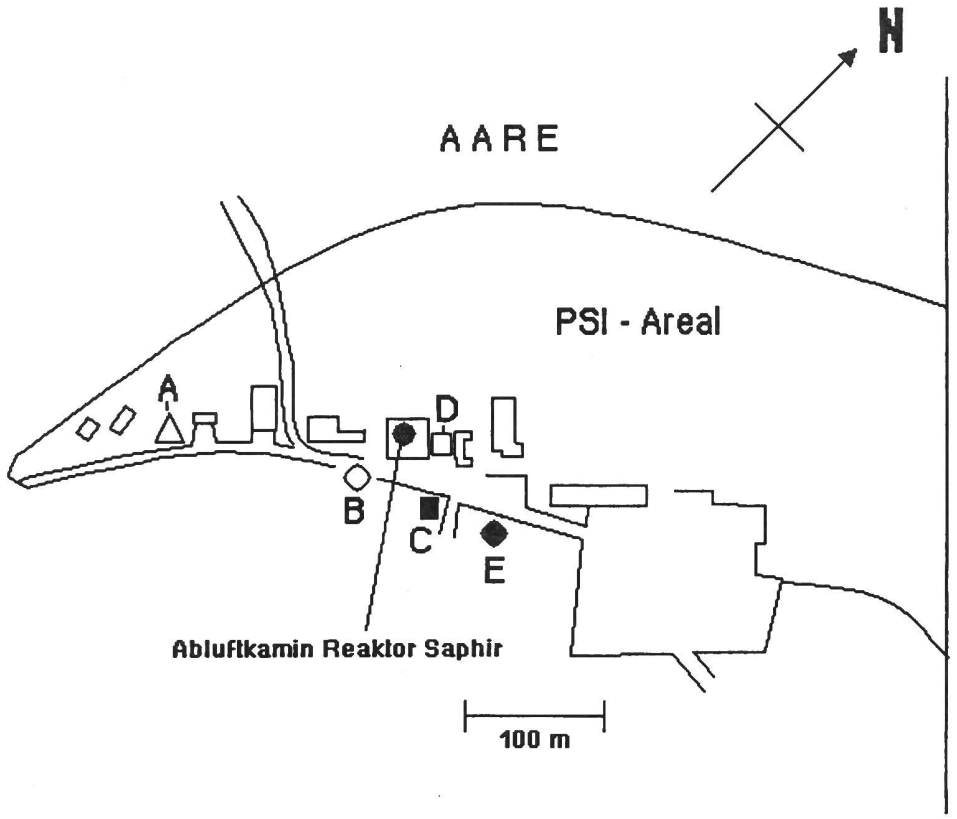
## $\Delta^{14}C$-Werte von Laubproben

| Name der Station | Umgebung | Sammeljahr | $\Delta^{14}C$ (‰) ± 1 σ | Netto Erhöhung (relativ zu Referenzstation) (‰) |
|---|---|---|---|---|
| Zoll | KKL | 1989 | +230±4 | 70±9 |
| Wandfluh | KKL | 1989 | +178±4 *) | 18±9 |
| Wickacker | KKM | 1990 | +197±4 | 32±6 |
| Runtigenrain | KKM | 1990 | +217±4 | 52±6 |
| Wasserkraftwerk | KKB | 1991 | +201±6 *) | 64±7 |
| Au | PSI/KKB | 1991 | +240±4 *) | 107±6 |
| EIR Ost | PSI/KKB | 1992 | +204±6 | 74 (prov.) |
| EIR Süd | PSI | 1992 | +193±4 | 63 (prov.) |
| Saphir D | PSI | 1992 | +995±5 | 865 (prov.) |
| Saphir B | PSI | 1992 | +623±5 | 493 (prov.) |
| Saphir C | PSI | 1992 | +761±5 | 631 (prov.) |
| Saphir E | PSI | 1992 | +482±5 | 352 (prov.) |
| Saphir A | PSI | 1992 | +311±4 | 181 (prov.) |

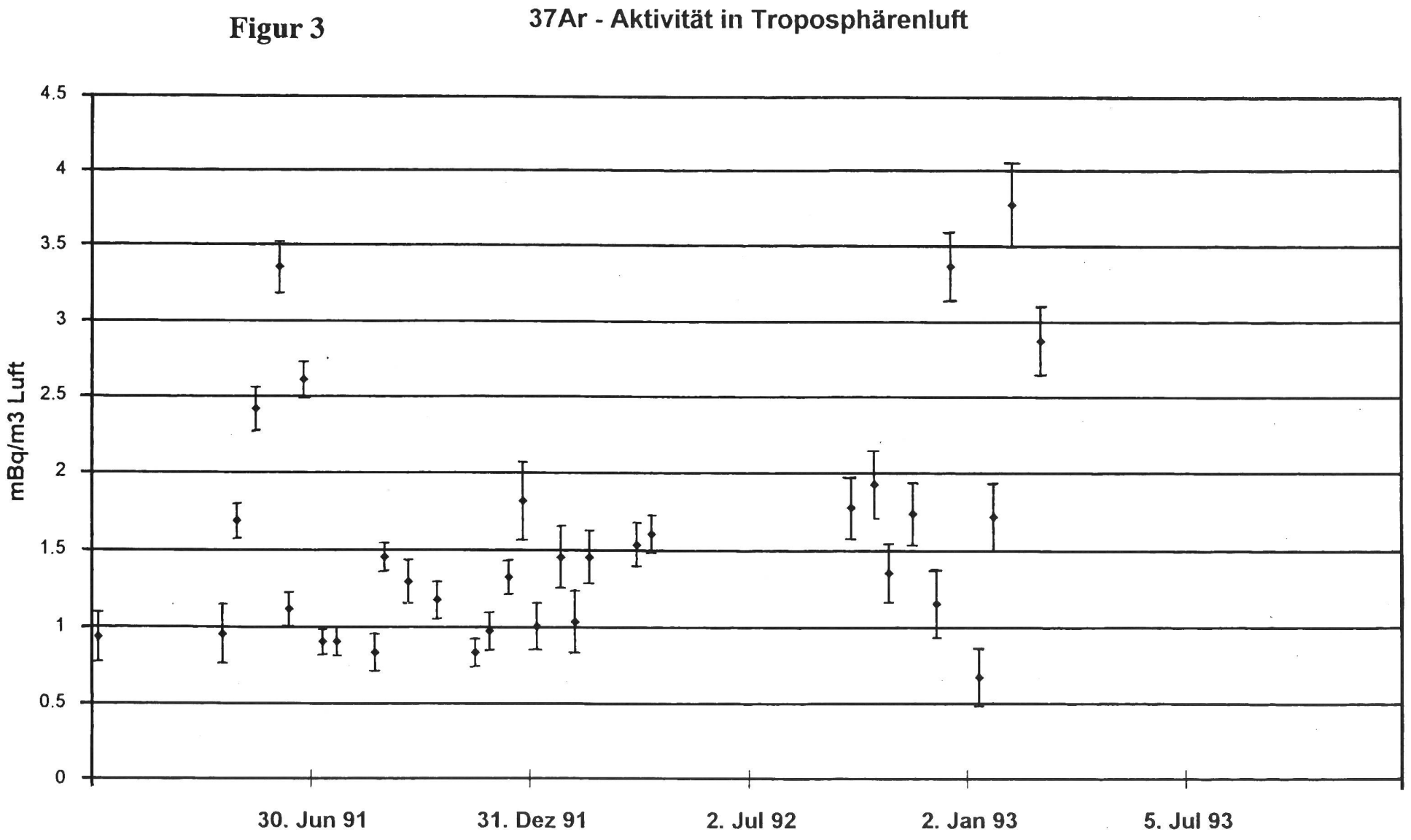
*) Gegenüber dem BAG-Bericht 1991 (Seite B.3.2.5) korrigierter Wert; irrtümlich wurde die Netto-Erhöhung gegenüber der Referenzstation angegeben

# Figur 2


Δ14C in der Umgebung des SAPHIR Reaktors (brutto)
Δ14C ‰
1600
1400
1200
1000
800
600
400
200
0
1984
1985
1986
1987
1988
1989
1990
1991
1992
JAHR
Standort
D
C
B
E
A

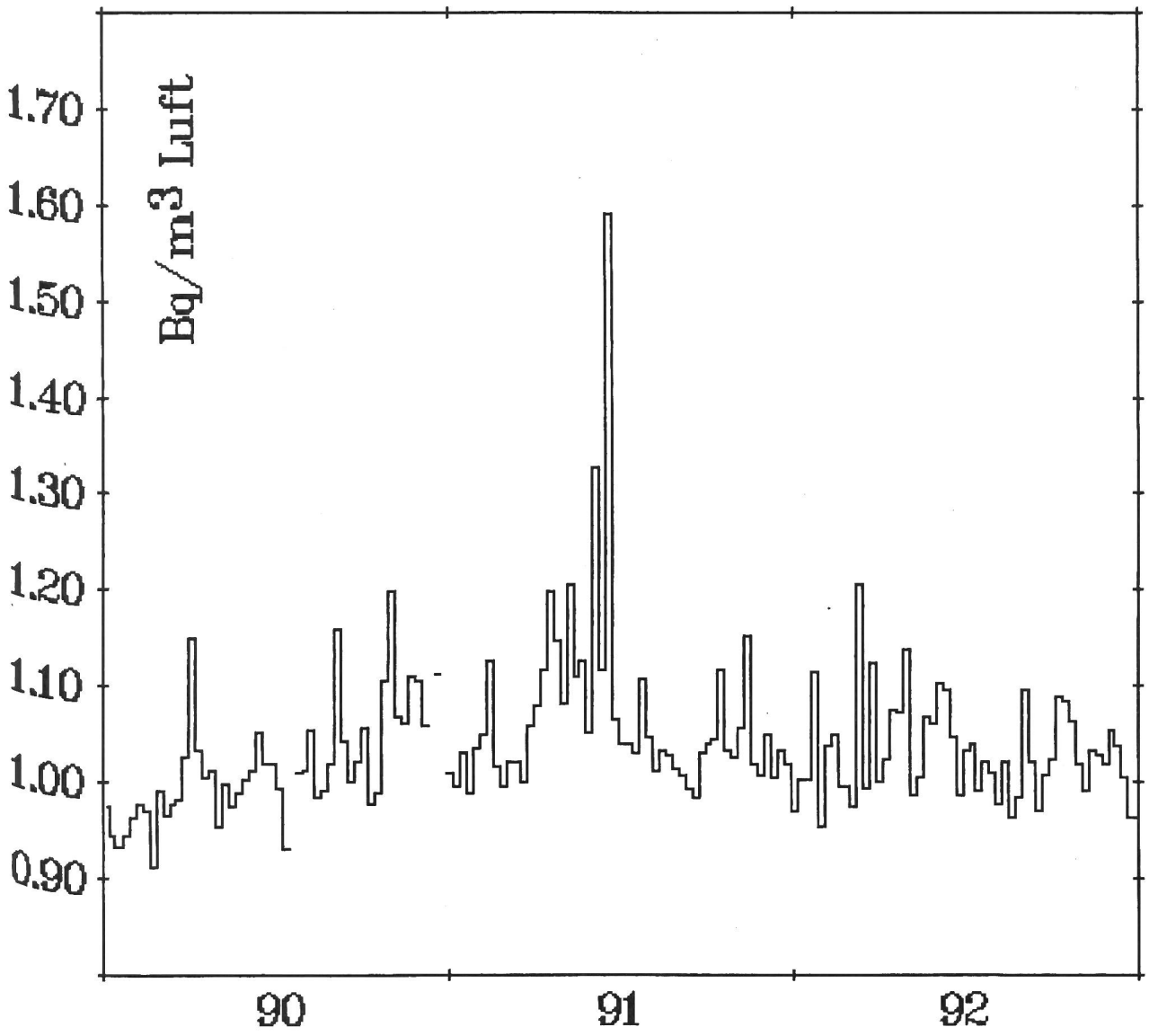

N
AARE
PSI - Areal
A
D
B
C
E
Abluftkamin Reaktor Saphir
100 m

**Figur 3**

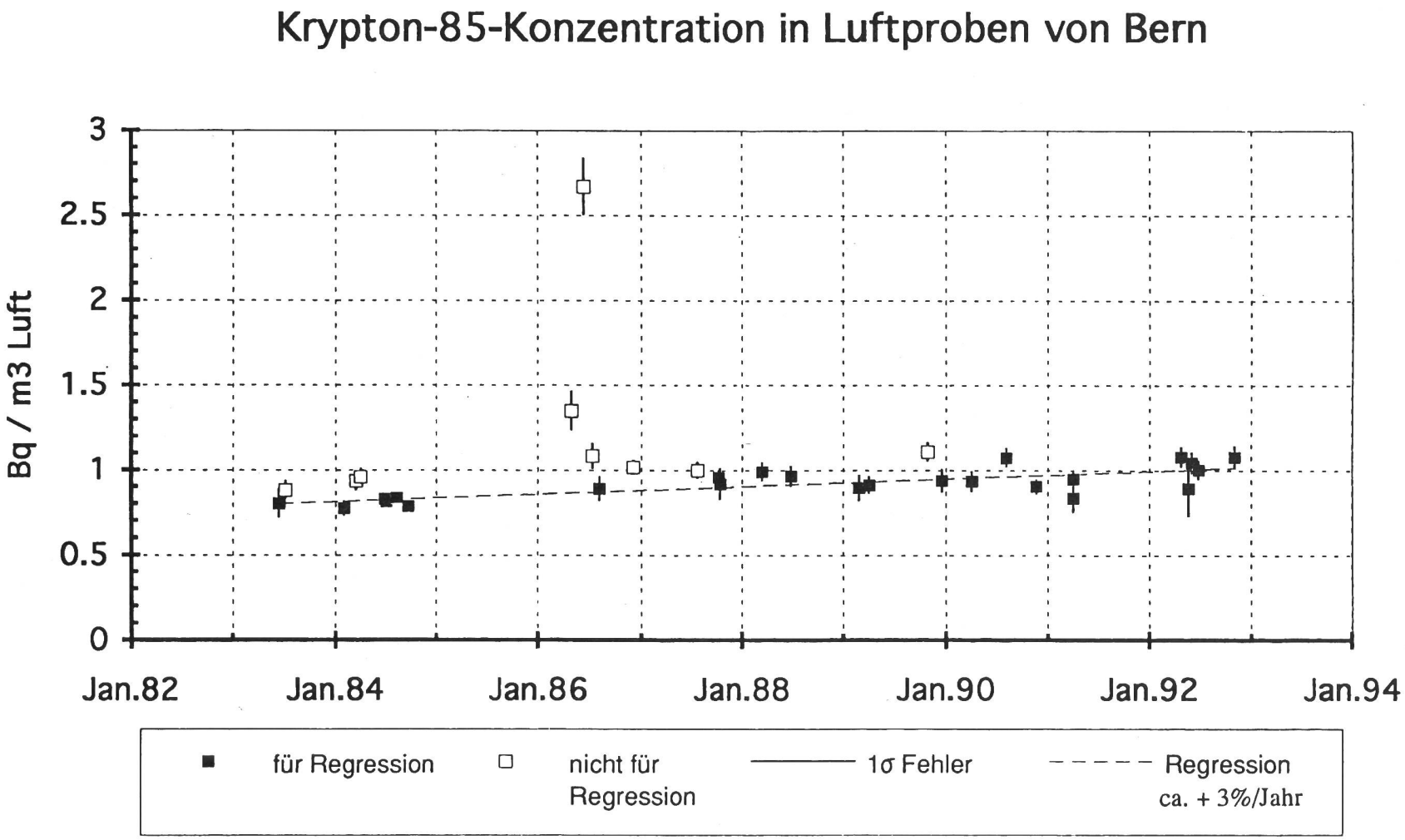

37Ar - Aktivität in Troposphärenluft
mBq/m3 Luft
4.5
4
3.5
3
2.5
2
1.5
1
0.5
0
30. Jun 91
31. Dez 91
2. Jul 92
2. Jan 93
5. Jul 93

**Figur 4**

**Krypton-85 in Luftproben vom Jungfraujoch**



**Figur 5**


Krypton-85-Konzentration in Luftproben von Bern
Bq / m3 Luft
3
2.5
2
1.5
1
0.5
0
Jan.82
Jan.84
Jan.86
Jan.88
Jan.90
Jan.92
Jan.94
für Regression
nicht für Regression
1σ Fehler
Regression ca. + 3%/Jahr

# 3.3. MESURES IN SITU ET IRRADIATION EXTERNE

**Ch. Murith** Section de surveillance de la radioactivité, SUER
de l'Office fédéral de la Santé Publique
Ch. du Musée 3, 1700 FRIBOURG

**Résumé**

*Les mesures de spectrométrie gamma in situ visent à donner un état des lieux détaillé dans les sites examinés et à suivre l'évolution des différentes contaminations. Les résultats in situ se rapportant au voisinage des centrales nucléaires se trouvent sous 4.3.5. Par rapport aux années précédentes, on observe le recul de la contamination provenant de Tchernobyl principalement du fait de la décroissance du $^{134}Cs$. Au niveau de l'exposition externe une diminution additionnelle résulte du transfert progressif des contaminations dans les couches plus profondes du sol, alors que la part naturelle se maintient quasi constante.*

## 3.3.1 Sites suisses en dehors du voisinage des centrales nucléaires

Les mesures in situ hors du voisinage des centrales nucléaires avaient pour objectif en 1992 de suivre l'évolution de la contamination due à Tchernobyl spécialement dans la région suisse la plus touchée, le Tessin. La part artificielle, dont la contribution à l'exposition externe avoisinait 90% au sud du Tessin en mai 1986, n'en représente plus actuellement que 40 % au maximum. Certaines mesures ont concerné les stations météo nouvellement équipées de sonde NADAM (Oberschrot/FR, Changins/VD, Hörnli/ZH, PSI/AG) afin d'y déterminer l'état de référence. Enfin, la plupart des stations NADAM examinées en 1987/1988 ont également été contrôlées pour y caractériser le recul de la part artificielle. Les valeurs actuelles des contaminations indiquent une diminution moyenne de l'exposition externe artificielle de 50±10% par rapport aux valeurs 87/88. En outre, les valeurs des sondes NADAM et de l'instrument portable Automess des 111 postes mobiles d'alerte atomique ont été comparées lors de ces mesures à celles d'une chambre d'ionisation de la SUER. Il en résulte les rapports suivants: NADAM/RSS = 1.35 ± 0.07; Automess/RSS = 0.90 ± 0.04 Les écarts systématiques observés incombent à priori aux sensibilités spécifiques de ces appareils selon la composition en énergie du rayonnement ambiant. Le rapport, in situ/RSS = 1.04 ± 0.05, montre que l'hypothèse d'une répartition homogène de l'ensemble des radionucléides du sol convient à l'évaluation fiable des spectres in situ, même s'il en résulte une sensible surestimation de la part artificielle. Le tableau 1 et la figure 1 rendent compte de l'état des lieux "in situ" 1992.

**Tableau 1: Activité in situ en Bq/kg des radionucléides du sol; état des lieux 1992**

| Lieu | Date | Radionucléides naturels | | | Radionucléides artificiels | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Tessin** | | $^{226}Ra$ | $^{228}Ac$ | $^{40}K$ | $^{137}Cs$ | $^{134}Cs$ |
| Caslano: jardin, école | 24.6.92 | 60±10 | 30±3 | 450±40 | 220±20 | 17±2 |
| Locarno NADAM | 24.6.92 | 60±10 | 34±3 | 480±40 | 270±20 | 20±2 |
| Magadino NADAM | 23.6.92 | 60±10 | 38±4 | 520±50 | 120±10 | 9±1 |
| Piotta NADAM | 25.6.92 | 45±10 | 25±2 | 430±40 | 120±10 | 8±1 |
| Stabio NADAM | 24.6.92 | 60±10 | 23±2 | 400±40 | 350±30 | 25±2 |

| Lieu | Date | Radionucléides naturels | | | Radionucléides artificiels | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Valais** | | $^{226}$Ra | $^{228}$Ac | $^{40}$K | $^{137}$Cs | $^{134}$Cs |
| Pfynwald | 11.6.92 | 38±10 | 16±2 | 250±20 | 25±2 | <1 |
| Sion NADAM | 11.6.92 | 32±10 | 24±2 | 420±40 | 7±1 | <1 |
| Ulrichen NADAM | 25.6.92 | 50±10 | 37±4 | 470±40 | 46±4 | 3±1 |
| Viège NADAM | 11.6.92 | 38±10 | 30±3 | 480±40 | 7±1 | <1 |

| **Grisons** | | $^{226}$Ra | $^{228}$Ac | $^{40}$K | $^{137}$Cs | $^{134}$Cs |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Davos NADAM | 22.6.92 | 50±10 | 20±2 | 500±50 | 17±4 | 1.0±0.5 |
| Davos Schindelbodenwald | 22.6.92 | 26±10 | 20±2 | 360±30 | 47±4 | 2.2±0.6 |
| Hinterrhein NADAM | 23.6.92 | 63±10 | 28±3 | 440±40 | 290±20 | 24±2 |
| Pontresina | 23.6.92 | 27±10 | 17±2 | 310±30 | 30±3 | 2.5±0.6 |
| Robbia NADAM | 22.6.92 | 49±10 | 30±3 | 430±40 | 54±5 | 4±1 |

| **Vaud** | | $^{226}$Ra | $^{228}$Ac | $^{40}$K | $^{137}$Cs | $^{134}$Cs |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Aigle NADAM | 10.6.92 | 38±10 | 24±2 | 450±40 | 8±1 | <1 |
| Changins NADAM | 10.6.92 | 38±10 | 19±2 | 360±30 | 15±2 | 1.3±0.5 |
| La Frêtaz NADAM | 12.6.92 | 38±10 | 21±2 | 310±30 | 25±2 | 1.0±0.5 |
| Payerne NADAM | 12.6.92 | 28±10 | 18±2 | 320±30 | 9±1 | <1 |

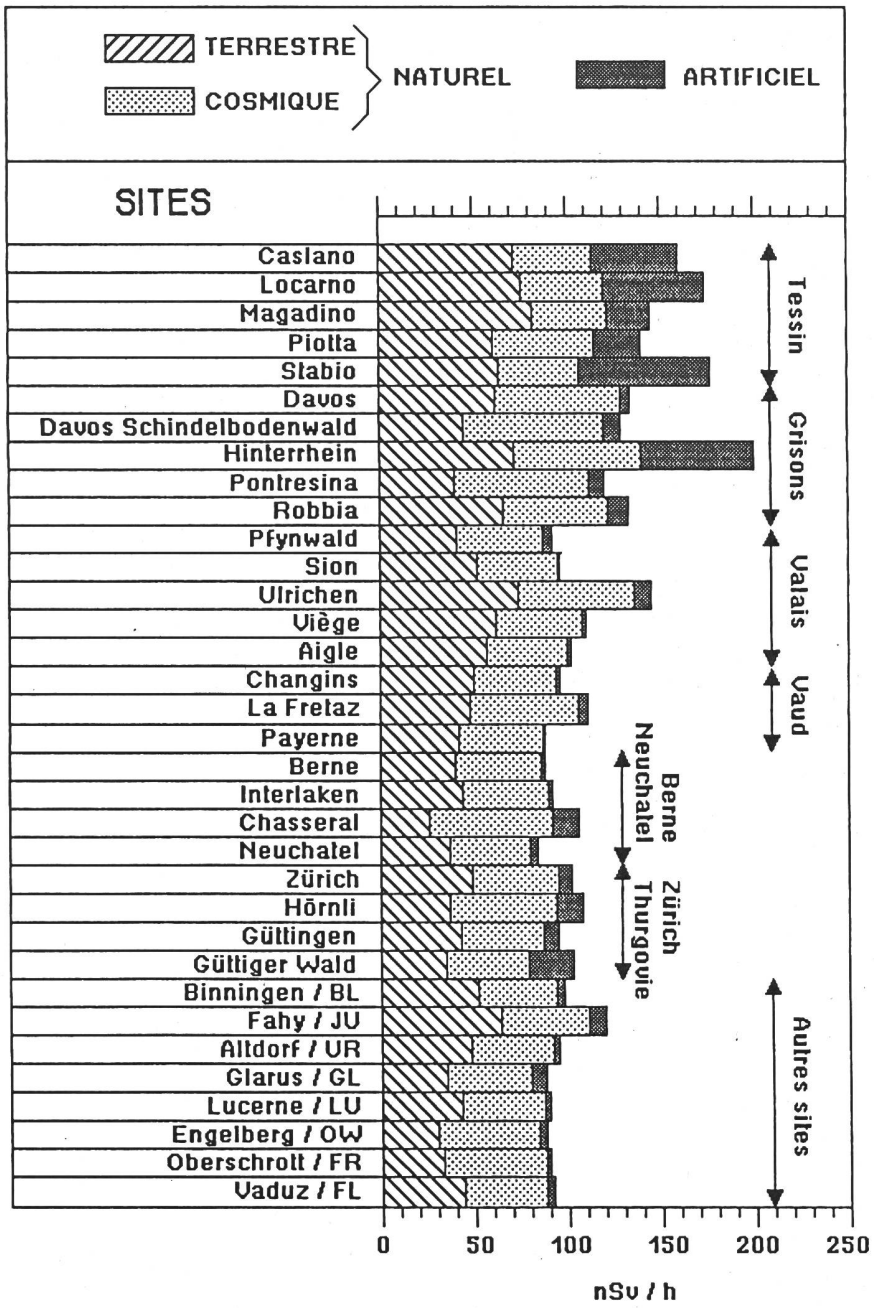
| **Berne/Neuchâtel** | | $^{226}$Ra | $^{228}$Ac | $^{40}$K | $^{137}$Cs | $^{134}$Cs |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Berne Liebefeld | 9.6.92 | 26±10 | 19±2 | 310±30 | 11±1 | <1 |
| Interlaken NADAM | 1.10.92 | 20±10 | 27±3 | 300±30 | 16±2 | <1 |
| Chasseral NADAM | 30.7.92 | 22±10 | 11±1 | 150±10 | 64±5 | 5±1 |
| Neuchâtel NADAM | 30.7.92 | 30±10 | 15±1 | 240±20 | 16±2 | 1.3±0.4 |

| **Zürich/Thurgovie** | | $^{226}$Ra | $^{228}$Ac | $^{40}$K | $^{137}$Cs | $^{134}$Cs |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Zürich SMA NADAM | 12.8.92 | 40±10 | 21±2 | 300±30 | 36±3 | 3.0±0.5 |
| Hörnli NADAM | 14.8.92 | 30±10 | 19±2 | 200±20 | 68±6 | 4±1 |
| Güttingen NADAM | 13.8.92 | 28±10 | 24±2 | 270±20 | 37±3 | 3.0±0.6 |
| Güttingen (Wald) | 13.8.92 | 25±10 | 18±2 | 200±20 | 120±10 | 9±1 |

| **Autres sites NADAM** | | $^{226}$Ra | $^{228}$Ac | $^{40}$K | $^{137}$Cs | $^{134}$Cs |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Binningen /BL | 29.7.92 | 30±10 | 31±3 | 330±30 | 18±2 | 1.8±0.6 |
| Fahy /JU | 29.7.92 | 60±10 | 30±3 | 280±20 | 45±4 | 2.5±0.5 |
| Altdorf /UR | 26.6.92 | 32±10 | 22±2 | 350±30 | 15±2 | <1 |
| Glarus /GL | 12.8.92 | 26±10 | 17±2 | 220±20 | 40±3 | 2.0±0.5 |
| Lucerne /LU | 1.10.92 | 22±10 | 23±2 | 320±30 | 15±2 | <1 |
| Engelberg /OW | 2.10.92 | 20±10 | 16±2 | 170±20 | 18±2 | 0.8±0.4 |
| Oberschrot /FR | 1.10.92 | 20±10 | 14±2 | 290±30 | 11±1 | <1 |
| Vaduz /FL | 13.8.92 | 30±10 | 23±2 | 290±30 | 26±2 | 1.8±0.5 |

# Fig. 1 : CONTRIBUTIONS A L'EXPOSITION EXTERNE

## ETAT DES LIEUX 1992




Remarque : La conversion du débit de dose ambiante dans l'air en débit de dose effectif se base sur la correspondance : 1 microR / h = 10 nSv/h

### 3.3.2 Analyses gamma des profils de sol

Ces analyses ont pour objectif de préciser la répartition des radionucléides dans les couches du sol, d'y suivre leur transfert avec le temps et d'établir un inventaire plus complet de l'activité présente. Le temps de mesure requis est de l'ordre de 24h par couche. Parmi les 250 couches prélevées en 1992, dont la mesure et l'évaluation sont en cours, le tableau 2 présente les résultats déjà disponibles. Une étude d'ensemble des profils examinés depuis 1984 fera l'objet d'une publication ultérieure.

**Tableau 2: Activité en Bq/kg matière fraîche des radionucléides du sol:**
(analyses des profils au laboratoire)

| **Binningen** | **$^{226}$Ra** | **$^{214}$Pb/Bi** | **$^{228}$Ac** | **$^{40}$K** | **$^{137}$Cs** | **$^{134}$Cs** |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 0- 2 cm | 45±10 | 34±4 | 42±4 | 400±30 | 26±2 | 1.8±0.7 |
| 2- 4 cm | 50±10 | 40±4 | 39±4 | 420±30 | 25±2 | 1.4±0.6 |
| 4- 6 cm | 50±10 | 36±4 | 40±4 | 430±30 | 20±2 | 1.6±0.6 |
| 6- 8 cm | 50±10 | 36±4 | 40±4 | 430±30 | 8±1 | <1 |
| 8-10 cm | 40±10 | 33±3 | 35±3 | 335±20 | 3±1 | <1 |
| **Total Bq/m² contenu dans la couche 0-10 cm** | | | | | 2000 | 120 |

| **Fahy** | **$^{226}$Ra** | **$^{214}$Pb/Bi** | **$^{228}$Ac** | **$^{40}$K** | **$^{137}$Cs** | **$^{134}$Cs** |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 0- 2 cm | 75±10 | 47±5 | 36±5 | 290±40 | 62±4 | 4±1 |
| 2- 4 cm | 65±10 | 50±5 | 39±5 | 360±40 | 67±3 | 6±1 |
| 4- 6 cm | 90±10 | 55±5 | 45±5 | 360±30 | 60±3 | 5±1 |
| 6- 8 cm | 75±10 | 54±4 | 42±4 | 380±30 | 55±3 | 4±1 |
| 8-10 cm | 90±10 | 54±4 | 54±4 | 380±30 | 37±2 | 2.7±0.7 |
| **Total Bq/m² contenu dans la couche 0-10 cm** | | | | | 5000 | 400 |

| **Neuchâtel** | **$^{226}$Ra** | **$^{214}$Pb/Bi** | **$^{228}$Ac** | **$^{40}$K** | **$^{137}$Cs** | **$^{134}$Cs** |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 0- 2 cm | <30 | 30±3 | 29±4 | 340±30 | 30±2 | 2.1±0.7 |
| 2- 4 cm | <30 | 30±3 | 23±4 | 340±30 | 31±2 | 1.9±0.6 |
| 4- 6 cm | <40 | 28±3 | 26±4 | 330±30 | 23±2 | 1.3±0.5 |
| 6- 8 cm | <40 | 29±3 | 23±4 | 280±30 | 18±2 | <1 |
| 8-10 cm | <40 | 29±4 | 27±4 | 320±30 | 14±2 | <1 |
| **Total Bq/m² contenu dans la couche 0-10 cm** | | | | | 2350 | 130 |

| **Zürich** | **$^{226}$Ra** | **$^{214}$Pb/Bi** | **$^{228}$Ac** | **$^{40}$K** | **$^{137}$Cs** | **$^{134}$Cs** |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 0- 2 cm | 40±10 | 31±5 | 18±5 | 260±40 | 55±4 | 4±1 |
| 2- 4 cm | 36±10 | 28±4 | 20±4 | 270±30 | 54±3 | 3±1 |
| 4- 6 cm | 45±10 | 33±4 | 24±4 | 320±30 | 57±3 | 3.6±0.6 |
| 6- 8 cm | 65±10 | 40±4 | 33±4 | 400±30 | 57±3 | 2.9±0.6 |
| 8-10 cm | 60±10 | 38±4 | 30±3 | 370±30 | 35±2 | 2.2±0.6 |
| **Total Bq/m² contenu dans la couche 0-10 cm** | | | | | 5100 | 310 |

| Stabio | $^{226}Ra$ | $^{214}Pb/Bi$ | $^{228}Ac$ | $^{40}K$ | $^{137}Cs$ | $^{134}Cs$ |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 0- 2 cm | 50±10 | 38±3 | 21±4 | 450±30 | 510±10 | 40±2 |
| 2- 4 cm | 55±10 | 41±4 | 27±4 | 550±30 | 530±10 | 41±2 |
| 4- 6 cm | 54±10 | 43±4 | 32±3 | 570±30 | 300±10 | 21±1 |
| 6- 8 cm | 56±10 | 40±4 | 28±3 | 570±30 | 100±3 | 6±1 |
| 8-10 cm | 64±10 | 36±4 | 27±3 | 610±30 | 160±5 | 10±1 |
| **Total Bq/m² contenu dans la couche 0-10 cm** | | | | | 41500 | 3050 |

| Hinterrhein | $^{226}Ra$ | $^{214}Pb/Bi$ | $^{228}Ac$ | $^{40}K$ | $^{137}Cs$ | $^{134}Cs$ |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 0- 2 cm | 50±10 | 30±3 | 32±4 | 400±30 | 690±20 | 53±2 |
| 2- 4 cm | 70±10 | 33±3 | 31±4 | 510±30 | 33±2 | 2.5±0.6 |
| 4- 6 cm | 60±10 | 34±3 | 32±4 | 480±30 | 8±1 | 1.6±0.8 |
| 6- 8 cm | 60±10 | 37±3 | 35±4 | 530±30 | 6±1 | <1.3 |
| **Total Bq/m² contenu dans la couche 0-8 cm** | | | | | 17000 | 1300 |

| Changins | $^{226}Ra$ | $^{214}Pb/Bi$ | $^{228}Ac$ | $^{40}K$ | $^{137}Cs$ | $^{134}Cs$ |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 0- 2 cm | 38±10 | 27±3 | 34±4 | 500±30 | 13±2 | 0.5±0.3 |
| 2- 4 cm | 44±10 | 29±3 | 31±4 | 530±30 | 18±2 | 0.8±0.4 |
| 4- 6 cm | 42±10 | 27±3 | 31±4 | 490±30 | 25±2 | 1.3±0.5 |
| 6- 8 cm | 42±10 | 27±3 | 32±4 | 490±30 | 19±2 | 1.4±0.5 |
| 8-10 cm | 30±10 | 26±3 | 31±4 | 460±30 | 14±2 | 0.4±0.2 |
| **Total Bq/m² contenu dans la couche 0-10 cm** | | | | | 2140 | 110 |

Les activités Tchernobyl résiduelles 1992, calculées à partir des mesures in situ effectuées dans ces stations après les retombées, sont reportées ci-après:

| Bq/m² | Binningen | Fahy | Neuchâtel | Zürich | Stabio | Hinterrhein |
|---|---|---|---|---|---|---|
| $^{137}Cs$ | 1700 | 5700 | 1900 | 3700 | 35700 | 20000 |
| $^{134}Cs$ | 130 | 420 | 130 | 320 | 3100 | 1400 |

Si l'on compare ces valeurs à celles présentes dans les profils correspondants, la concordance est dans les 10% pour le césium-134, ce qui indique que la contamination due à Tchernobyl reste principalement piégée dans les 10 premiers centimètres de ces sols. Par contre, les valeurs césium-137 peuvent révélées des écarts supérieurs en partie du fait de la part subsistante incombant aux essais nucléaires passés, qui a partiellement atteint des couches plus profondes. Comme le montre le tableau 3, on enregistre une forte disponibilité du césium dans les couches supérieures des sols forestiers, que l'on peut attribuer à la fixation du césium par les substances organiques de l'humus. Cela explique la présence du césium dans l'écosystème forestier, du fait de sa réabsorption par certaines mousses et lichens ainsi que par les champignons qui possèdent un remarquable pouvoir d'extraction leur permettant de capter le césium grâce à leur mycellium. Ces observations confirment les contributions artificielles à l'exposition externe environ deux fois supérieures en forêt par rapport à celles observées sur les sites NADAM avoisinants lors des mesures in situ. Pour distinguer le césium-137 Tchernobyl de celui des essais nucléaires, on peut utiliser le rapport césium-137/césium-134 Tchernobyl voisin de 13 en mai 1992 respectivement de 15 en novembre 1992.

**Tableau 3: Activité en Bq/kg matière fraîche des radionucléides du sol**
(comparaison sol forestier avec station NADAM voisine)

| Davos NADAM | $^{226}$Ra | $^{214}$Pb/Bi | $^{228}$Ac | $^{40}$K | $^{137}$Cs | $^{134}$Cs |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 0- 2 cm | 35±10 | 23±2 | 18±2 | 300±30 | 60±3 | 4±1 |
| 2- 4 cm | 40±10 | 25±2 | 22±4 | 360±30 | 8±2 | <2 |
| 4- 6 cm | 40±10 | 28±2 | 26±4 | 420±30 | 6±1 | <1.5 |
| 6- 8 cm | 30±10 | 30±3 | 22±3 | 380±30 | 4.4±1.3 | <1.4 |
| **Total Bq/m² contenu dans la couche 0-8 cm** | | | | | 1500 | 80 |

| Davos Wald | $^{226}$Ra | $^{214}$Pb/Bi | $^{228}$Ac | $^{40}$K | $^{137}$Cs | $^{134}$Cs |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 0- 2 cm | <20 | <10 | <15 | <100 | 175±6 | 7.2±0.9 |
| 2- 4 cm | 26±10 | 14±3 | 17±3 | 270±30 | 36±2 | <1.4 |
| 4- 6 cm | 28±10 | 23±3 | 26±4 | 460±30 | 4.7±1.3 | <1.3 |
| 6- 8 cm | 45±10 | 30±3 | 37±4 | 620±30 | <2.5 | <1.2 |
| **Total Bq/m² contenu dans la couche 0-8 cm** | | | | | 2800 | 110 |

| Güttingen | $^{226}$Ra | $^{214}$Pb/Bi | $^{228}$Ac | $^{40}$K | $^{137}$Cs | $^{134}$Cs |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 0- 2 cm | 32±10 | 25±3 | 30±4 | 350±30 | 86±3 | 5.6±0.8 |
| 2- 4 cm | 28±10 | 24±3 | 30±4 | 310±30 | 76±3 | 5.5±0.6 |
| 4- 6 cm | 35±10 | 25±3 | 30±4 | 370±30 | 63±3 | 4.1±0.6 |
| 6- 8 cm | 33±10 | 26±3 | 33±3 | 350±30 | 43±2 | 3.0±0.6 |
| 8-10 cm | 39±10 | 27±3 | 28±3 | 340±30 | 34±2 | 2.1±0.5 |
| **Total Bq/m² contenu dans la couche 0-10 cm** | | | | | 6700 | 460 |

| Güttinger Wald | $^{226}$Ra | $^{214}$Pb/Bi | $^{228}$Ac | $^{40}$K | $^{137}$Cs | $^{134}$Cs |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 0- 2 cm | 29±10 | 25±3 | 27±4 | 270±30 | 340±10 | 22±1 |
| 2- 4 cm | 28±10 | 28±3 | 32±4 | 290±30 | 58±3 | 2.5±0.7 |
| 4- 6 cm | 40±10 | 28±3 | 29±4 | 320±30 | 24±2 | 1.8±0.7 |
| 6- 8 cm | 38±10 | 28±3 | 35±4 | 290±30 | 18±2 | <1.2 |
| 8-10 cm | 39±10 | 27±3 | 34±4 | 320±30 | 9±1 | <1.3 |
| **Total Bq/m² contenu dans la couche 0-10 cm** | | | | | 10200 | 600 |

| Visp | $^{226}$Ra | $^{214}$Pb/Bi | $^{228}$Ac | $^{40}$K | $^{137}$Cs | $^{134}$Cs |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 0- 2 cm | 30±10 | 30±3 | 28±5 | 470±40 | 14±2 | 1.2±0.8 |
| 2- 4 cm | 47±10 | 32±3 | 36±4 | 600±30 | 3.9±1.4 | <1.5 |
| 4- 6 cm | 46±10 | 33±3 | 37±4 | 640±30 | 2.6±1.2 | <1.3 |
| 6- 8 cm | 46±10 | 33±3 | 37±4 | 610±30 | 5.2±1.2 | <1.3 |
| 8-10 cm | 46±10 | 31±3 | 31±4 | 450±30 | 11±2 | <1.4 |
| **Total Bq/m² contenu dans la couche 0-10 cm** | | | | | 820 | <150 |

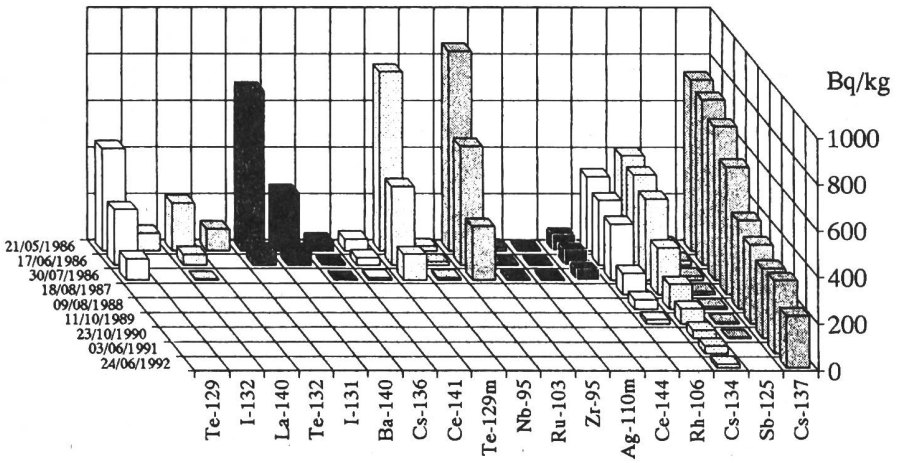
| Pfynwald | $^{226}$Ra | $^{214}$Pb/Bi | $^{228}$Ac | $^{40}$K | $^{137}$Cs | $^{134}$Cs |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 0- 2 cm | <30 | <20 | <15 | <120 | 97±5 | <3 |
| 2- 4 cm | <40 | <20 | <17 | 90±60 | 176±8 | <4 |
| 4- 6 cm | <40 | <20 | 15±8 | 170±60 | 67±50 | <4 |
| 6- 8 cm | 55±10 | 30±4 | 20±5 | 315±40 | 23±2 | <2 |
| 8-10 cm | 48±10 | 35±4 | 23±4 | 370±40 | 18±2 | <2 |
| **Total Bq/m² contenu dans la couche 0-10 cm** | | | | | 3400 | <150 |

### 3.3.3 Bilan radiologique et conclusions

Sur la base des sites examinés en 1992 par spectrométrie in situ, l'exposition externe annuelle pour un séjour permanent à l'endroit de mesure est comprise entre 0.7 mSv et 1.8 mSv. La part naturelle incombant au rayonnement terrestre et cosmique prédomine. Sa contribution annuelle d'après les résultats 1992 fluctue entre 0.7 et 1.3 mSv. La composante artificielle se situe en comparaison entre 0.02 mSv et 0.6 mSv. Elle provient surtout du césium de Tchernobyl, principalement concentré dans les couches supérieures du sol. La contribution subsistante du césium issu des essais nucléaires passés, qui a partiellement été transféré dans des couches plus profondes, n'excède pas 0.01 mSv.

La surveillance du sol, réceptacle témoin de notre patrimoine radioactif, montre que les retombées de Tchernobyl restent principalement piégées dans les 10 premiers centimètres. La part des essais nucléaires passés, issue du réservoir stratosphérique reste décelable et s'est infiltrée partiellement jusqu'à 30 cm et même au delà selon les sols et les remaniements auxquels ils sont soumis. Outre la forte disponibilité du césium dans les couches supérieures des sols forestiers, les analyses des profils mettent en évidence une fixation variable de cet isotope selon les couches. Certains remaniements du sol (labourage, hersage, épandage de fumier ou de cendres ayant concentrés du césium), des phénomènes de ruissellement et de resuspension, la nature même du sol (argileux ou sableux) et sa couverture végétale modifient le profil naturel de migration des particules radioactives, si bien qu'une répartition exponentielle de l'activité artificielle selon la profondeur ne s'y retrouve pas avec le temps. C'est pourquoi une distribution homogène s'adapte mieux aux objectifs de surveillance du fait qu'un tel modèle est plus sensible à la mise en évidence des injections artificielles d'une année à l'autre. Ce modèle rend compte du recul des contaminations du fait de la décroissance des radionucléides impliqués et de leur transfert progressif dans le sol comme le montre la figure 2; il en résulte une diminution correspondante de l'exposition externe artificielle.

**Figure 2: Suivi de la contamination Tchernobyl à Caslano/TI**




Des remerciements particuliers s'adressent aux responsables des diverses stations de l'Institut suisse de météorologie, qui ont favorisé la réalisation de nos mesures. Merci également à A. Gurtner et Mme M. Gobet pour leur travail de mise en page du présent compte rendu.

### Publication

[1] Murith Ch. "Surveillance de la radioactivité de l'environnement en Suisse", ASPEA/ SVA-Vertiefungskurs E 3.1-3.33, Winterthur 2-4.11.1992.

# 3.4. RADIOAKTIVITÄT IN AQUATISCHEN SYSTEMEN

**J. Beer, S. Bollhalder, A. Lück und Yvo Weidmann**

Abteilung Umweltphysik, EAWAG, Postfach, 8600 DÜBENDORF

## 3.4.1 Zusammenfassung

*In aquatischen Systemen wurden nur vereinzelt künstliche Radionuklide nachgewiesen. In Sedimenten und Wasserpflanzen konnten $^{137}Cs$ und $^{134}Cs$ festgestellt werden, das vorwiegend vom Reaktorunfall in Tschernobyl (1986) stammt. Bei den aus schweizerischen Quellen stammenden Aktivitäten steht die Tritium-verarbeitende Industrie (vor allem Leuchtfarben) an der Spitze. Die mittlere Tritiumkonzentration im Abwasser der ARA von La Chaux-de-Fonds liegt mit 5 kBq/l unterhalb des SSVO-Richtwertes für öffentliche Gewässer von 12 kBq/l. Im Niederschlag von La Chaux-de-Fonds ist eine klar steigende Tendenz der Tritiumkonzentration für das Jahr 1992 feststellbar. Ebenfalls eine steigende Tendenz ist im Niederschlag von Teufen (Radiumchemie) zu beobachten.*

*Spuren von $^{60}Co$ und $^{58}Co$, die aus Kernanlagen stammen, konnten im Bereich der Kernkraftwerke Mühleberg, Beznau und Leibstadt im Sediment, in Wasserpflanzen und in einem Fall in einem Fisch (Barbe 1.1 Bq/kg) festgestellt werden.*

*Die Gesamt-$\alpha$ -Aktivitäten im Rheinwasser zeigte 1992 keine grossen Schwankungen.*

*Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass in aquatischen Systemen keine Überschreitungen der Richtlinien der Strahlenschutzverordnung durch künstliche Radionuklide beobachtet werden konnten.*

## 3.4.2 Ziele

Die Gruppe "Radioaktive und chemische Tracer" der Abteilung Umweltphysik der EAWAG konzentriert sich bei der Überwachung der Umgebungsradioaktivität vor allem auf den aquatischen Bereich. Wasser stellt neben Luft das wichtigste Transportmedium für lokal freigesetzte Radioaktivität dar und bedarf deshalb besonderer Aufmerksamkeit.

Das Ziel der Überwachung besteht darin, Änderungen der natürlichen Umgebungsradioaktivität festzustellen und die Radionuklide, die dafür verantwortlich sind, zu identifizieren.

Überwacht werden die Umgebungen wichtiger potentieller Quellen wie Kernanlagen und Isotopen-verarbeitende Betriebe, sowie das Abwasser der ARA-Zürich und der Rhein, der Hauptabfluss der Schweiz.

Zu den Kernanlagen gehören die Kernkraftwerke Beznau, Mühleberg, Gösgen und Leibstadt sowie das Paul-Scherrer-Institut (PSI). Die Überwachung erfolgt durch halbjährliche Stichproben. Untersucht werden Wasserproben aus dem jeweiligen Fluss ober- und unterhalb der Anlage, Plankton, Wasserpflanzen, Sediment und, falls möglich, Fische sowie Grundwasser aus der Umgebung (vgl. auch Kap. 5).

Zu den überwachten Isotopen-verarbeitenden Betrieben gehören die Uhrenindustrie von La Chaux-de-Fonds und die Radiumchemie Teufen/AR, die beide Tritium verarbeiten. In der Umgebung dieser Betriebe werden ein- bis dreimonatige Niederschlagsproben gesammelt, die Auskunft geben über die Tritiummenge, die in Form von HTO an die Luft abgegeben wird. Parallel dazu werden die Abflüsse der lokalen Abwasserdeponien beprobt (vgl. auch Kap. 6).

Die ARA-Zürich wird kontinuierlich mittels wöchentlicher Sammelproben überwacht. Schliesslich werden im Rhein bei Rekingen/AG, Village-Neuf (unterhalb Basel) und Schmitter (Diepoldsau/SG) monatliche Sammelproben erhoben, die im Rahmen der Internationalen Rheinkommission zusätzlich auf verschiedene Schadstoffe untersucht werden (vgl. auch Kap. 6 sowie für Messungen in andern Flüssen Kap. 3.1).

### 3.4.3 Methode und Messverfahren

Die meisten Proben werden mit Hilfe von Germanium-Detektoren analysiert. Diese Methode erlaubt den Nachweis der meisten natürlichen und künstlichen Radionuklide. Zusätzlich werden Wasserproben aus Fliessgewässern noch auf Tritium und in wenigen Fällen auf $\alpha$-Strahlen untersucht. $^{90}Sr$ wird nur im Abwasser von Abfalldeponien gemessen. Ausser bei Wasserproben und Fischen beziehen sich alle Angaben von spezifischen Aktivitäten auf Trockengewichte.

### 3.4.4 Zusammenfassung der Ergebnisse

**Kernanlagen** (vgl. auch Kap. 4)

Wasserproben aus den Flüssen Aare und Rhein sowie Grundwasserproben im Bereich von Kernanlagen zeigen nur vereinzelt Tritiumkonzentrationen, die über der Nachweisgrenze von 10 Bq/l liegen. $\gamma$-aktive Radionuklide konnten im Wasser keine nachgewiesen werden.

In den Sedimentproben aus der Umgebung von Kernanlagen wurden jedoch weiterhin $^{137}Cs$ (bis ca. 25 Bq/kg) und $^{134}Cs$ (bis ca. 3 Bq/kg) gemessen. Das $^{137}Cs/^{134}Cs$-Verhältnis von ca. 10 sowie das Vorhandensein des kurzlebigen natürlichen $^{7}Be$ (Halbwertszeit: 53 Tage) weisen darauf hin, dass es sich dabei immer noch vorwiegend um Cäsium aus dem Tschernobyl-Unfall von 1986 handelt.

$^{60}Co$ (bis 24 Bq/kg) und $^{58}Co$ (bis 1.2 Bq/kg) in den Sedimenten von Aare und Rhein stammen aus den Kernanlagen. Wasserpflanzen aus der Aare zwischen Stilli und PSI, unterhalb des Kernkraftwerks Gösgen sowie um das Kernkraftwerk Leibstadt zeigen Konzentration von $^{60}Co$ und $^{137}Cs$ im Bereich von einigen Bq/kg.

Im Rhein unterhalb des Kernkraftwerks Leibstadt sowie in der Aare im Stausee Niederried wurden Wasserpflanzen mit bis zu 300 Bq/kg $^{60}Co$ gefunden. Unter den zahlreichen untersuchten Fischen befand sich nur eine Barbe aus dem Stausee Niederried, die eine messbare $^{60}Co$-Konzentration von 1.1 Bq/kg aufwies.

### 3.4.5 Isotopen-verarbeitende Betriebe (vgl auch Kap. 5)

**La Chaux-de-Fonds:**

In Fig. 1 ist die Tritiumaktivität im Niederschlag (oben) und im gereinigten Abwasser der ARA (unten) für die Zeit 1988 bis 1992 dargestellt. Auffällig ist der deutliche Anstieg der Tritiumaktivität im Niederschlag mit einem Spitzenwert von 170 Bq/l, der etwa zwei Grössenordnungen über der natürlichen Tritiumkonzentration im Niederschlag liegt. Der grösste Teil der Tritiumabgaben erfolgt aber über die Abwässer, die eine rund hundertmal höhere Konzentration aufweisen. Insgesamt sind 1992 37 TBq Tritium durch die Kläranlage abgeflossen, was einer Abnahme von 8 TBq (18%) gegenüber 1991 bedeutet.

**Radiumchemie Teufen/AR**

Figur 2 zeigt die Resultate der Tritiummessungen an Regenwasser, das 65 m östlich des Kamins der Radiumchemie in Teufen gesammelt wurde. Die Werte liegen zwischen 1 und 7 Bq/l. 1992 zeichnet sich eine Zunahme ab, wobei auffällt, dass die Werte im Winter jeweils höher als im Sommer sind.

**Deponien**

Die ehemalige Abfalldeponie Teufen sowie die Deponie von Stein/AR zeigen in ihrem Sickerwasser $\alpha$-Strahler (bis zu 4.8 Bq/l), Tritium (bis zu 14 kBq/l) sowie $^{90}Sr$ (2.1 Bq/l). $\gamma$-aktive Radionuklide konnten jedoch keine festgestellt werden.

**Kläranlagen** (vgl. auch Kap. 5.3)

Das gereinigte Abwasser der ARA Zürich zeigt keine Tritiumwerte, die über der Nachweisgrenze von 10 Bq/l liegen. Mit Ausnahme von sehr seltenen Spuren von $^{137}Cs$ (0.5 Bq/l) konnten auch keine künstlichen $\gamma$-aktiven Radionuklide nachgewiesen werden. Insbesondere konnte auch kein in Spitälern verwendetes $^{131}J$ oberhalb der Nachweisgrenze von 0.2 Bq/l festgestellt werden.

### 3.4.5 Oberflächengewässer (vgl. auch Kap. 3.1)

Bei den Rheinstationen von Rekingen/AG, Village Neuf (unterhalb Basel) und Diepoldsau/SG wurden abflussgewichtete Monatsproben erhoben. Figur 3 zeigt den Verlauf der Gesamt-a-Aktivität für Rekingen und Village Neuf. Beide Stationen zeigen verglichen mit dem Vorjahr einen eher ruhigen Verlauf im Bereich von 1 - 40 mBq/l. $\gamma$-Messungen an den gleichen Proben zeigen bis auf eine Ausnahme (0.48 Bq/l $^{137}Cs$) keine künstlichen Radionuklide.

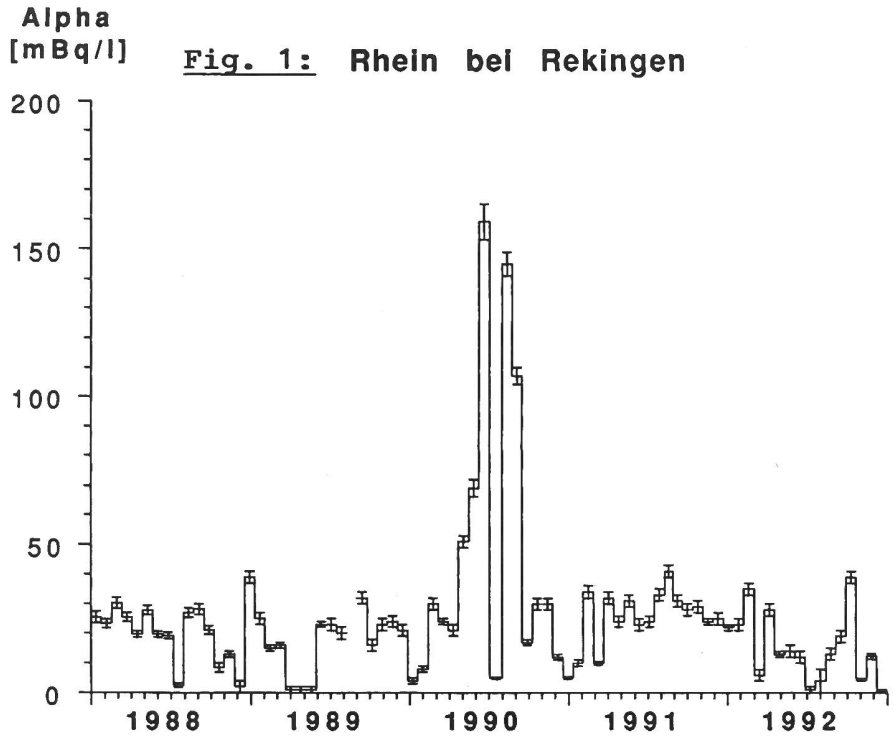



Fig. 1: Rhein bei Rekingen

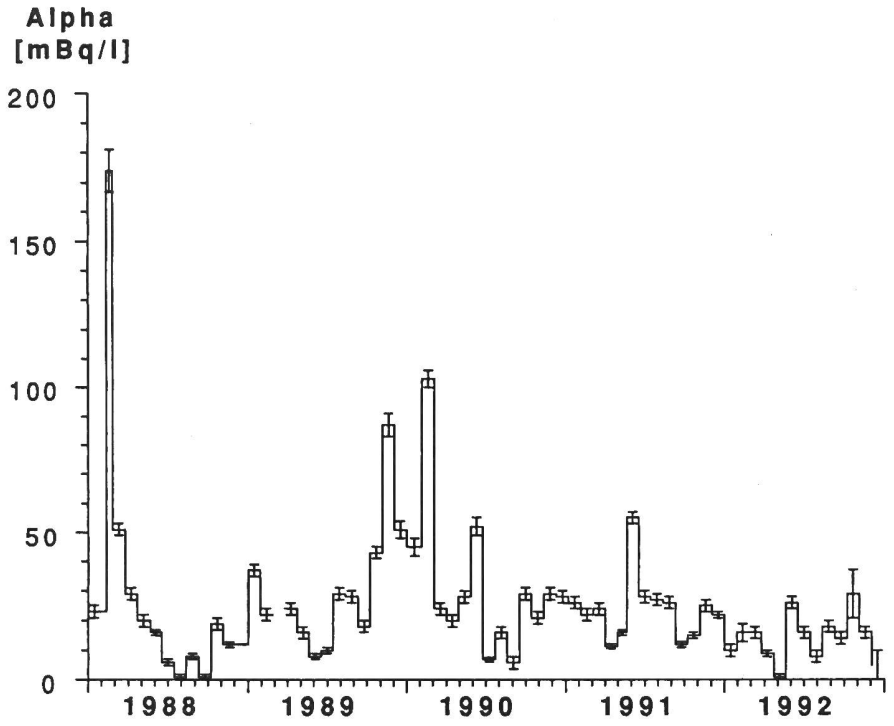
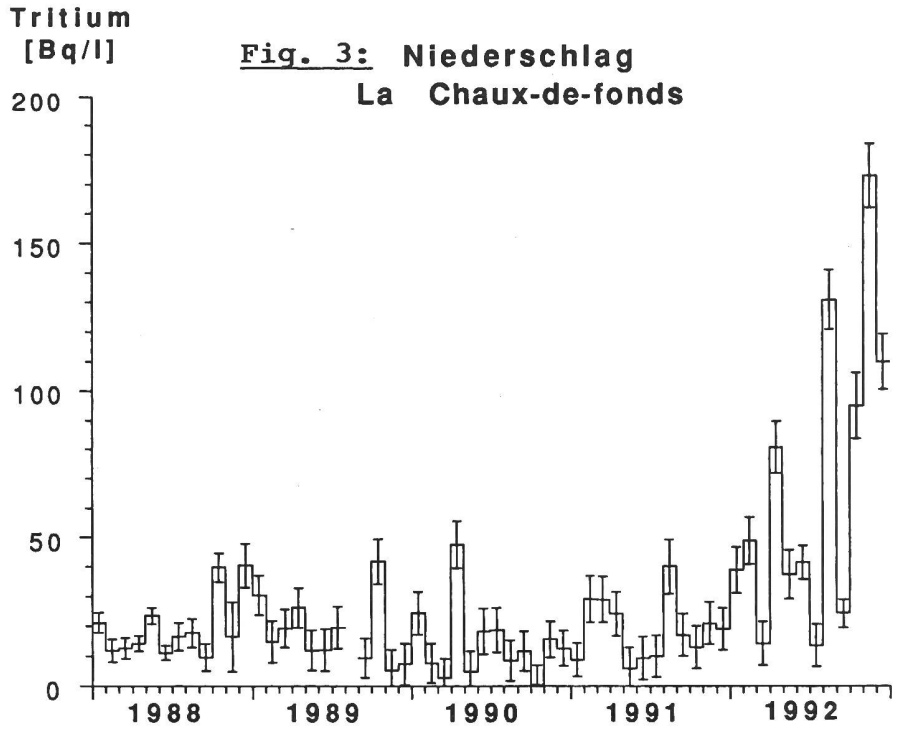



Fig. 2: Rhein bei Village Neuf


Tritium
[Bq/l]
Fig. 3: Niederschlag
La Chaux-de-fonds
200
150
100
50
0
1988
1989
1990
1991
1992

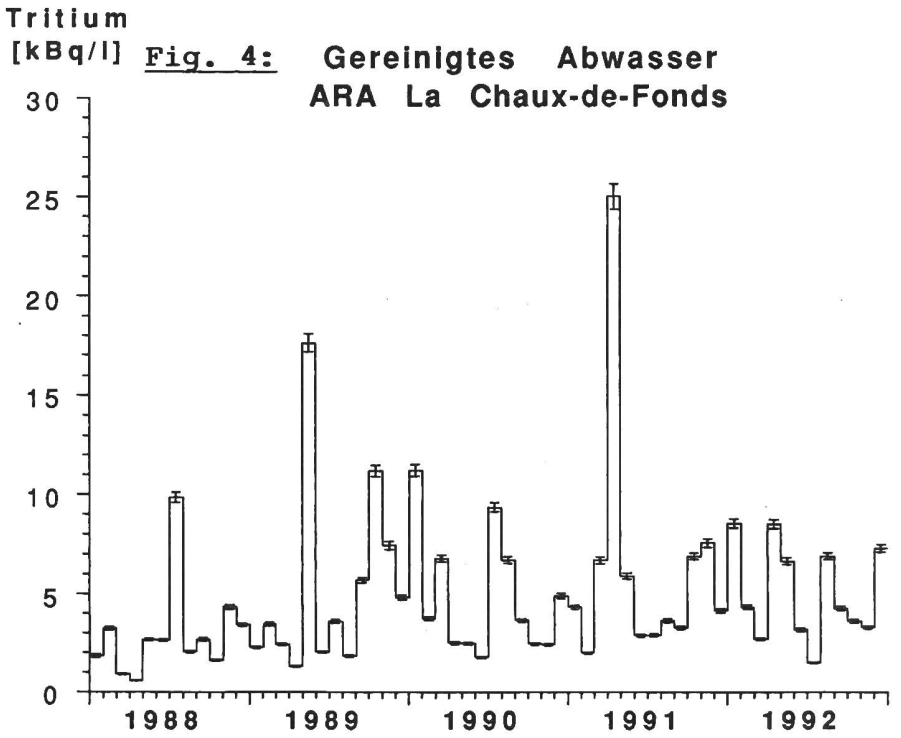
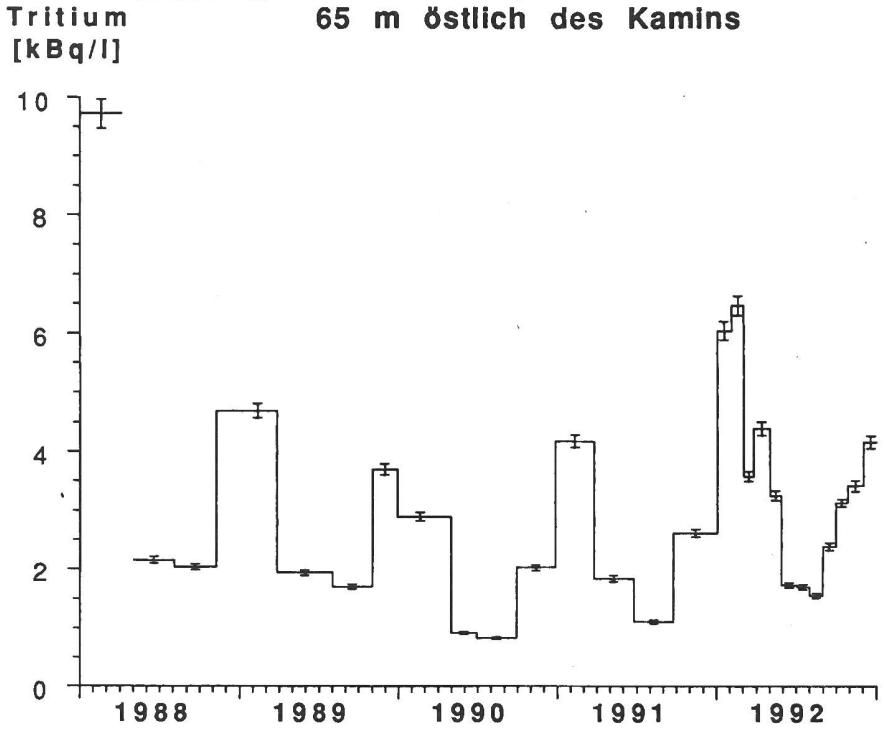

Tritium
[kBq/l]
Fig. 4: Gereinigtes Abwasser
ARA La Chaux-de-Fonds
30
25
20
15
10
5
0
1988
1989
1990
1991
1992

Fig. 5: Niederschlag Teufen/AR
65 m östlich des Kamins



# 3.5. RADIOAKTIVITÄT IN DEN LEBENSMITTELN

**H. Völkle [1], C. Bajo [2], V. Figueiredo [3] und U. Vögeli [4]**

[1] Sektion Überwachung der Radioaktivität, Ch. du Musée 3, 1700 FRIBOURG
[2] Kantonales Laboratorium Aargau, Kunsthausweg 24, 5000 AARAU
[3] Kantonales Laboratorium Basel-Stadt, Kannenfeldstr. 2, 4012 BASEL
[4] Kantonales Laboratorium Bern, Muesmattstr. 19, 3000 BERN 9

## 3.5.1. Zusammenfassung

*Es werden die Ergebnisse der Radioaktivitätsüberwachung der Lebensmittel präsentiert; an den Messungen sind kantonale Laboratorien und Messstellen des Bundes beteiligt. Die Caesiumwerte in Wildfleisch und gewissen Pilzen sind als Folge des Reaktorunfalles von Tschernobyl immer noch etwas erhöht, zeigen jedoch eine abnehmende Tendenz. Infolge der geringen Konsumraten führen sie auch nicht zu nennenswerten Strahlendosen. In den Hauptnahrungsmitteln sind die Caesiumaktivitäten meist nicht mehr nachweisbar. Ausser Strontium-90, das ausführlich in Kapitel 3.6. behandelt wird, sind keine weiteren künstlichen Radionuklide zu erwähnen. Die künstliche Radioaktivität in Lebensmitteln führte 1992 im Landesdurchschnitt zu einer jährlichen Strahlenexposition von weniger als 0.01 mSv.*

## 3.5.2. Ziele und Messprogramm

Die Radioaktivität der Lebensmittel wird in Zusammenarbeit zwischen Kantonalen Laboratorien und Bundesstellen (BVET, IER-IRA, PSI, BAG etc.) überwacht. Diese Überwachung hat zum Ziel, den Gehalt an künstlichen und natürlichen Radionukliden in Lebensmitteln zu verfolgen um daraus die Strahlendosen der Bevölkerung herzuleiten. Diese ergeben sich aus den gemessenen Aktivitätskonzentrationen der untersuchten Lebensmittel, multipliziert mit den Konsumraten und den Dosisfaktoren für die betreffenden Radionuklide.

Das Untersuchungsprogramm umfasst in erster Linie die Hauptnahrungsmittel wie Milch und Getreide sowie stichprobenweise weitere landwirtschaftliche Produkte und Fleisch. Seit dem Reaktorunfall von Tschernobyl werden auch Proben von Wildfleisch und Wildpilzen untersucht, sowie gezielt importierte Lebensmittel, die als Folge von Tschernobyl kontaminiert sein können. In der Nahumgebung der Kernanlagen werden Milch, Getreide und weitere Lebensmittel gemäss den jeweiligen, mit der HSK abgesprochenen Umgebungsüberwachungsprogrammen analysiert; die entsprechenden Ergebnisse sind in Kapitel 4 zu finden.

## 3.5.3. Methodik und Messverfahren

Der quantitative Nachweis von Radioaktivität in Lebensmitteln erfolgt mittels Germanium-Gamma-Spektrometern. Es werden auch Nuklide erfasst, die sich mit Gamma-Spektrometrie nicht nachweisen lassen, wie Tritium, Strontium-90 und gewisse Alpha-Strahler wie Uran, Radium, Plutonium etc. Für die Strontium-90-Messungen sei auf Kapitel 3.6. verwiesen. Über natürliche Alpha-Strahler in Mineralwässern wurde ausführlich im 1991er-Bericht rapportiert; weitere Messungen (insbesondere Trinkwässer) sind geplant. Für die Überwachung der Alpha-Aktivität, die sowohl bei der Probenaufbereitung wie auch bei der Aktivitätsbe-

stimmung wesentlich aufwendiger ist, genügen i.a. die in der Umwelt und bei der Emissionsüberwachung von Betrieben und Kernanlagen durchgeführten Messungen.

### 3.5.4. Zusammenfassung der Ergebnisse

Im folgenden sind die Ergebnisse der Radioaktivitätsmessungen an Lebensmitteln zusammengestellt. Als künstliche Radioaktivität in Lebensmitteln sind nebst Strontium-90 und Tritium, lediglich noch die Nuklide Caesium-134 und Caesium-137 nachweisbar. Allen Stellen, die an den Probenahmen und Messungen mitgearbeitet haben, und deren Resultate wir hier veröffentlichen dürfen, danken wir für die gute Zusammenarbeit.

#### a. Hauptnahrungsmittel: Milch, Getreide und Fleisch

Die folgende Tabelle gibt als Überblick die Wertebereiche in Bq/Liter der untersuchten Milchproben; wenn nicht anders angegeben handelt es sich um Kuhmilch. In der Regel werden die Proben als Milchpulver gemessen und die Resultate durch Multiplikation mit einem Faktor 8.1 auf Frischmilch umgerechnet (Durchschnittl. Trockengehalt der Milch = 12.3 Gew. -%).

**Tabelle 1: Radioaktivität in Kuhmilch in Bq/l** (n.g. = nicht gemessen)

| Ort | Anzahl | K-40 | Cs-137 | Cs-134 | Sr-90 |
|---|---|---|---|---|---|
| Lausanne | 1 | 59 | < 0.03 | < 0.02 | 0.15 |
| Orlait/VD | 2 | 45 - 47 | < 0.07 | < 0.04 | 0.10 |
| Lucens/VD | 2 | 47 - 50 | < 0.03 | < 0.03 | -- |
| Pfyn /VS | 1 | 51 | < 0.06 | < 0.05 | 0.06 |
| Grangeneuve /FR | 2 | 39 - 43 | < 0.3 | < 0.2 | 0.09 - 0.11 |
| Bern (UHT past.) | 20 | 40 - 52 | < 4 | < 4 | n.g. |
| Mürren /BE | 2 | 46 - 51 | 0.22 - 0.24 | < 0.2 | 0.17 - 0.31 |
| Dagmersellen/LU | 1 | 43 | < 0.4 | < 0.2 | n.g. |
| Div. Kanton Luzern | 14 | 41 - 52 | < 0.09 | < 0.07 | n.g. |
| Beurnevesin/JU | 4 | 51 - 57 | 0.04 - 0.10 | < 0.03 | 0.07 - 0.09 |
| Les Pommerats/JU | 2 | 56 - 59 | 0.08 - 0.09 | < 0.02 | 0.09 - 0.10 |
| Saignelégier/JU | 2 | 49 - 54 | 0.04 - 0.06 | < 0.03 | 0.06 - 0.12 |
| Sissach /BL | 1 | 50 | 0.08 | < 0.04 | 0.06 |
| Basel (Coop/Migros) | 8 | 54 - 59 | 0.02 - 0.09 | < 0.03 | n.g. |
| Rossberg/Kemptthal | 1 | 38 | 0.09 | < 0.1 | 0.05 |
| Diverse Kant. Zürich | 7 | 44 - 62 | 0.12 - 0.27 | < 0.1 | n.g. |
| Arenenberg /TG | 1 | 43 | 0.20 | < 0.1 | 0.06 |
| Wil /SG | 1 | 46 | 0.12 | < 0.1 | n.g. |
| Altstätten /SG | 1 | 45 | < 0.3 | < 0.2 | n.g. |
| Davos-Dischma /GR | 2 | 44 - 46 | 0.6 - 0.9 | < 0.1 | 0.44 - 0.48 |
| Davos-Dischma /GR | 12 | 31 - 65 | < 4 | < 4 | n.g. |
| Chur | 1 | 37 | < 0.3 | < 0.1 | 0.06 |
| Chur | 12 | 37 - 70 | < 4 | < 4 | n.g. |
| Pontresina/GR | 12 | 33 - 56 | < 4 | < 4 | n.g. |

**Tabelle 1 (Fortsetzung): Radioaktivität in Kuhmilch**

| | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| Val Calanca/GR | 5 | 42 - 66 | < 4 - 28 | < 4 | n.g. |
| Val Mesolcina/GR | 6 | 45 - 56 | < 4 - 11 | < 4 | n.g. |
| Val Poschiavo/GR | 12 | 38 - 61 | < 4 | < 4 | n.g. |
| Val Bregaglia/GR | 12 | 39 - 61 | < 4 - 6 | < 4 | n.g. |
| Rodi-Fiesso /TI | 2 | 48 - 55 | 3.1 - 17.0 | <0.2 - 1.1 | 0.23 - 0.45 |
| Rasa-Intragna/TI | 2 | 60 - 62 | 1.8 - 6.9 | <0.2 - 0.43 | 0.30 - 0.58 |
| Sessa/TI | 2 | 55 - 60 | 0.7 - 3.4 | < 0.2 | 0.41 - 0.43 |
| Ziegenmilch/GR | 3 | 63 - 70 | < 2 - 35 | < 2 - 2 | n.g. |

Gesamthaft ist die künstliche Radioaktivität in der Milch tief und auf der Alpennordseite meist unter der Messgrenze. Im Tessin und den Bündner Südtälern sind mit Caesium-137-Werten bis rund 30 Bq/L noch die Einflüsse des Unfalles Tschernobyl feststellbar. Die mittlere Kalium-40-Aktivität der Milch von rund 50 Bq/L entspricht einem Kalium-Gehalt von etwa 1.6 g/L. Zusammenfassend lassen sich aus diesen Daten für die künstliche Radioaktivität die folgenden Schätzwerte für den Durchschnitt bzw. die Wertebereiche (in Klammern) herleiten . (Für den Tessin vergl. auch Fig. 2):

**Tabelle 2: Durchschnittswerte der Kuhmilch nach Regionen** (n.g. = nicht gemessen)

| **Kuhmilch** | **Bq/Liter Cs-137** | **Bq/Liter Cs-134** | **Bq/Liter Sr-90** |
|---|---|---|---|
| **Mittelland** | ≤ 0.1 (<0.02 - <4) | ≤ 0.1 (<0.02 - <4) | 0.08 (0.05 - 0.11) |
| **Jura** | ≈ 0.07 (0.04 - 0.10) | < 0.03 | 0.09 (0.06 - 0.12) |
| **Alpen** | ≈ 0.5 (0.2 - 0.9) | < 0.2 | 0.3 (0.2 - 0.5) |
| **GR-Südtäler** | ≈ 5 (< 4 - 28) | < 4 | n.g. |
| **Tessin** | ≈ 5 (0.7 - 17) | ≈ 0.3 (<0.2 - 1.1) | ≈ 0.4 (0.2 - 0.6) |

Im weiteren ergaben 18 am Kantonslabor Zürich untersuchte Käseproben durchwegs weniger als 2 Bq/kg für Cs-137 bzw. Cs-134.

**Getreidemischproben** werden in den Regionen La Côte/Wallis (GE/VD/VS), Gros de Vaud (VD/FR/NE), Colline Ouest (VD/FR/BE/NE), Jura N-W (NE/JU/BE/BL/AG), Mittelland-West (BE/SO/NE/FR), Hügel-Ost (BE/LU/ZG/ZH/SG/TG), Mittelland-Ost (SO/AG/ZH), Ostschweiz (SH/TG/SG/GR), Tessin sowie in der Umgebung der Kernanlagen durch die Eidg. Getreideverwaltung erhoben. Die zehn 1992 untersuchten Proben ergaben alle weniger als 1.5 Bq Caesium-137/kg bzw. weniger als 0.5 Bq Caesium-134/kg sowie zwischen 0.27 und 0.78 Bq Sr-90/kg, wobei keine signifikanten Unterschiede zwischen den Regionen erkennbar sind. Die Konzentration des natürlichen Kalium-40 im Getreide lag im Durchschnitt bei 120±25 Bq/kg.

Weitere 58 Proben von Getreide, Getreideprodukten, Hülsenfrüchte, Sonnenblumenkernen, Kartoffeln, Haselnüsse, die vom Kantonslabor Zürich untersucht wurden, ergaben mit weniger als 2 Bq/kg keine nennenswerte Cs-137-Aktivität.

28 am Paul-Scherrer-Institut (PSI) in Villigen untersuchte, für den Export bestimmte, **Fleischproben** aus dem Tessin (5 Schinken-, 15 Speck-, 3 Coppa- und 5 Salamiproben) ergaben für Cs-137, mit einer Ausnahme von 5 Bq/kg, durchwegs Werte unter der Messgrenze

von 4 Bq/kg. Drei vom Kantonslabor Graubünden erhobene Fleischproben ergaben alle weniger als 2 Bq/kg sowohl für Cs-134 wie auch für Cs-137.

**b. Fische aus dem Tessin** (Fig. 1)

17 **Fischproben** (Barsch) vom Juni 1992 aus dem nach Tschernobyl meistbelasteten **Luganersee** ergaben im Durchschnitt (in Klammern: Wertebereich) die folgenden Resultate in Bq/kg Frischgewicht: **K-40:** 95 (78 - 117); **Cs-137:** 48 (25 - 94); **Cs-134:** 3.7 (1.8 - 7.9). Vom gemessenen Cs-137 stammt immer noch der überwiegende Teil (~95%) von Tschernobyl. Die vorletzte Messkampagne von Fischen aus dem Luganersee fand im Dezember 1990 statt und ergab im Durchschnitt für die **Summe** der beiden Cs-Nuklide noch 100 Bq/kg, während das höchste Mittel 1987 für beide Caesium zusammen bei 2600 Bq/kg lag, mit Extremwerten bis 6000 Bq/kg. Die Probenahmen wurden durch den Kantonstierarzt des Tessin organisiert, dem wir für die gute Zusammenarbeit bestens danken.

Ein Überblick über den Verlauf der Cs-137-Aktivität in Fischen (Barsche) aus dem Luganersee (Lago Ceresio) bzw. aus dem Langensee (Lago Maggiore) ist in Fig. 1 dargestellt. Im Luganersee, sind die Mittelwerte bis auf unter 50 Bq/kg zurückgegangen; im Langensee lagen die Maximalwerte etwa drei mal tiefer als im Luganersee. Für die Abnahme der Cs-137-Aktivität wurde eine effektive Halbwertszeit von etwa 11 Monaten beobachtet.

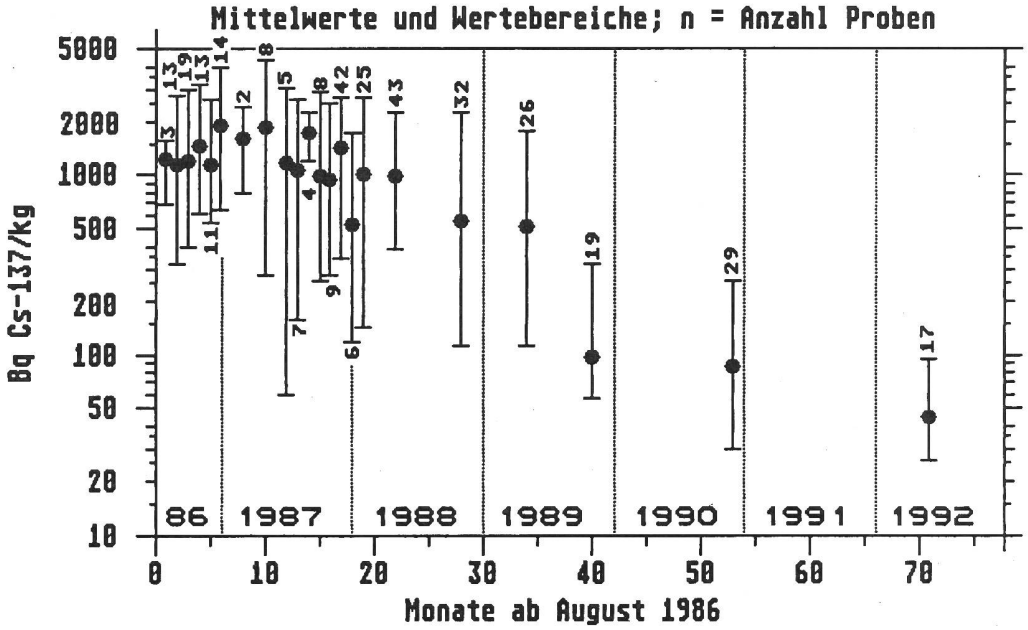
**c. Wild und Wild-Importe**

Vom kantonalen Laboratorium Zürich und demjenigen der Urkantone wurden gesamthaft 31 Proben von **inländischem Wild** zur Kontrolle erhoben (Gemse: 6, Hirsch: 8, Reh: 14, Steinwild: 2 und Murmeltier: 1 Probe). Bei 25 der Proben lag die Aktivität von Cs-134 und Cs-137 zusammen unter 20 Bq/kg, bei 3 zwischen 20 und 100, bei einer zwischen 100 und 200 und bei 2 zwischen 200 und 400 Bq/kg. Gegenüber den Vorjahren ist der Anteil an hohen Caesium-Werten zurückgegangen.

1992 wurden von den Grenztierärzten im Auftrag des Bundesamtes für Veterinärwesen (BVET) an der Grenze 55 Proben von **importiertem Wild** für die Radioaktivitätsmessung erhoben (Reh: 35; Hirsch: 2, Gemse: 14, Ren: 3 und Elch: 1 Probe). 35 Proben ergaben Werte unter 100 Bq/kg für Cs-134 und Cs-137 zusammen, 13 Proben ergaben zwischen 100 und 300, 6 zwischen 300 und 600 und eine mit über 600 musste Bq/kg zurückgewiesen werden. Die Messungen erfolgen im kantonalen Laboratorium Basel-Stadt sowie im Labor Dr. Matt in Schaan/FL. 25 weitere Wildimportproben wurden von den kantonalen Laboratorien Zürich und der Urkantone erhoben (Gemse: 4, Hasen: 2, Hirsch: 6, Reh: 11, Ente: 1, übrige 1 Probe). Sie ergaben bei 16 Proben Werte für Cs-134 und Cs-137 zusammen von weniger als 20 Bq/kg, bei 5 zwischen 20 und 100, bei 3 zwischen 200 und 400 und bei einer über 600 Bq/kg.

Auch beim Importwild ist der Anteil der hohen Werte gegenüber dem Vorjahr (Zahlen in Klammern) etwas zurückgegangen: 70% (60%) der Werte lagen unter 100 Bq/kg, 90% (80%) lagen unter 300 Bq/kg für die beiden Caesium-Nuklide zusammen und nur noch eine von 80 Proben (1991: 4 von 94 Proben) ergab mehr als den Toleranzwert von 600 Bq/kg. Bei einer durchschnittlichen Konsumrate von Wildfleisch in der Schweiz von höchstens 1 kg/Jahr ist der Dosisbeitrag durch Wildkonsum unbedeutend.

Fig. 1: Cs-137 IM BARSCH AUS DEM LUGANERSEE




Cs-137 IM BARSCH AUS DEM LAGO MAGGIORE

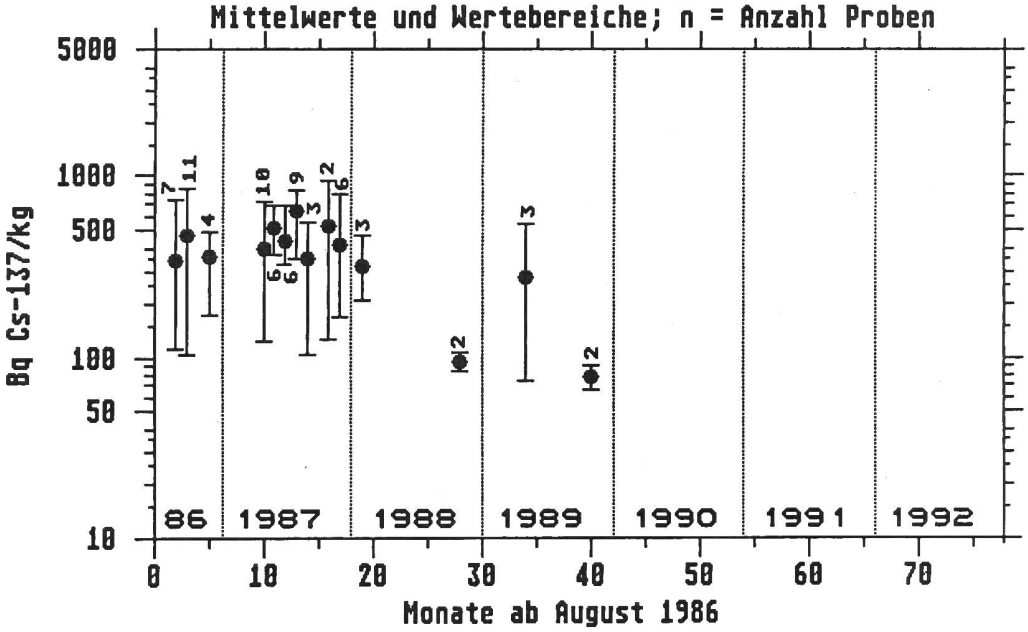
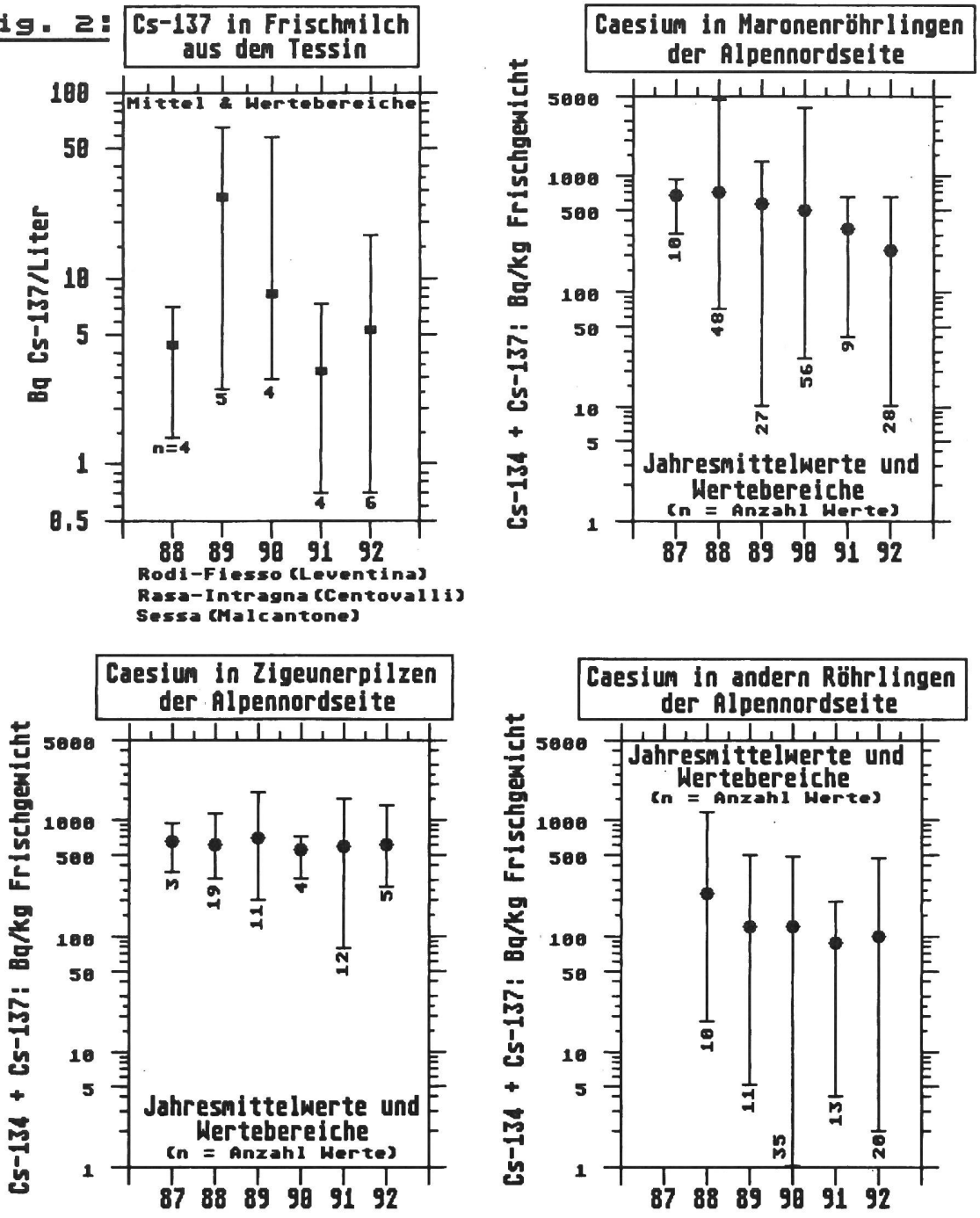


Fig. 2:


Cs-137 in Frischmilch aus dem Tessin
Mittel & Wertebereiche
Bq Cs-137/Liter
100
50
10
5
1
0.5
n=4
5
4
4
6
88 89 90 91 92
Rodi-Fiesso (Leventina)
Rasa-Intragna (Centovalli)
Sessa (Malcantone)
Caesium in Maronenröhrlingen der Alpennordseite
Cs-134 + Cs-137: Bq/kg Frischgewicht
5000
1000
500
100
50
10
5
1
10
48
27
56
9
28
Jahresmittelwerte und Wertebereiche
(n = Anzahl Werte)
87 88 89 90 91 92
Caesium in Zigeunerpilzen der Alpennordseite
Cs-134 + Cs-137: Bq/kg Frischgewicht
3
19
11
4
12
5
Jahresmittelwerte und Wertebereiche
(n = Anzahl Werte)
87 88 89 90 91 92
Caesium in andern Röhrlingen der Alpennordseite
Cs-134 + Cs-137: Bq/kg Frischgewicht
Jahresmittelwerte und Wertebereiche
(n = Anzahl Werte)
10
11
35
13
20
87 88 89 90 91 92

**d. Wildpilze** (Fig. 2)

Bei den einheimischen Wildpilzen zeigen nach wie vor Maronenröhrlinge und Zigeunerpilze erhöhte Werte, wobei auf der Alpennordseite die (auf Frischgewicht bezogen) Aktivitätswerte für Cs-137 im Durchschnitt noch bei knapp über 200 bzw. 600 Bq/kg liegen, während Maronenröhrlinge aus dem Tessin noch rund 1500 Bq/kg ergaben. Berücksichtigt man die geringen Konsumraten von frischen Wildpilzen, dann sind die Dosen durch Pilzkonsum unbedeutend.

Eine Übersicht über den Verlauf der Cs-Aktivitäten (Cs-134 + Cs-137) in den meistkontaminierten Pilzsorten Maronenröhrlinge und Zigeunerpilze sowie der andern Röhrlinge von der Alpennordseite ist in der Fig. 2 dargestellt. Sie zeigt, dass bei den Maronen- und andern Röhrlingen nun allmählich ein Rückgang mit einer effektiven Halbwertszeit von rund 3 Jahren festzustellen ist; im Gegensatz zu den Zigeunerpilzen, wo dieser Rückgang noch nicht klar erkennbar ist. Zu ähnlichen Schlussfolgerungen kommt auch der Jahresbericht 1992 des kantonalen Laboratorium Bern.

Eine Übersicht über die 1992 untersuchte Pilze nach Gattungen ist auf der folgenden Tabelle 3 dargestellt. Dabei sind alle Angaben auf Frischgewicht bezogen und (+) bedeutet, dass die Probe in getrockneter Form gemessen wurde und durch Multiplikation mit einem Faktor 10 auf Frischgewicht umgerechnet wurde. (*) bedeutet, dass vom untersuchenden Labor die Gesamtaktivität für beide Cs-Nuklide zusammen angegeben wurde.

**Tabelle 3: Inländische Wildpilze** (n.g. = nicht gemessen)

| Pilzart | Kant. | n | Cs-137 (Bq/kg) | | | Cs-134 (Bq/kg) | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | Min. | Mit | Max. | Min. | Mit. | Max. |
| Maronenröhrlinge | BE | 13(*) | 46 | 220 | 623 | --- | --- | --- |
| " " | SO | 5(*) | 51 | 160 | 296 | n.g. | n.g. | n.g. |
| " " | LU | 1 | --- | 190 | --- | --- | 9 | --- |
| " " | LU | 1(+) | --- | 550 | --- | --- | 21 | --- |
| " " | AG | 6(+) | 9 | 170 | 336 | 1 | 12 | 21 |
| " " | Zent.-CH | 2(*) | 181 | --- | 315 | --- | --- | --- |
| " " | ZH | 6 | 45 | 244 | 550 | < 1 | 13 | 35 |
| " " | TG | 2 | 409 | --- | 669 | 27 | --- | 44 |
| " " | GR | 5 | 2 | 7 | 22 | < 2 | --- | 4 |
| " " | TI | 3(+) | 125 | 1440 | 2670 | 9 | 94 | 174 |
| Rotfussröhrlinge | BE | 3(*) | 16 | 27 | 48 | --- | --- | --- |
| " " | AG | 6(+) | 61 | 172 | 400 | 5 | 12 | 26 |
| Steinpilze | Zent.-CH | 8(*) | <20 | 38 | 63 | --- | --- | --- |
| " " | SO | 8 | <1 | 6 | 30 | n.g. | n.g. | n.g. |
| andere Röhrlinge | AG | 5(+) | 2 | 9 | 15 | < 1 | 0.5 | 1 |
| " " | Zent.-CH | 6(*) | <20 | 120 | 450 | --- | --- | --- |
| " " | ZH | 5 | 5 | 95 | 240 | < 0.5 | 6.5 | 17 |
| " " | TG | 2 | 6 | --- | 416 | < 0.3 | --- | 29 |
| " " | GR | 4 | < 2 | 22 | 43 | --- | --- | < 2 |
| " " | TI | 6(+) | 11 | 185 | 740 | < 1 | 13 | 52 |
| Zigeunerpilze | BE | 4(*) | 259 | 398 | 501 | --- | --- | --- |
| " " | Zent.-CH | 1(*) | --- | 1290 | --- | --- | --- | --- |
| " " | GR | 2 | 213 | --- | 387 | 4 | --- | 11 |

**Tabelle 3** (Fortsetzung): **Inländische Wildpilze**

| | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Champignons | Zent.-CH | 8(*) | --- | --- | < 20 | --- | --- | --- |
| übrige Pilze | SO | 25 | < 1 | 7 | 42 | n.g. | n.g. | n.g. |
| " " | AG | 18(+) | <1 | 9 | 35 | < 1 | 0.7 | 2 |
| " " | Zent.-CH | 13(*) | <20 | 30 | 259 | --- | --- | --- |
| " " | ZH | 31 | 0.3 | 23 | 300 | 0.3 | ≈ 2 | 17 |
| " " | TG | 8 | < 0.2 | ≈ 3 | 13 | < 0.2 | ≈ 0.5 | 1.8 |
| " " | GR | 16 | < 2 | 24 | 178 | < 2 | ≈ 2 | 4 |
| " " | TI | 1(+) | --- | 610 | --- | --- | 38 | --- |

Von den Kantonslaboratorium Bern, Basel-Stadt, Luzern und der Urkantone wurden importierte, Pilze untersucht, sie ergaben die folgenden Resultate (Mittelwerte mit Wertebereich in Klammern; alle Resultate auf Frischgewicht bezogen):

**Tabelle 4: Importierte Pilze**

| **Pilzart** | **n** | **Cs-137 Bq/kg frisch** | **Cs-134 Bq/kg frisch** |
|---|---|---|---|
| Maronenröhrlinge | 1 | 255 (---) | 12 (---) |
| Steinpilze | 10 | 50 (< 2 - 128) | 3 (< 1 - 9) |
| Eierschwämme | 42 | 65 (< 4 - 247) | 5 (< 1 - 21) |
| andere Pilze | 4 | -- (<2 - <20) *) | ----- |

*) Gesamtaktivität für beide Caesium zusammen

**e. Weitere Lebensmittel**

Vom Kantonslabor Aargau wurden 7 Proben von Preiselbeerkonserven (davon 4 in der Schweiz hergestellte) untersucht. Der Cs-137-Wert im Fruchtanteil lag zwischen 5 und 97 Bq/kg, wobei überall auch noch das Cs-134 nachweisbar war und das Cs-137/Cs-134-Verhältnis auf eine Kontamination hauptsächlich aus Tschernobyl schliessen lässt. Die Werte sind allerdings weit unter der Limite von 600 Bq/kg.

36 Proben von Kindernährmittel wurden von den Kantonslaboratorien Graubünden und Zürich untersucht und ergaben für Cs-134 und für Cs-137 durchwegs Werte unter 2 Bq/kg. 17 Proben von Gewürzmischungen wurden vom Kantonslabor Zürich untersucht und ergaben durchwegs weniger als 5 Bq/kg für Cs-137.

Weitere Proben wurden durch die Laboratorien von Basel-Stadt und der Urkantone untersucht. Rund 30 Importproben (u.a. Haselnüsse: 10 Proben, Mandeln und Pistazien: 6; Früchte: 3; Kaviar & Stör: 6; Soja und -Produkte: 5) ergaben durchwegs Cs-137-Werte unter 20 Bq/kg.

**3.5.5. Bewertung und Interpretation** (Fig. 3 und 4)

Die Bestimmung der Strahlenexposition der Bevölkerung durch Caesium-137 und Caesium-134 in Lebensmitteln ist nur als grobe Schätzung möglich, da die Aktivitätsmesswerte heute

**Fig. 3:**

DURCHSCHNITTLICHE STRAHLENDOSEN DURCH DEN REAKTORUNFALL TSCHERNOBYL IN DER SCHWEIZ

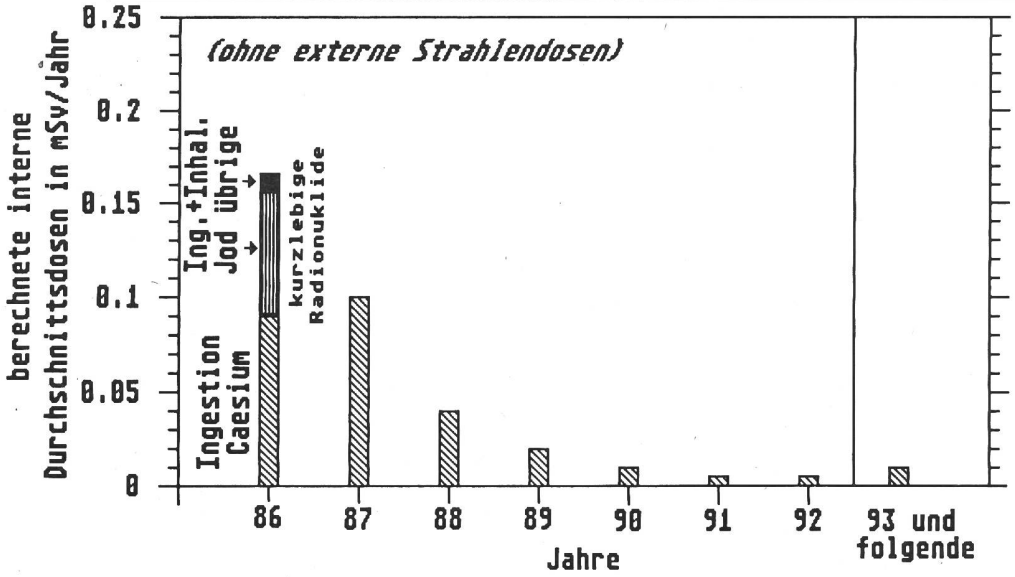
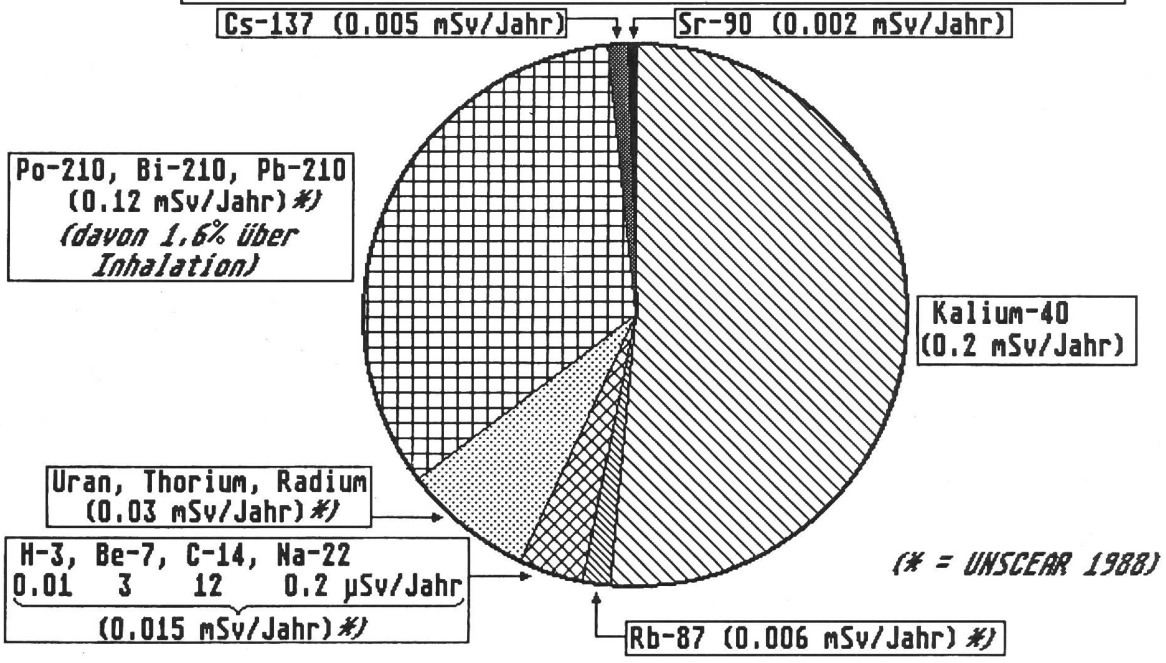



**Fig. 4:** INTERNE STRAHLENDOSEN 1992: 0.38 mSv/JAHR
Durchschnittliche Strahlendosen durch Radionuklide im Körper
(ohne direkte Radonfolgeprodukte)



zu einem grossen Teil unter der Messgrenze liegen. Die Strahlendosen durch diese über die Nahrung aufgenommene **künstliche** Radioaktivität sind daher sehr klein: Für Personen mit durchschnittlichen Ernährungsgewohnheiten lag die Ingestionsdosis durch Caesium (Cs-134 + Cs-137) 1992 unter 0.005 mSv pro Jahr. Bei Personen mit vom Durchschnitt abweichenden Konsumraten und aus Gegenden, die durch die Tschernobyl-Ablagerungen stärker belastet waren, dürften die Werte für Caesium bis etwa **zehnmal** höher liegen, sind aber immer noch unbedeutend. Die Strahlenexposition durch Strontium-90 in der Nahrung (Siehe auch Kap. 3.6) dürfte 1992 aufgrund der Untersuchungen von Wirbelknochen bei etwa 0.002 mSv pro Jahr liegen. In Fig. 3 ist ein Überblick über die durchschnittlichen Strahlendosen der Schweizer Bevölkerung durch den Reaktorunfall in Tschernobyl dargestellt.

Im Vergleich dazu liegen die jährlichen Dosen durch die **natürlichen** Radionuklide im menschlichen Körper bei durchschnittlich 0.38 mSv, wovon rund 0.2 mSv vom Kalium-40 stammt, der Rest von Rb-87 (0.006 mSv), den kosmogenen Radionukliden H-3, Be-7, C-14, Na-22 (0.015 mSv), Uran, Radium und Thorium (0.03 mSv) und Blei-210 + Po-210 (0.12 mSv) [Quelle: UNSCEAR 1982]. Diese Daten sind in Fig. 4 graphisch dargestellt. (NB. Die direkt über die Atmung in den Körper gelangenden Radon-Folgeprodukte im Hausinnern sind in dieser Auflistung bzw. Darstellung nicht inbegriffen; sie führen in der Schweiz im Durchschnitt zu einer Dosis von 2.2 mSv/Jahr).

**Quellen**

- Berichte der kantonalen Laboratorien für 1992
- Interne Berichte der übrigen Laboratorien

# 3.6. MESURES DE STRONTIUM-90

**F. Carlone, J.-J. Geering, J.-F. Valley**

Institut de radiophysique appliquée
Centre Universitaire, 1015 LAUSANNE

## 3.6.1 Résumé

*En 1992, les déterminations de strontium-90 effectuées dans le cadre de la surveillance de la radioactivité en Suisse ont porté essentiellement sur des échantillons de sol, d'herbe, de lait, de froment, ainsi que de vertèbres humaines et de dents de lait. Pour l'ensemble des résultats, les valeurs restent comparables à celles mesurées en 1989, 1990 et 1991. De même, les facteurs de transfert sol-herbe et herbe-lait sont semblables à ceux des années précédentes.*

## 3.6.2 Introduction

Le strontium-90 présent actuellement dans l'environnement provient essentiellement des retombées des essais nucléaires atmosphériques des années soixante, et dans une mesure beaucoup plus faible de l'accident du réacteur de Tchernobyl. Les déterminations en routine du strontium-90 dans l'environnement doivent permettre de déceler à son tout premier stade une éventuelle augmentation de la concentration de ce radionucléide en raison du risque particulièrement élevé que comporte son ingestion. Ce risque est lié à sa longue période, à l'énergie bêta maximale élevée de son produit de filiation, l'yttrium-90, et au fait que le strontium, dont le métabolisme est apparenté à celui du calcium, se fixe dans le squelette et les autres tissus calcifiés [1,2].

Comme pour les années précédentes, les déterminations de strontium-90 ont porté, principalement sur des échantillons de sol (couche de 0 à 5 cm de profondeur), d'herbe, de lait et de froment provenant des environs des centrales nucléaires (Beznau, Mühleberg, Gösgen et Leibstadt), ainsi que de l'Institut Paul Scherrer à Villigen. De plus, des échantillons de sol, d'herbe, et de lait ont été collectés sur les sites de référence suivants : Arenenberg (TG), Coire (GR), Grangeneuve (FR), Lausanne (VD), Finges (VS), Rossberg (ZH), Rodi (TI), Sessa (TI), Bâle et Sissach (BL), ainsi qu'aux points d'altitude suivants: Davos (GR), Mürren (BE), Rasa (TI) et Rodi (TI). Des échantillons de lait ont été collectés dans le canton du Jura à Saignelégier, Beurnevésin et aux Pommerats. Des échantillons de froment provenant de chacune des zones de culture de la Suisse ont également été analysés.

Enfin, des échantillons de vertèbres ont été fournis par les instituts d'anatomie pathologique de Zürich, Bâle, St-Gall, Lausanne et Locarno. Des dents de lait ont également été collectées dans les cabinets dentaires scolaires de Zürich, St-Gall, Lausanne, Sion et du Tessin.

### 3.6.3 Résultats de la surveillance

A titre de comparaison, les résultats de la surveillance du strontium-90 en 1991 ont également été reportés. En règle générale, les marges d'erreur sur les moyennes ont été calculées au niveau de confiance de 95 %.

*Sol et herbe*

Les activités en strontium-90 mesurées en 1992 dans le sol et l'herbe sont reportées respectivement dans les tableaux 1 et 2. Les prélèvements sont effectuées selon les directives de l'Office fédéral de la santé publique.

Les résultats de mesure confirment ceux des années précédentes. En particulier, les activités au voisinage des centrales nucléaires restent comparables à celles des sites de référence. Les sites en altitude présentent des activités plus élevées qu'en plaine.

Comme précédemment, l'herbe prélevée près de Lausanne, à Saugealles dans le Jorat, présente une activité en strontium-90 plus élevée par rapport aux autres sites de référence, alors que l'activité de ce nucléide dans le sol du même site (2,5 ± 0,2 Bq/kg) est faible; cette discrépance reste pour l'instant inexpliquée. Comme ce fut le cas en 1991, l'activité en strontium-90 de l'herbe de Sessa, situé dans le Sottoceneri particulièrement touché par l'accident de Tchernobyl, est plus élevée en 1992 que dans les autres sites de référence, alors que l'activité dans le sol se situe dans la fourchette de mesure (8,0 ± 0,3 Bq/kg en 1991 et 10,5 ± 0,6 Bq/kg en 1992).

A Davos, l'activité en strontium-90 de l'herbe est beaucoup plus faible en automne qu'en été 1992; cette fluctuation saisonnière, observée déjà en 1990, reflète celles de la nature du sol, de la végétation et du climat.

**Tableau 1**

**Concentration en strontium-90 dans le sol (Bq/kg MS*)**

| | 1991 | 1992 |
|---|---|---|
| Centrales nucléaires et PSI | 1,6-3,8 | 1,5- 3,0 |
| Sites de référence | 1,4-8,0 | 0,3-10,5 |
| *Sites en altitude:* | | |
| Davos-Stillberg (GR) | 38,9±0,9 | 37,1±0,9 |
| Mürren (BE) | 32,1±0,7 | 28,8±0,8 |
| Rodi (TI) | 13,7±0,5 | 6,7±0,4 |

* matière sèche

**Tableau 2**

**Concentration en strontium-90 dans l'herbe (Bq/kg MS)**

| | 1991 | 1992 |
|---|---|---|
| Centrales nucléaires et PSI | 1,8- 5,1 | 3,0-5,4 |
| *Sites de référence:* | 2,2-10,0 | 0,9-7,2 |
| Exceptions: Lausanne | 16,3±0,3 | 11,5±0,2 |
| Sessa | 25,1±0,2 | 21,2±0,4 |
| *Sites en altitude* | | |
| Davos (GR) été | 44,2±0,5 | 46,2±0,7 |
| automne | 47,3±0,6 | 12,9±0,4 |
| Mürren (BE) | | 7,1±0,2 |
| Rodi (TI) | 13,9±0,4 | 5,7±0,2 |

***Froment***

Les activités en strontium-90 mesurées en 1992 dans les blés, tant au voisinage des centrales nucléaires que dans les 9 zones de culture couvrant l'ensemble du territoire suisse, ne permettent pas de mettre en évidence des différences significatives entre régions, même au Tessin. Les activités, comprises entre 0,27 et 0,78 Bq/kg, confirment les valeurs mesurées les années précédentes.

Depuis plusieurs années, l'activité en strontium-90 mesurée dans le blé d'une exploitation agricole de Leibstadt (0,78 ± 0,05 Bq/kg en 1992) était systématiquement plus élevée que celle du mélange de froment des exploitations situées dans les environs de la centrale (0,36 ± 0,03 Bq/kg). Cette différence s'explique vraisemblablement par la présence de téguments accompagnant les grains dans le premier cas.

***Lait***

Le tableau 3 présente les résultats des analyses de lait, qui ne diffèrent guère, dans l'ensemble, des valeurs mesurées les années précédentes. Au voisinage des centrales nucléaires, l'activité en strontium-90 du lait reste comparable à celle mesurée dans l'ensemble des points de prélèvements en plaine. Dans le cas de Sessa, l'activité en strontium-90 plus élevée mesurée dans le lait reflète celle de l'herbe.

Pour les sites en altitude, soit à Davos, Mürren, Rodi et Rasa, les activités en strontium-90 dans le lait sont plus élevées, comme ceci est le cas pour l'herbe.

D'une manière générale, la dispersion des résultats de mesure du strontium-90 diminue en passant du sol à l'herbe, puis au lait. Elle est encore plus faible dans les vertèbres humaines. Ce phénomène d'homogénéisation est certainement dû à un effet de moyenne.

**Tableau 3**

**Concentration en Sr-90 dans le lait (Bq/l)**

| | | 1991 | 1992 |
|---|---|---|---|
| Centrales nucléaires* | | 0,06-0,12 | 0,06-0,12 |
| moyenne | | 0,09±0,01 | 0,09±0,01 |
| *Sites de référence* | | 0,04-0,14 | 0,05-0,15 |
| moyenne | | 0,08±0,01 | 0,08±0,02 |
| Exception: Sessa (TI) | | 0,47±0,01 | 0,42±0,02 |
| *Autres sites*** | | | |
| (Canton du Jura) | | 0,09-0,15 | 0,06-0,12 |
| moyenne | | 0,10±0,01 | 0,08±0,02 |
| *Sites en altitude* | | | |
| Davos-Dischma (GR) | été | 0,61±0,03 | 0,44±0,02 |
| | automne | 0,77±0,03 | 0,48±0,01 |
| Mürren (BE) | été | 0,36±0,02 | 0,31±0,01 |
| | automne | 0,19±0,01 | 0,17±0,01 |
| Rasa (TI) | été | | 0,30±0,02 |
| | automne | | 0,58±0,04 |
| Rodi (TI) | été | 0,25±0,01 | 0,23±0,01 |
| | automne | 0,25±0,01 | 0,45±0,03 |

* Les valeurs correspondant aux sites de Mühleberg ont été fournies par le laboratoire cantonal de Berne (Dr U. Vögeli)

** Les valeurs correspondant aux sites de Sissach (BL), Rotberg (BS), et Rodi (TI), ainsi que du canton du Jura (Saignelégier, Montfaucon, Beurnevésin, Bure, Les Pommerats) ont été fournies par le laboratoire cantonal de Bâle-Ville (Dr A. Herrmann).

***Vertèbres humaines***

Le tableau 4 présente les résultats d'analyses de strontium-90 dans les vertèbres humaines d'adultes décédés en 1991 et 1992. La teneur moyenne de strontium dans les os correspond à une dose effective d'environ 0.002 mSv/année. Le nombre restreint d'échantillons ne permet pas de mettre en évidence des différences significatives entre régions, sexes ou classes d'âge. Aucune augmentation de l'activité en strontium-90 imputable à l'accident de Tchernobyl n'a été constatée. Comme les années précédentes, la dispersion des résultats est élevée pour les vertèbres collectées au Tessin, mais remarquablement faible à St. Gall, Bâle et Zürich.

De plus, il est intéressant de relever qu'on ne constate actuellement plus de différence significative de l'activité en strontium-90 des vertèbres entre régions (Suisse alémanique, Suisse romande et Tessin) comme ce fut le cas dans les années soixante et septante.

**Tableau 4**

**Concentration en Sr-90 [Bq/g Ca] dans les vertèbres humaines**

| Région | Année de décès | |
|---|---|---|
| | 1991 | 1992 |
| Tessin | 0,026±0,013 [4] | 0,032±0,021 [5] |
| Lausanne | 0,026±0,008 [5] | 0,028±0,010 [6] |
| St. Gall | 0,029±0,006 [7] | 0,029±0,008 [7] |
| Bâle | 0,021±0,004 [10] | 0,023±0,003 [7] |
| Zürich | 0,023±0,005 [10] | 0,020±0,003 [10] |
| **Moyenne générale** | 0,025±0,002 [36] | 0,026±0,003 [35] |

[ ] = nombre de déterminations

*Dents de lait*

La collecte de dents de lait, commencée en 1988, a été poursuivie en 1992. Le tableau 5 présente, pour chaque région, les moyennes des activités en strontium-90 dans les dents de lait collectées en 1992, comparées à celles de 1991. Aucun effet significatif dû à l'année de naissance, l'âge des enfants, ou la région de collection n'a été constaté. Les mesures effectuées jusqu'à présent constituent un bruit de fond indispensable à la détection, ces prochaines années, d'un éventuel accroissement de l'activité consécutif à l'accident de Tchernobyl.

**Tableau 5**

**Concentration en Sr-90 [Bq/g Ca] dans les dents de lait**

| Ville | Année de naissance | 1991 | Année de naissance | 1992 |
|---|---|---|---|---|
| Coire | 1978-1984 | 0,049±0,004 | | |
| Lausanne | 1979-1984 | 0,057±0,016 | 1980-1984 | 0,045±0,024 |
| Lugano | 1975-1983 | 0,048±0,004 | 1977-1984 | 0,063±0,012 |
| St. Gall | 1979-1984 | 0,038±0,007 | 1980-1985 | 0,043±0,008 |
| Sion | | | 1979-1983 | 0,055±0,008 |
| Zürich | 1979-1984 | 0,036±0,007 | 1980-1985 | 0,045±0,009 |
| | **Moyenne** | 0,046±0,004 | **Moyenne** | 0,50±0,005 |

*Eaux de rejet*

Les déterminations de strontium-90 dans les eaux de rejet, effectués en 1992 sur 2 prélèvements dans chacune des centrales de Mühleberg, Gösgen, Beznau et Leibstadt, ainsi qu'a l'institut Paul Scherrer à Villigen /AG (PSI), ont montré que l'activité de ces eaux est restée très faible (0,01 à 26 Bq/litre) et du même ordre de grandeur que les années précédentes.

En 1992, les activités en strontium-90 mesurées dans les effluents des dépôts de Teufen et de Stein ne dépassaient pas 2,1 Bq/l et 1,2 Bq/l respectivement. Ces déterminations ont été effectuées par le Dr J. Beer (EAWAG, Dübendorf); elles sont comparables à celles des années précédentes.

### 3.6.4 Facteurs de transfert

Les facteurs de transfert sol-herbe et herbe-lait ont été déterminés sur les sites où des échantillons de sol, d'herbe et de lait ont été prélevés simultanément.

**Tableau 6**

**Facteurs de transfert**

| | **Sol-herbe** $(Bq/kg\ MS)_{herbe} / (Bq/kg\ MS)_{sol}$ **Rapportés à la masse** | | **Herbe-lait** $(Bq/g\ Ca)_{lait} / (Bq/kg\ MS)_{herbe}$ **Rapportés au calcium** | |
|---|---|---|---|---|
| | 1991 | 1992 | 1991 | 1992 |
| Lausanne | 2,4±0,2 | 4,6±0,5 | 0,09±0,01 | 0,07±0,01 |
| Arenenberg/TG | 0,9±0,1 | 0,5±0,1 | 0,20±0,04 | 0,09±0,01 |
| Finges/VS | 4,0±0,9 | 2,7±0,4 | 0,15±0,03 | 0,13±0,02 |
| Coire/GR | 1,2±0,1 | 3,0±1,2 | 0,23±0,04 | 0,59±0,09 |
| Grangeneuve/FR | 0,7±0,1 | 2,3±0,3 | 0,23±0,04 | 0,08±0,01 |
| Davos/GR | 2,1±0,2 | 1,2±0,1 | 0,10±0,01 | 0,11±0,01 |

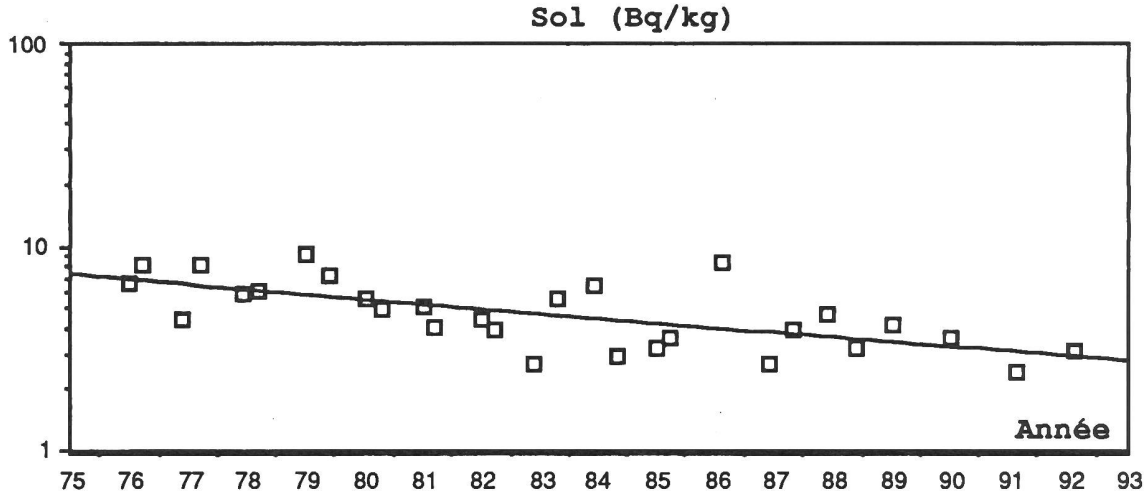
Les marges d'erreur figurant dans le tableau ne comprennent que l'incertitude due aux comptages.

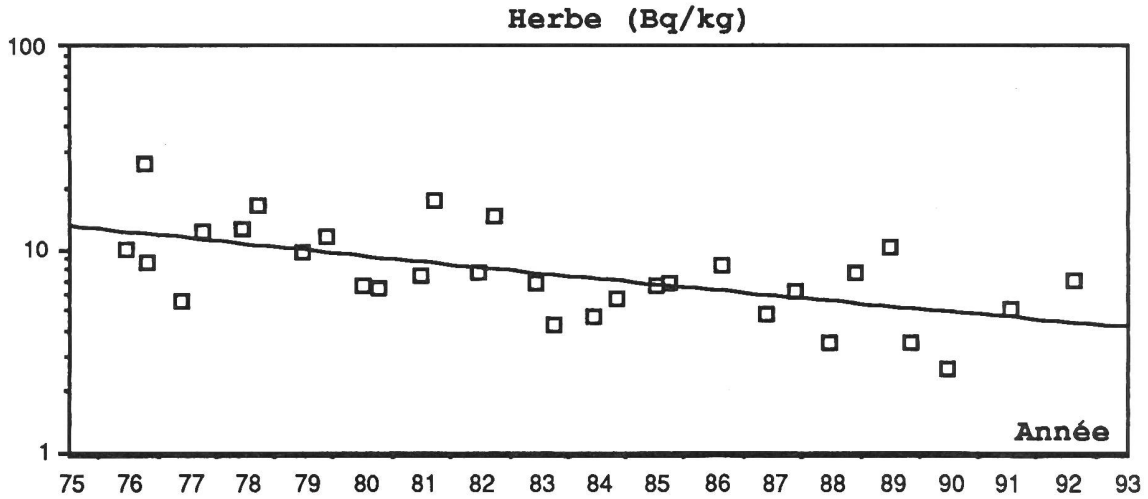
Bien que l'ordre de grandeur de ces facteurs de transfert empiriques reste le même d'une année à l'autre, on observe néanmoins de grandes fluctuations de caractère aléatoire, pour un même site, d'une année à l'autre; les facteurs de transfert sont influencés par de nombreux paramètres qu'il n'est pas possible de contrôler lors de prélèvements sur le terrain, contrairement aux facteurs de transfert déterminés par des cultures en laboratoire (conditions météorologiques, variétés d'herbe, présence de sol dans les échantillons d'herbe, etc.) [3]

### 3.6.5 Période apparente

Dans les sites de Grangeneuve/FR, Mühleberg, Gösgen et Leibstadt, où des déterminations de strontium-90 dans le sol, l'herbe et le lait sont effectuées depuis plus de quinze ans, la décroissance de l'activité de ce radionucléide en fonction du temps peut être considérée comme exponentielle. Pour un même site, les périodes apparentes, présentées dans le tableau 7, ne diffèrent pas significativement d'un type d'échantillon à l'autre. Elles sont significativement inférieures à la période physique du strontium-90 (28,1 ans), mettant ainsi en évidence la migration du radionucléide en profondeur dans le sol. C'est la période apparente du strontium-90 dans le sol qui détermine les périodes dans l'herbe et le lait. Les graphiques (voir fig. 1) présentent en coordonnées semi-logarithmiques la diminution de l'activité du strontium-90 dans le sol, l'herbe et le lait de Grangeneuve, de 1976 à 1992; les 3 droites peuvent être considérées comme parallèles [4].

**Figure 1 Période apparente du Sr-90 à Grangeneuve**



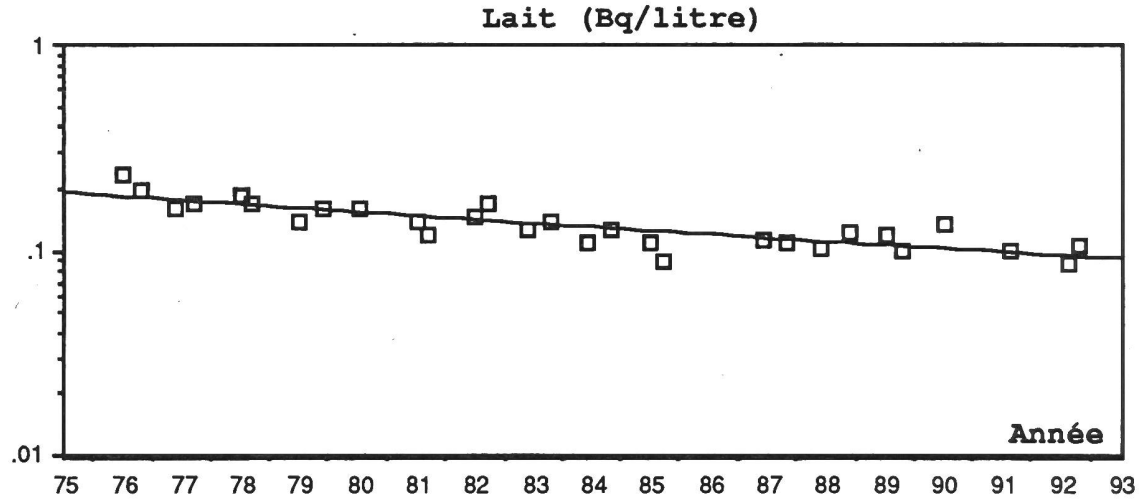



**Tableau 7**

**Périodes apparentes (ans) du Sr-90 dans le sol, l'herbe et le lait**

| Site | Sol | Herbe | Lait |
|---|---|---|---|
| Grangeneuve/FR | 13,0±2,9 [29] | 10,8±2,7 [31] | 16,9±2,2 [29] |
| Mühleberg/BE | 9,6±1,1 [17] | 9,7±1,5 [32] | 10,5±1,6 [8] |
| Gösgen/SO | 7,9±0,7 [17] | 7,7±1,0 [32] | 11,6±1,4 [14] |
| Leibstadt/AG | 8,3±1,0 [18] | 10,9±2,5 [25] | 11,5±1,3 [22} |

[ ] = nombre de valeurs

### 3.6.6 Comparaison avec les valeurs européennes

Les résultats des déterminations de strontium-90 dans l'environnement effectuées à l'étranger ne sont souvent pas directement accessibles. Aussi la comparaison présentée ici n'a pas la prétention d'être exhaustive.

La figure 2 et le tableau 8 présentent les concentrations en strontium-90 dans les sols, herbes, froments, laits et vertèbres humaines en Suisse et dans d'autres pays européens (Danemark, Angleterre, Allemagne, France, Italie) [5-10] pour ces dernières années. Les activités en strontium-90 ont été rapportées au calcium et non à la masse, ce qui a pour effet de diminuer la dispersion des résultats.

Les concentrations pour les échantillons suisses de plaine sont proches des valeurs européennes, excepté pour l'herbe, le froment et le lait en provenance du Tessin où les activités en strontium-90 sont plus élevées.

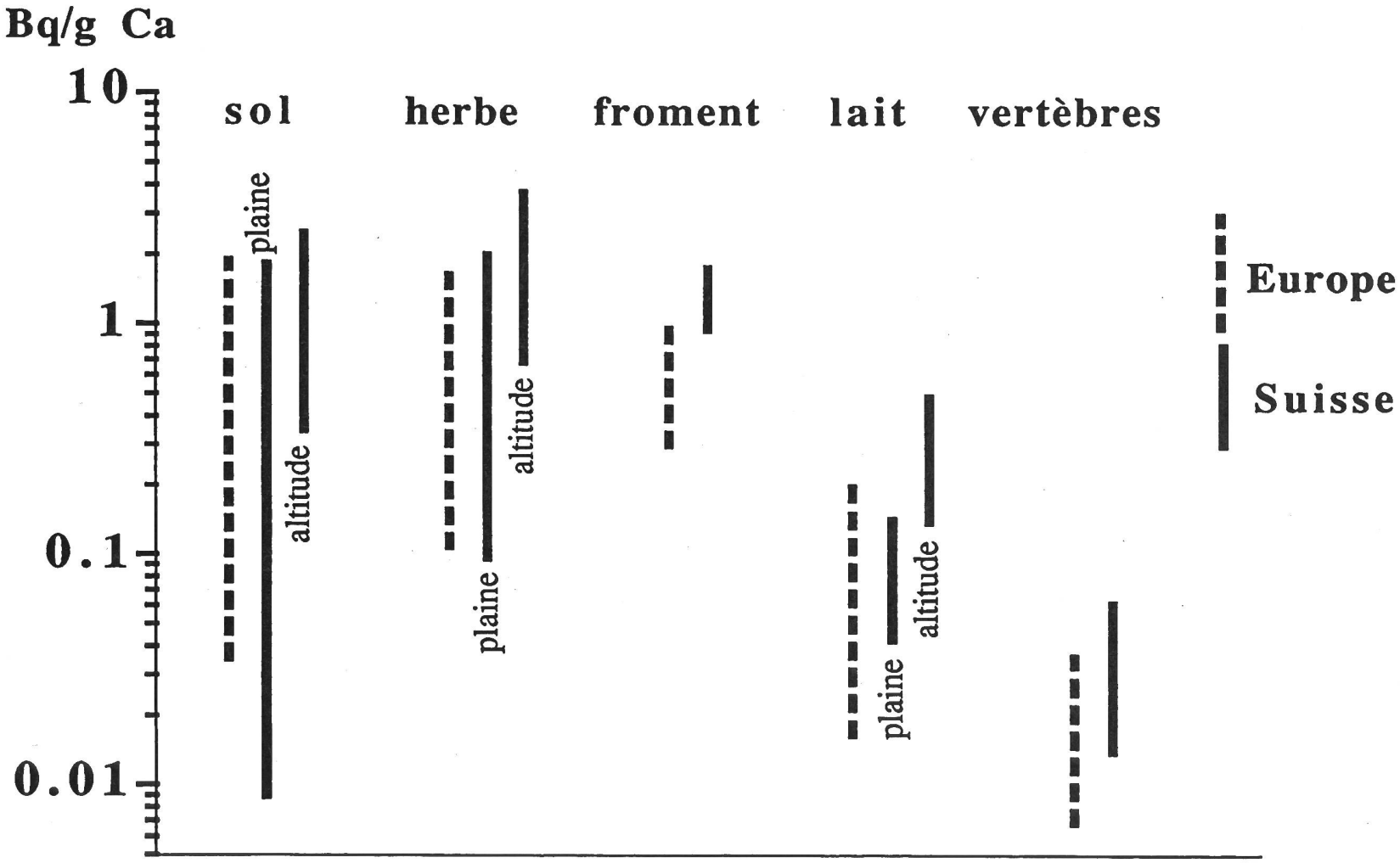
**Tableau 8**

**Comparaison des activités en Sr-90 [Bq/g Ca] avec les valeurs européennes**

| | **Europe** | **Suisse plaine** | **Suisse altitude** |
|---|---|---|---|
| sol | 0,036 - 1,9 | 0,009 - 1,79 | 0,35 - 2,45 |
| herbe | 0,110 - 1,7 | 0,097 - 1,98<br>Tessin: 4,14 | 0,69 - 3,69 |
| froment | 0,310 - 1,0 | 0,950 - 1,73<br>Tessin: 2,35 | |
| lait | 0,017 - 0,22 | 0,043 - 0,14<br>Tessin: 0,42 | 0,139 - 0,48 |
| Vertèbres | 0,007 - 0,036 | 0,014 - 0,061 | |

Pour les échantillons de sols, herbes et laits des sites suisses d'altitude les intervalles de concentration en strontium-90 sont décalés vers le haut par rapport aux échantillons de plaine. Ce décalage est plus marqué pour les herbes que pour les sols. Les activités en strontium-90 plus élevées mesurées dans les laits de montagne pourraient s'expliquer par la plus grande surface de pâture du bétail. Pour les sols et herbes les raisons de ces valeurs élevées restent encore inexpliquées.

# Figure 2 Comparaison du strontium-90 en Bq/g Ca



**Remerciements**

Que toutes les personnes qui ont contribué à ce travail en fournissant les échantillons trouvent ici l'expression de notre reconnaissance: la section de surveillance de la radioactivité à Fribourg, les laboratoires cantonaux concernés, les instituts de pathologie de Bâle, Coire, Lausanne, Locarno, St. Gall, Sion et Zürich, les médecins dentistes des cabinets dentaires scolaires de Bâle, Coire, Lausanne, Lugano, St. Gall, Sion et Zürich, ainsi que le Dr. G. Ferrazzini à Lugano.

**Bibliographie**

[1] Strontium-90. In: Ionizing Radiation: Sources and Biological Effects, UNSCEAR Report, United Nations Publication, New-York 1982, p. 216.

[2] Some Aspects of Strontium Radiobiology, NCRP Report N0. 110, Bethesda, 1991, p. 38-48.

[3] 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] C. Friedli, J.J. Geering, P. Lerch, Radiochim. Acta **52/53** (1991) p.237.

[5] A. Ingarrica, S. Mancioppi, Rapporto annuale sulla radioattività ambientale in Italia. vol. 1 retinazionali 1990, ENEA-DISP.

[6] Tableaux mensuels des mesures du SCPRI (Service central de protection contre les rayonnements ionisants, Paris), oct. 1991 - sept. 1992.

[7] D.M. Smith, D. Welham, K.A. Bulloch, I.E. Clark, C. Gon, Environmental radioactivity surveillance programme. Results for 1990. National Radiological Protection Board UK.

[8] A. Aarkrog, L. Bøtter-Jensen, Chen Qing Jiang, H. Dahlgaard, S. Sogaard-Hansen et al.. Environnmental Radioactivity in Denmark in 1988 and 1989, Risø National Laboratory, Roskilde, Denmark, July 1991.

[9] Radioaktivität in Baden-Würtemberg, Jahresbericht 1991.

[10] M.H. Gerzabek, Ch. Artner, P. Horak, K. Mück, Results of field studies on $^{90}Sr$ and stable Sr soil-to-plant transfer. Österreischisches Forschungszentrum Seibersdorf, jan. 1992.

# 3.7. ERGEBNISSE DER GANZKÖRPERMESSUNGEN

**C. Wernli [1], M. Boschung [1] und A. Donath [2]**

1) Abteilung Strahlenhygiene, PSI, 5232 VILLIGEN-PSI
2) Abt. Nuklearmedizin des Kantonsspital, av. Micheli-du-Crest 24, 1211 GENÈVE 4

## 3.7.1. Zusammenfassung

*Ganzkörpermessungen zur Bestimmung des Radioaktivitätsgehaltes im menschlichen Körper werden regelmässig an Mitarbeitern des Paul-Scherrer-Institutes (PSI) in Villigen und an Gymnasiasten aus Genf durchgeführt. Der mittlere Gehalt an Caesium-137 vom Reaktorunfall in Tschernobyl war 1992 vergleichbar mit den Werten des Vorjahres; die Messwerte aus Genf lagen sehr nahe an der Messgrenze.*

## 3.7.2. Ziele und Messprogramm

Zur Zeit werden im PSI die Ganzkörpermessungen nur zur Überwachung der beruflich strahlenexponierten Personen eingesetzt, von denen viele im Kanton Aargau wohnen. Bei Ereignissen mit Verdacht auf Inkorporation radioaktiver Stoffe (wie nach Tschernobyl oder nach atmosphärischen Bombentests) werden auch Personen der Bevölkerung gemessen.

Bei den Messungen am Kantonsspital Genf handelt es sich um rund zwanzig 17-19-jährige Mädchen und Knaben aus einem Genfer Gymnasium. An dieser langjährigen Messreihe kann der zeitliche Verlauf der Caesium-Aktivität sowie die Einflüsse des Atombombenausfalles und des Tschernobyl-Unfalles dargestellt werden.

## 3.7.3. Messverfahren

Für die Ganzkörpermessungen werden grossvolumige NaJ-Kristalle in speziell abgeschirmten Messkammern (mit Blei- und Eisenabschirmung) eingesetzt. Die Messung einer Person dauert in der Regel etwa zehn Minuten. Die Kalibrierung erfolgt mittels eines Phantoms, dessen Aktivität bekannt ist.

## 3.7.4. Zusammenfassung der Ergebnisse (siehe Fig. 1 und 2)

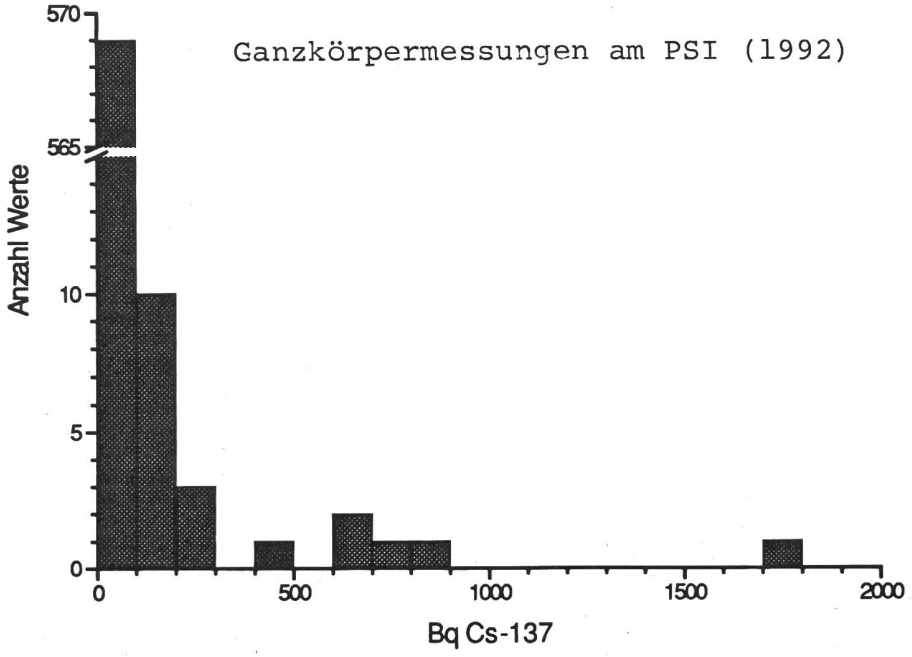
Im Rahmen der Inkorporationsüberwachung der beruflich strahlenexponierten Personen wurden am PSI 1992 588 Messungen im Ganzkörperzähler durchgeführt. Dabei ergab sich über das ganze Jahr im Durchschnitt eine Cäsium-Aktivität von 108 Bq. Ueber 95% der Messwerte liegen unterhalb der Nachweisgrenze von 100 Bq. Die vereinzelt erhöhten Werte sind auf Arbeiten mit radioaktiven Materialen in kontrollierten Zonen des PSI zurückzuführen und liegen weit unterhalb der Grenzwerte für beruflich strahlenexponierte Personen.

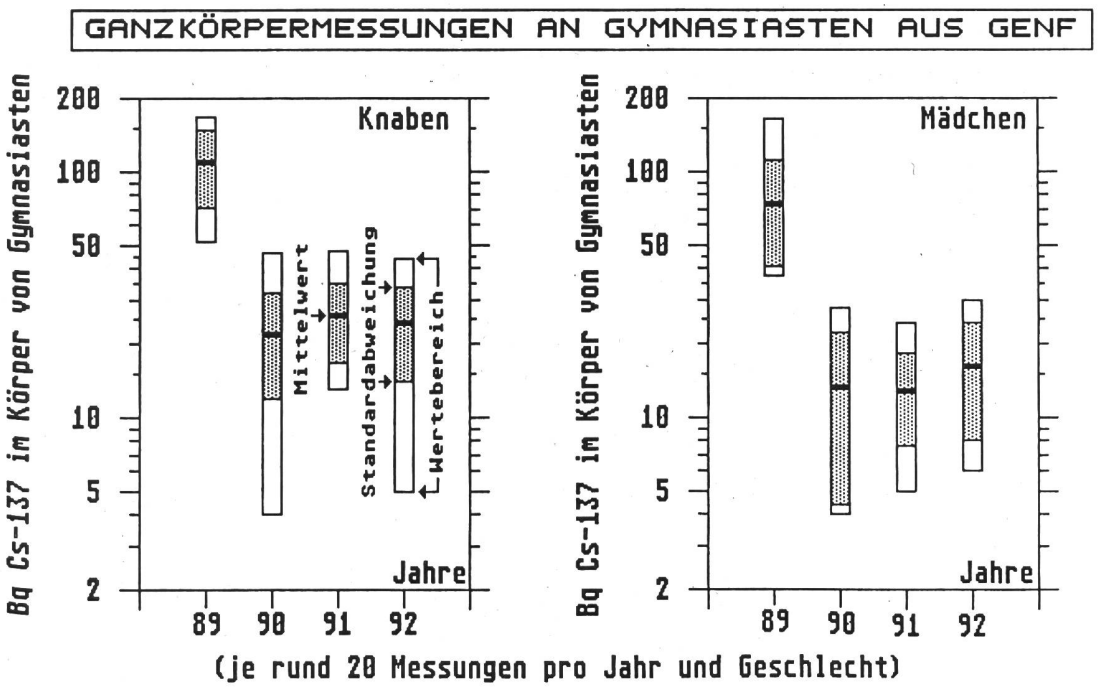
Die Messwerte an Gymnasiasten aus Genf lagen durchwegs unter 50 Bq Caesium-137, und sind auch im Durchschnitt (24 Bq bei den Knaben und 16 Bq bei den Mädchen) tiefer als jene des Paul-Scherrer-Institutes; sie haben aber gegenüber den Vorjahren nicht mehr

abgenommen, wie aus Fig. 2 ersichtlich ist. Die Werte von 1989 zeigen noch den Einfluss von Tschernobyl.

### 3.7.5. Bewertung und Interpretation

Ein dauernder Gehalt von 108 Bq Caesium-137 (PSI) im Körper einer erwachsenen Person führt zu einer Jahresdosis von ca. 0.004 milli-Sievert; der Durchschnittswert von 20 Bq Caesium-137 bei den Genfer Schülern entspricht < 0.001 milli-Sievert pro Jahr. Demgegenüber beträgt die mittlere Jahresdosis durch das natürliche Kalium-40 (2.3 g/kg d.h. 72 Bq/kg bei den Knaben bzw. 2.0 g/kg d.h. 61 Bq/kg bei den Mädchen), das wie Caesium im Muskelgewebe eingebaut wird, ca. 0.2 milli-Sievert.



# 3.8. DIE AUTOMATISCHE ÜBERWACHUNG DER ORTSDOSEN MIT NADAM

**D. Rauber, A. Leonardi**

Nationale Alarmzentrale, Postfach, 8044 ZÜRICH
Eidg. Departement des Innern

## 3.8.1. Zusammenfassung

*Das Netz für automatische Dosisalarmierung und -messung NADAM dient der grossräumigen Überwachung der Ortsdosisleistung in der Schweiz und der Alarmierung der zuständigen Stellen beim Überschreiten der Messwerte einer vorgegebenen Alarmschwelle.*

*Im vergangenen Jahr waren erstmals alle 58 Stationen des erweiterten NADAM-Netzes in Betrieb. Damit konnten die Erfahrungsbereiche, innerhalb derer sich die natürlichen Schwankungen der Ortsdosisleistung bewegen, auch für die zuletzt realisierten NADAM-Stationen aufgrund der Messwerte eines ganzen Jahres ermittelt werden.*

*Bis auf die erhöhten Messwerte der Sonde von Beznau, gestört durch Röntgenuntersuchungen an Werkstücken am 8. Mai, sind keine spezielle Vorkommnisse zu verzeichnen.*

*Die im Jahre 1991 am Standort La Dôle getroffenen technischen Massnahmen, um die Störeinflüsse des Flugsicherungsradars zu unterdrücken, haben sich bewährt.*

*Anlässlich einer breit angelegten Übung des Armeestabsteiles der Nationalen Alarmzentrale konnten letzten Herbst ergänzende Messungen der aktuellen Situation der Ortsdosisleistung in der Schweiz gewonnen werden. Die Resultate dienen der Nationalen Alarmzentrale als Grundlage für die Beurteilung von Messwerten in einem Ereignisfall mit erhöhter Radioaktivität.*

## 3.8.2. Betriebsverlauf / spezielle Ereignisse

Das Netz zeichnete sich auch im Jahre 1992 durch eine hohe Verfügbarkeit aus.

Diese hohe Verfügbarkeit wird dank der Benutzung des automatischen Messnetzes der Schweizerischen Meteorologischen Anstalt SMA erreicht. Seit dem 1.1.92 ist die SMA auch für Wartung und Unterhalt der NADAM-Sonden zuständig.

Das einzige nennenswerte Ereignis war ein Totalausfall des Kommunikationsrechners am 23.7.92 während sechs Stunden, sonst waren nur kurze Ausfälle bei der Datenübermittlung einzelner Stationen zu verzeichnen. Damit konnte eine praktisch lückenlose Überwachung der Ortsdosisleistung in der Schweiz gewährleistet werden.

Die einzigen erhöhten Werte, die auf eine künstliche Ursache zurückzuführen waren, wurden am 8. Mai an der Station Beznau registriert. Diese Erhöhungen wurden durch Röntgenuntersuchungen an Werkstücken in der unmittelbar neben der Sonde gelegenen Montagehalle des

Kernkraftwerks Beznau verursacht. Für die Bevölkerung bestand aber zu keiner Zeit eine Gefährdung.

Andere kurzzeitige Erhöhungen der Ortsdosisleistung waren auf natürliche Ursachen zurückzuführen, wobei die mit Niederschlägen verbundene Ablagerung der aerosolgebundenen Radonzerfallsprodukte im Vordergrund stehen. Erhöhungen einzelner Werte können bei Gewittertätigkeit auch durch elektromagnetische Störeinflüsse verursacht werden.

Im Jahre 1991 wurden bei der Sonde am Standort La Dôle technische Massnahmen ergriffen, um die elektromagnetischen Störeinflüsse des nahegelegenen Flugsicherungsradar zu unterdrücken. Dass die Massnahmen erfolgreich waren, belegen die Messwerte, indem für die Berichtsperiode die früher beobachteten abnormalen Erhöhungen nicht mehr festgestellt werden konnten.

### 3.8.3. Erfahrungsbereiche

Nachdem letztes Jahr die Erfahrungbereiche nicht angepasst wurden, mussten aufgrund der Daten des Jahres 1992 Aenderungen bei einzelnen Stationen vorgenommen werden. Eine der Ursachen ist die weitere Abnahme des Anteiles der Strahlung, der noch von der Deposition während des Unfalles von Tschernobyl herrührt. Dies betrifft hauptsächlich die Stationen in den Kantonen Tessin und Graubünden. Zur Illustration ist in der Figur 1 die Abnahme der Erfahrungswerte der beiden Stationen Lugano und Hinterrhein für den Zeitraum 1988 bis 1992 dargestellt.

Anpassungen sind zum Teil auch für jene Stationen nötig, die Ende 1991 in Betrieb genommen wurden und deren Erfahrungsbereiche nur aufgrund einer kurzen Zeitperiode ermittelt werden konnten. Zudem musste die Station Magadino versetzt werden, was ebenfalls eine Anpassung nötig macht.

**Die Anpassungen sind aus der nachfolgenden Tabelle ersichtlich (Angaben in nSv/h) *):**

| Station | Erfahrungswert 1990 | Erfahrungswert 1992 | Erfahrungs-bereich | Ursache |
|---|---|---|---|---|
| Chasseral | 131 | 137 | 120-160 | neue Station |
| Hinterrhein | 215 | 206 | 180-240 | Tschernobyl |
| Locarno | 225 | 212 | 180-240 | Tschernobyl |
| Lugano | 171 | 163 | 140-190 | Tschernobyl |
| Magadino | 208 | 187 | 160-220 | neuer Standort |

*) 1 nSv/h = 8.76 µSv/Jahr; 1 mSv/Jahr = 114 nSv/h

Die Erfahrungswerte der übrigen Stationen haben sich praktisch nicht verändert (Abweichungen < 5%), was bedeutet, dass die Messonden eine hohe Stabilität aufweisen.

Eine Übersicht über die Erfahrungswerte ist in Figur 2 dargestellt. Ebenfalls angegeben sind für jede Station der höchste und der tiefste Wochenmittelwert.

### 3.8.4. Ergänzende Messungen

Bei einem Ereignis mit erhöhter Radioaktivität kann die Nationale Alarmzentrale NAZ durch Aufbieten der sogenannten Atomwarnposten die Messdichte für die Ortdosisleistung erhöhen. Bei den Atomwarnposten handelt es sich zum grössten Teil um speziell ausgebildete Polizisten der kantonalen Polizeikorps, die diese Aufgabe zugunsten der Einsatzorganisation bei erhöhter Radioaktivität wahrnehmen. Seit 1990 stehen diesen Posten neben den Messgeräte, wie sie in der Armee und im Zivilschutz im Einsatz stehen, neue Geräte zur Verfügung (Automess 6150 AD 2), mit denen bis zur natürlichen Umgebungsstrahlung gemessen werden kann. In regelmässig stattfindenden Tests messen diese Posten die aktuelle Ortsdosisleistung.

Um eine gesamtschweizerische Übersicht über die aktuelle Ortsdosisleistung mit einer möglichst grossen Messdichte zu erreichen, führte der Armeestabsteil der Nationalen Alarmzentrale die Übung NARACH (**NA**türliche **RA**dioaktivität **SCH**eiz) durch. Mehrere Messtrupps ermittelten während einer Woche auf vorbestimmten Marschrouten die Ortsdosisleistung. Die Routen wurden so festgelegt, dass die besiedelten und landwirtschaftlich genutzten Gebiete der Schweiz möglichst gleichmässig abgedeckt wurden und die Messdauer pro Parcours mindestens eine Stunde betrug. In der gleichen Zeitperiode führten die Atomwarnposten eine weitere Messung der Ortsdosisleistung durch (4. KOMEG-Test). Damit lagen am Ende der Woche gesamthaft rund 450 Messungen vor.

Obwohl die Messungen, die vom Armeestabsteil durchgeführt wurden, nicht mit jenen einer wissenschaftlichen Messkampagne verglichen werden können, ergeben die Resultate ein konsistentes Bild. Wie Figur 4 zeigt, schwanken die Werte im Mittelland und im Jura zwischen 60 und 80 nSv/h. Im Alpengebiet bewegen sich die Werte zwischen 80 und 140 nSv/h und fallen im südlichen Teil des Kantons Tessin wieder unter 100 nSv/h. Die höheren Werte im Alpengebiet sind auf die mit zunehmender Höhe intensivere kosmische Strahlung und auf den zum Mittelland und Jura unterschiedlichen geologischen Untergrund zurückzuführen.

Das während der Übung NARACH gewonnene Bild der Ortsdosisleistung deckt sich mit den Daten des automatischen Netzes NADAM. Ein direkter Vergleich dieser Daten ist jedoch nicht möglich, da die Werte der beiden Messgeräte im Bereich der natürlichen Strahlung technisch bedingte Abweichungen aufweisen. Dieser bereits vor der Übung bekannte Effekt konnte mit den Messergebnissen im Detail dokumentiert werden, so dass eine gesamthafte Auswertung der Messdaten der verschiedenen Messmittel in Zukunft möglich sein wird. Mit den während der Übung NARACH und den verschiedenen KOMEG-Tests durchgeführten Messungen verfügt die Nationale Alarmzentrale über das nötige Datenmaterial, um im Ereignisfall die Messwerte der Atomwarnposten richtig beurteilen zu können.

### 3.8.5. Weitere Veröffentlichungen und Aktivitäten im In- und Ausland

Die NADAM-Werte von 16 ausgewählten Stationen sind auf TELETEXT-Seite 485/1 und 2 täglich abrufbar. Mit der Neustrukurierung des TELETEXT-Inhaltsverzeichnisses werden die NADAM-Daten ab 4. Mai 1993 neu auf Seite 706 erscheinen.

Die französische Strahlenschutzbehörde (Service Central de Protection contre les Rayonnements Ionisants SCPRI) hat sich zur Aufgabe gemacht, neben den eigenen Radioaktivitätsdaten auch solche einzelner Stationen der Nachbarländer auf dem System MINITEL (entspricht unserem System VIDEOTEX) zu veröffentlichen. Seit dem 1. Oktober 1992

können die Tagesmittelwerte von sechs Schweizer Stationen unter dem Code TELERAY auf diesem System abgerufen werden.

Die meisten europäischen Länder betreiben automatische Netze für die Messung der Ortsdosisleistung. Die verschiedenen im Einsatz stehenden Messgeräte zeigen zum Teil unterschiedliche Empfindlichkeiten. Um die Messwerte dieser Netze vergleichen zu können, werden an bestimmten Stationen Parallelmessungen verschiedener Sonden durchgeführt. Seit Februar 1992 betreibt das oben genannte SCPRI zu diesem Zweck in Payerne eine französische Sonde. Eine NADAM-Sonde wird dieses Jahr auf dem Schauinsland bei Freiburg im Breisgau (Deutschland) installiert.

Diese Vergleichsmessung bilden die Basis für den immer mehr an Bedeutung gewinnenden internationalen Datenaustausch.

### 3.8.6. Interkalibrationsmessungen

Während mit den oben beschriebenen Aktivitäten möglichst viele Erfahrungen gewonnen werden sollen, sind zielgerichtete Messungen durch Spezialisten geplant und zum Teil bereits durchgeführt worden. Diese wissenschaftlich abgestützten Messungen dienen dazu, die Ursachen für die Abweichungen der verschiedenen Systeme zu verstehen und mögliche Korrekturalgorithmen zu erarbeiten.

Bereits 1992 wurden durch das Paul Scherrer Institut PSI Vergleichsmessungen mit einigen in der Schweiz gebräuchlichen Messgeräte in Angriff genommen. Damit konnten erste Resultate von Parallelmessungen mit einer NADAM-Sonde, einem Atomess 6150 AD 2 (EG 90), einer Reuter-Stokes Ionisationskammer und einer Luftionisationskammer gewonnen werden. Die Daten bedürfen noch einer detailierten Auswertung. Weitere Messungen sind geplant, insbesondere mit einer MADUK-Sonde, die in die Untersuchungen bis jetzt nicht einbezogen werden konnte. Erste Aussagen bezüglich dem Verhalten der NADAM-Sonden sind bereits heute, wenn auch nicht abschliessend, möglich:

- Die NADAM-Sonde weist eine relativ hohe Eigenimpulsrate auf, die in der Grössenordnung von 20 nSv/h liegen dürfte.

- Das Ansprechverhalten der NADAM-Sonde auf die kosmische Strahlung weicht von jener der anderen Messgeräte ab.

An der Physikalisch Technischen Bundesanstalt Braunschweig (PTB) ist ein Langzeitprojekt vorgesehen, bei dem Sonden unterschiedlicher Messnetze am gleichen Standort während einem Jahr betrieben werden sollen. Die Inbetriebnahme einer NADAM- und einer MADUK-Sonde in Braunscheig ist auf Frühjahr 1993 geplant. Die Durchführung und Auswertung der Messungen erfolgt auf einer wissenschaftlichen Basis durch die PTB.

Eine gesamthafte Auswertung der verschiedenen Untersuchungen und der anlässlich von Uebungen gewonnenen Erfahrungen ist für 1993 vorgesehen.

### 3.8.7. Schlussfolgerungen

Seit fünf Jahren steht das automatische Netz NADAM im Routinebetrieb und hat sich bewährt. Im Normalfall stellt es ein wichtiges Mittel für die Überwachung der Radioaktivität dar. Bei erhöhten Werten wird die Nationale Alarmzentrale automatisch alarmiert und im Ereignisfall ermöglicht das Netz eine rasche und grossräumige Erfassung und Beurteilung der Ortsdosisleistung in der Schweiz. Mit den Atomwarnposten können die Messwerte des Netzes situationsabhängig ergänzt werden.

## Legenden zu den Figuren

**Figur 1**

Stationen in Gebieten, die von radioaktiven Niederschlägen nach dem Unfall in Tschernobyl stark betroffen waren, zeigen eine kontinuierliche, deutliche Abnahme der Ortsdosisleistung. Diese Abnahme entspricht der Reduktion des künstlichen Anteils der Strahlung (hauptsächlich Zerfall des Cs-134 und Eindringen der langlebigen Radionuklide in tiefere Bodenschichten).

In der Graphik ist der Verlauf der Erfahrungswerte der Jahre 1988 bis 1992 für die Orte Lugano und Hinterrhein dargestellt.

**Figur 2**

In der Schweiz variiert die durchschnittliche Ortsdosisleistung an den Standorten der NADAM-Sonden zwischen ca. 110 und 225 nSv/h. Diese Unterschiede haben folgende Ursachen: Der Anteil der natürlichen Strahlung ist nach Art und Zusammensetzung des Bodens örtlich verschieden, und die Intensität der kosmischen Strahlung nimmt mit der Höhe zu. Der künstliche Beitrag durch den Tschernobylausfall und der Atombombentests ist heute praktische vernachlässigbar.

**Figur 3**

In der Woche vom 31.8. bis 3.9.1992 wurde an 454 Stellen die Ortsdosisleistung gemessen (347 Messparcours durch die Angehörigen des Armeestabsteiles NAZ und 107 Messungen durch die Atomwarnposten).

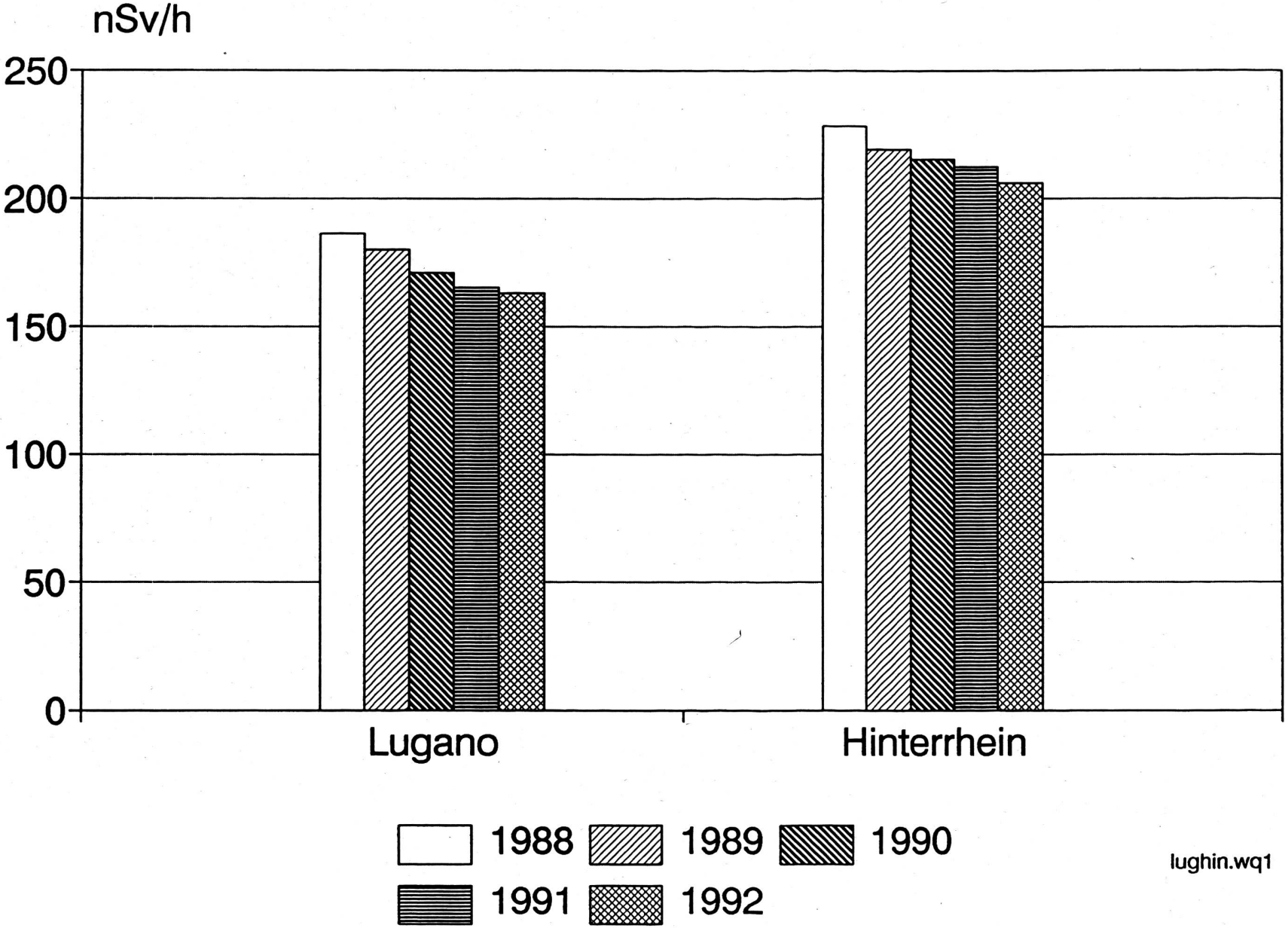
**Figur 4**

Für die Erstellung der Übersichtskarte der aktuellen Ortsdosisleistung in der Schweiz für die Woche vom 31.8. bis 3.9.1992 wurden sowohl die Daten der Messtrupps des Armeestabsteiles NAZ als auch die Messungen der Atomwarnposten verwendet.

**Figur 1**

# Verlauf der Erfahrungswerte

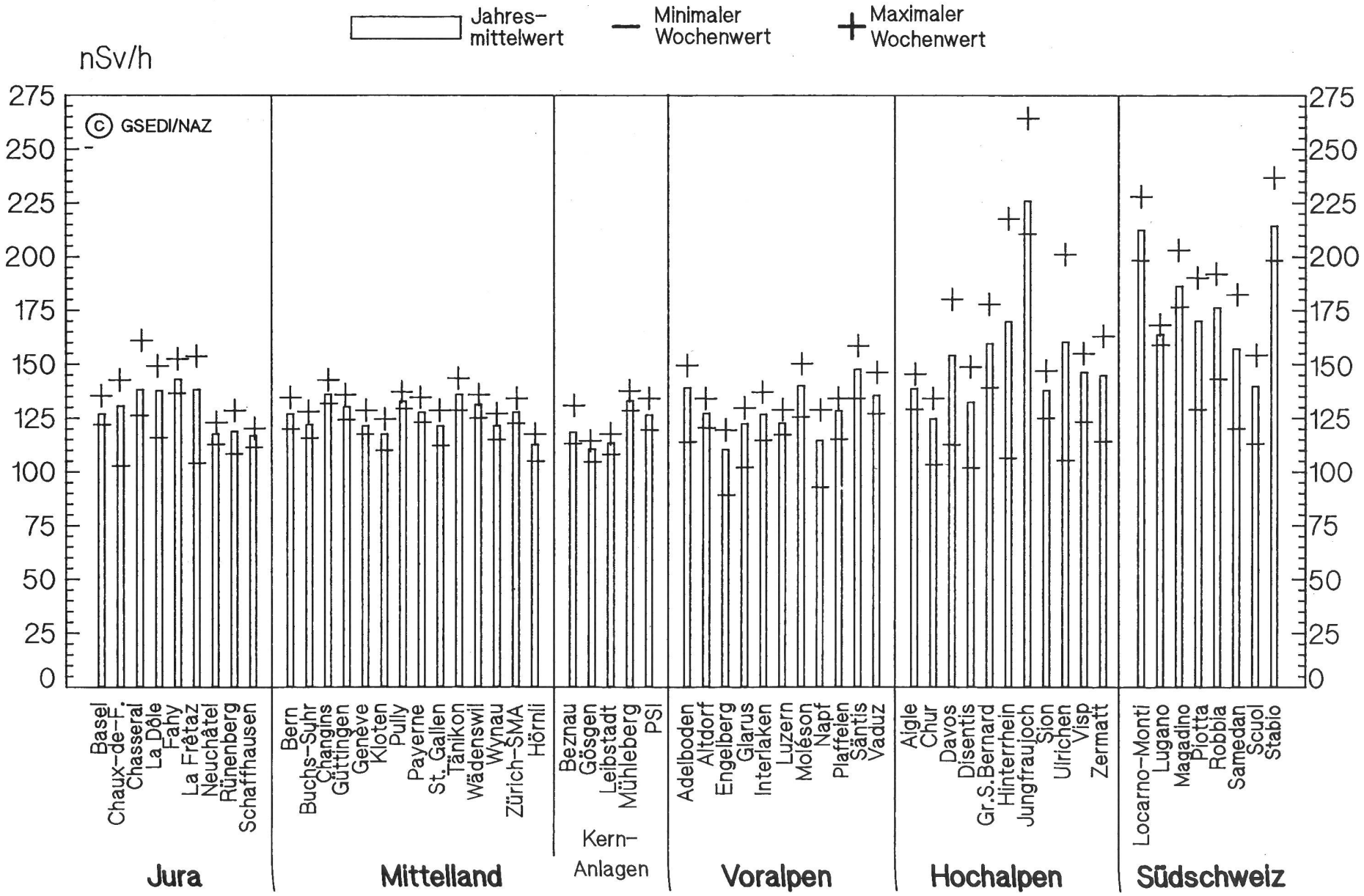
## für zwei ausgewählte Stationen




lughin.wq1

# Figur 2

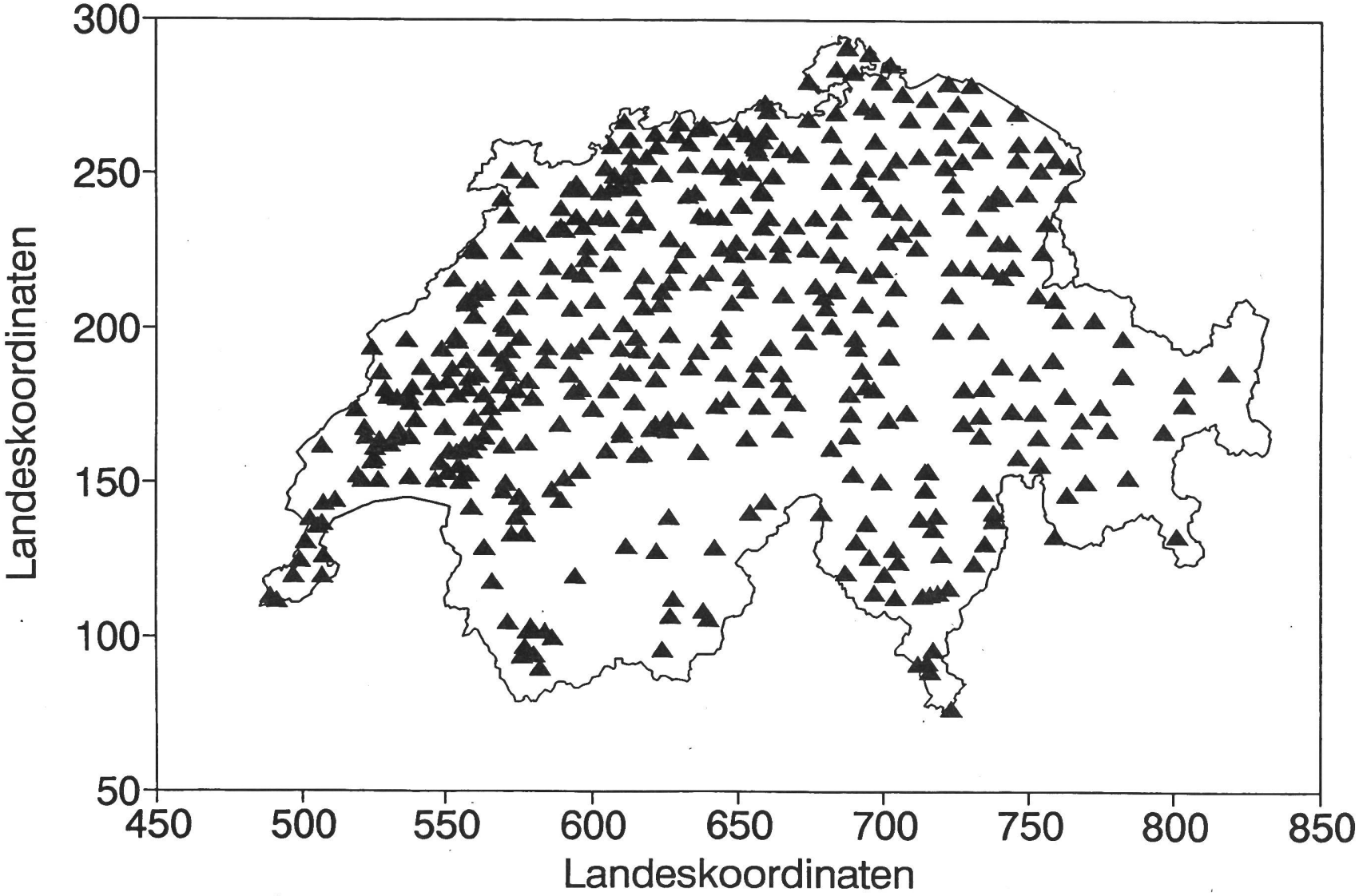
## Jahresmittelwerte 1992 nach Regionen




LeJV-92 GAL
NAZ 25.02.1993

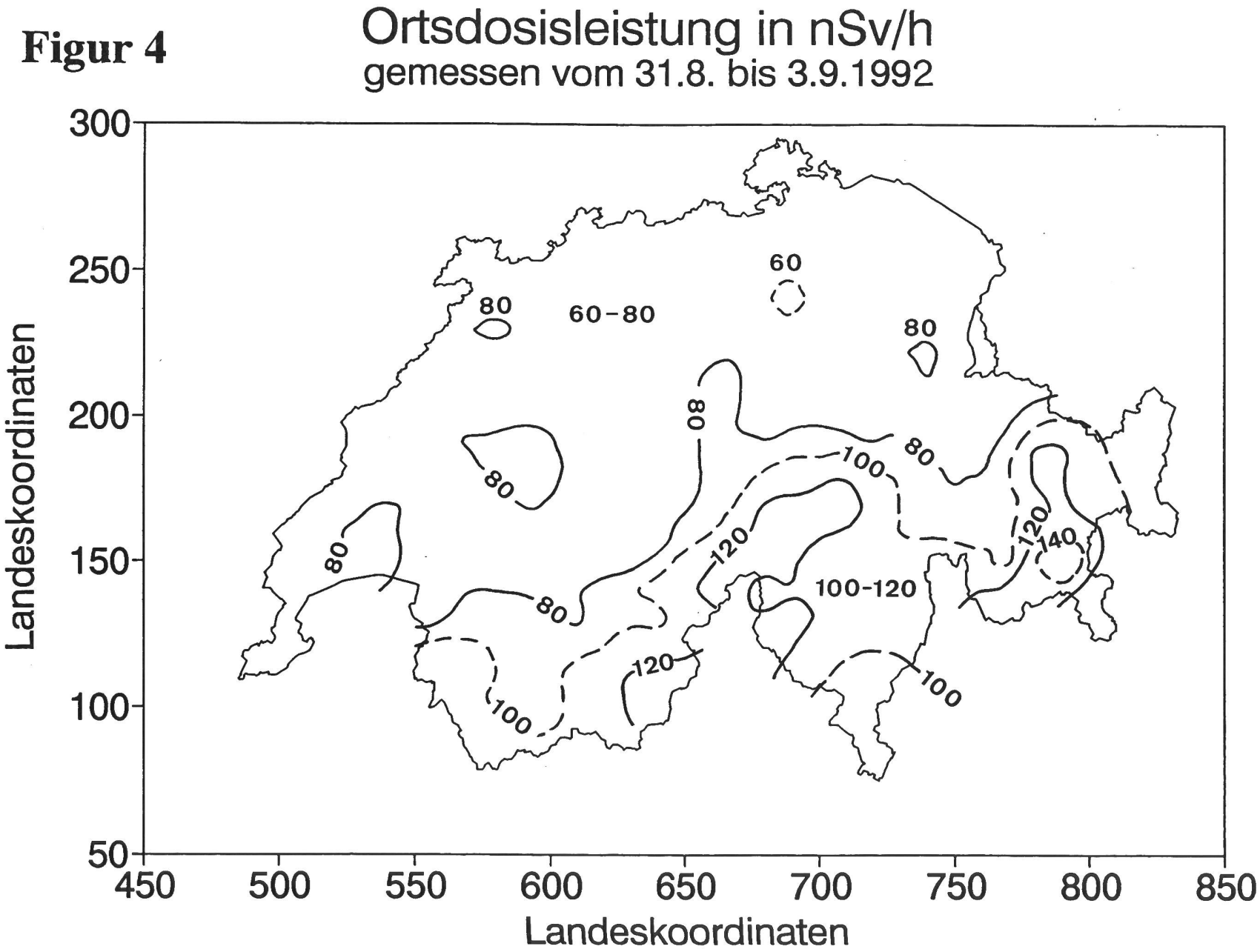
**Figur 3**

# Messungen der Ortsdosisleistung
31.8. bis 3.9.1992




NAZ Ra, 03.93/NARACH-1.WQ1

**Figur 4**


Ortsdosisleistung in nSv/h
gemessen vom 31.8. bis 3.9.1992
Landeskoordinaten
Landeskoordinaten
300
250
200
150
100
50
450
500
550
600
650
700
750
800
850
60
60-80
80
80
80
80
80
80
100
120
120
140
100-120
100
100
120

# 3.9. AERORADIOMETRISCHE AUFNAHMEN IN DER UMGEBUNG DER SCHWEIZERISCHEN KERNANLAGEN

**G. Schwarz, E. Klingelé, L. Rybach**

Forschungsgruppe Geothermik und Radiometrie, Institut für Geophysik der ETH
Hönggerberg, 8093 ZÜRICH

## 1. Zusammenfassung

*Es wird über die als Teil der Umgebungsüberwachung durchgeführten Aeroradiometrie-Flüge in der Umgebung der Kernanlagen berichtet.*

## 2. Zweck der Messungen

Helikoptermessungen erlauben die schnelle und flächendeckende Erfassung der künstlichen und natürlichen Radioaktivität des Bodens. Die Messungen erfolgen mit einem hochempfindlichen 4x4x16 Zoll Natriumjodid-Detektor mit einem Gesamtvolumen von 16.8 Litern. Solche Geräte wurden ursprünglich für die Erfassung natürlicher Radionuklide, insbesondere Uran und Thorium, entwickelt. Im vorliegenden Fall steht jedoch die Erfassung der künstlichen Radioaktivität im Vordergrund.

Seit 1989 wird die Umgebung (rund 50 $km^2$) der schweizerischen Kernanlagen Mühleberg, Beznau (KKB), Gösgen-Däniken (KKG), Leibstadt (KKL) und des Paul Scherrer Institutes (PSI) in Villigen im Auftrag der Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK), jährlich vermessen. Mit diesen Messungen werden langfristige Veränderungen des Strahlungspegels erfasst. Die Messungen gehören daher zur Umgebungsüberwachung der Kernanlagen und können bei einem Verstrahlungsfall auch als Vergleichsbasis herangezogen werden. Das Messgerät soll auch bei Stör- und Unfällen mit Freisetzung von Radioaktivität zur Ortung der radioaktiven Quellen eingesetzt werden. Deshalb dienen diese Flüge auch der Störfallvorsorge. Durch Anfliegen derselben Flugrouten werden Vergleiche zwischen den jährlichen Messungen möglich ("Beweissicherung"). Die Ergebnisse werden jährlich in Berichten niedergelegt.

Im Rahmen der geophysikalischen Landesaufnahme wurden zusätzlich Gebiete mit erhöhtem natürlichem Strahlungspegel im Massstab 1:200'000 kartiert. Diese Karten werden hauptsächlich zur geologischen Übersichtskartierung eingesetzt. Die Messungen konzentrieren sich auf das Gebiet zwischen Lötschental und Walensee und decken über 4'000 $km^2$ ab.

## 3. Messverfahren

Das aeroradiometrische Messsystem wurde 1992 grundlegend erneuert. Damit steht nun ein modernes, wartungsfreundliches System mit einem für einen NaI-Detektor sehr guten Energieauflösungsvermögen und integrierter Satellitenpositionierung (GPS) zur Verfügung. In Figur 1 ist das Schema der neuen Messapparatur abgebildet.

Bei der Messung wird die terrestrische Gammastrahlung der künstlichen und natürlichen Radionuklide im Erdboden spektrometrisch erfasst. Bestimmt werden insbesondere die natürlichen Nuklide der Uran/Radium- und Thoriumzerfallsreihen, das natürliche Kalium-40 sowie

künstliche, d.h. durch menschliche Aktivitäten verursachte Beiträge. Künstliche Radioaktivität wurden beispielsweise bei den Kernwaffenversuchen (Caesium-137) und beim Tschernobylunfall freigesetzt.

Während des Fluges wird jede Sekunde ein 256 Kanäle umfassendes Gammaspektrum registriert und auf Speicherkarten festgehalten. Dies entspricht bei der durchschnittlichen Fluggeschwindigkeit von 25 m/s einem Messpunktabstand von 25 m auf der Messlinie. Die Flughöhe beträgt 100 m, der Fluglinienabstand 250 m. Die Flüge werden mit einem Ecureuil-Helikopter der HELISWISS AG (Belp/BE) durchgeführt.

## 4. Datenverarbeitung

Für die Datenverarbeitung nach dem Flug sowie für die kartographische Darstellung, wurde das integrierte Softwarepaket GAMERO entwickelt. Die Qualitätskontrolle der Messresultate, sowie eine erste Schnellauswertung kann bereits im Feld, unmittelbar nach der Landung des Helikopters erfolgen.

Für die numerische Auswertung können entweder die Energiebereiche der gesuchten Radionuklide einzeln untersucht werden (z.B. Co-60-Fenster, Cs-137-Fenster). Daneben hat es sich jedoch auch als nützlich erwiesen, das Verhältnis des hochenergetischen zum niederenergetischen Anteil des Spektrums, den sogenannten "MMGC-Ratio", heranzuziehen. Da zum hochenergetischen Teil des Spektrums praktisch nur die natürlichen Nuklide beitragen, während die künstlichen bevorzugt in den niederenergetischen Teil fallen, ist der "MMGC-Ratio" ein guter Indikator für das Vorhandensein künstlicher Radionuklide. Dieses Verfahren hat sich in Kanada bei der Trümmersuche nach dem Absturz eines kernreaktorbetriebenen russischen Satelliten als sehr nützlich erwiesen.

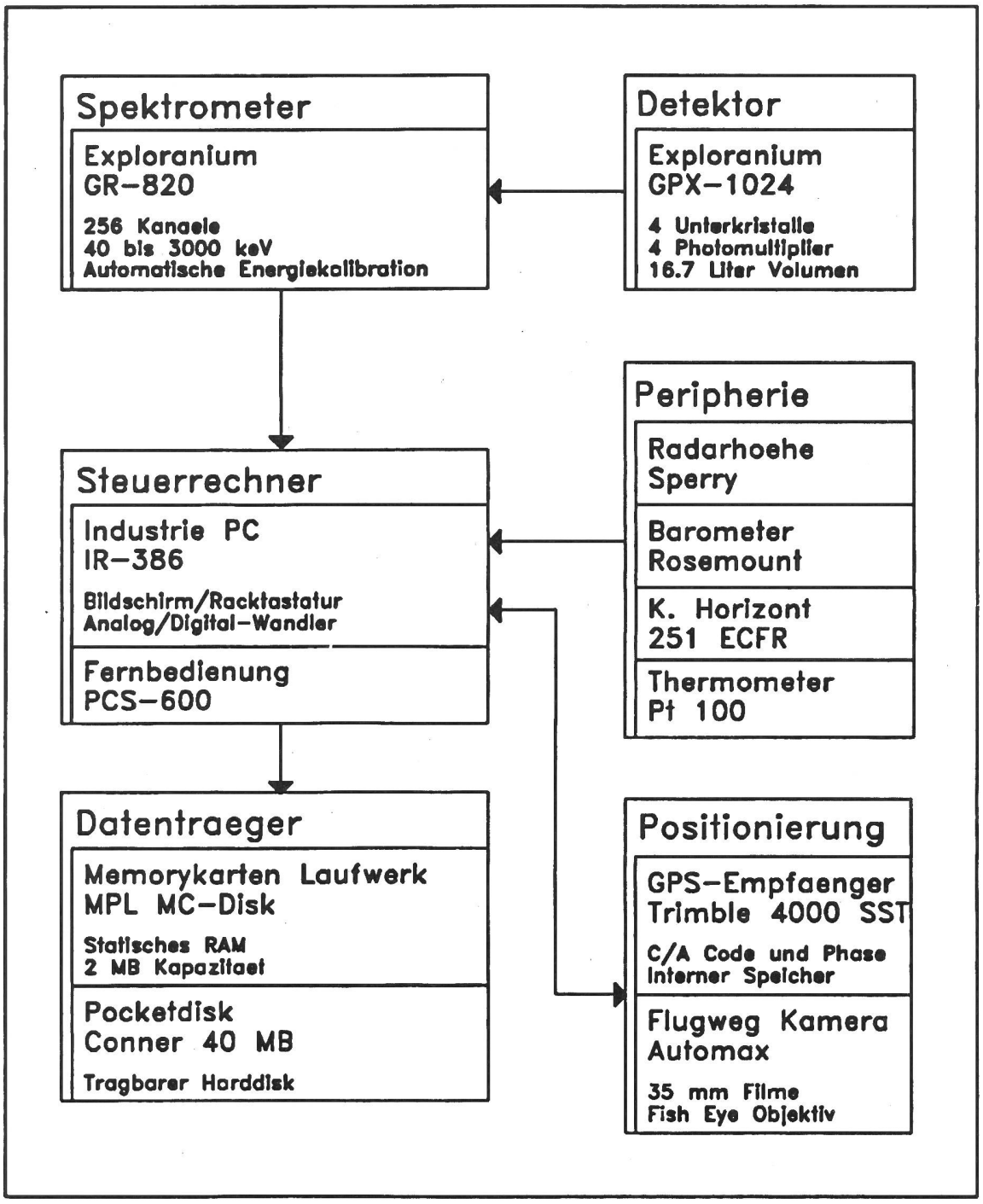
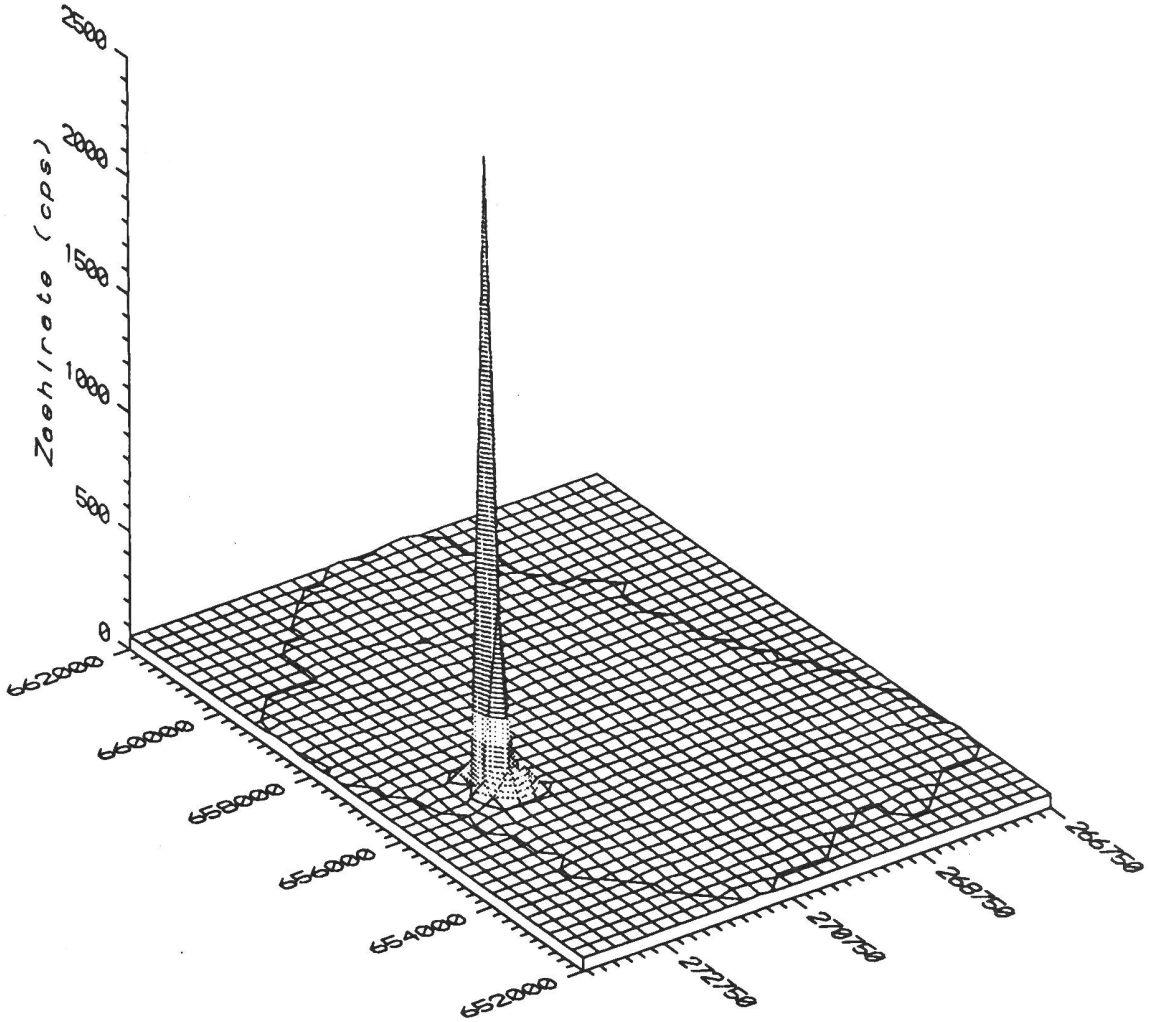
## 5. Ergebnisse

Mit Ausnahme des KKG, können sämtliche schweizerischen Kernanlagen anhand ihrer Direktstrahlung mit Hilfe aeroradiometrischer Messungen nachgewiesen werden. Das Strahlungsfeld beschränkt sich auf die Areale der Kernanlagen. In der Umgebung ist keine erhöhte künstliche Radioaktivität nachweisbar.

Beim Paul Scherrer Institut wird die Direktstrahlung der Lagerstätten für radioaktive Komponenten (PSI-West) resp. Abfälle (PSI-Ost) erfasst. Sind die beiden Siedewasserreaktoren KKM und KKL in Betrieb, gelangt durch die Frischdampfleitung das Aktivierungsprodukt Stickstoff-16 (N-16) ins Maschinenhaus. Da das Dach des Maschinenhauses vergleichsweise wenig abgeschirmt ist, kann die hochenergetische Gammastrahlung des N-16 aus der Luft sehr gut detektiert werden (siehe Figur 2). Das KKM kann auch im abgestellten Zustand anhand der Direktstrahlung des Komponentenlagers detektiert werden. Das KKL weist wie das KKB eine sehr geringe Gesamtstrahlung auf und ist nur im MMGC-Ratio schwach erkennbar. Das KKG kann aeroradimetrisch überhaupt nicht nachgewiesen werden.

Ausserhalb der umzäunten Areale der Kernanlagen konnte keine erhöhte künstliche Radioaktivität, die nicht durch Tschernobyl oder die Kernwaffenversuche der sechziger Jahre erklärt werden kann, nachgewiesen werden. Der Aktivitätspegel in der Umgebung ist über die letzten vier Jahre in etwa konstant geblieben.

*Figur 1: Schema des neuen Messsystems.*



*Figur 2: Hochenergetische Gammastrahlung des Kernkraftwerkes Leibstadt. Bei einem Siedewasserreaktor gelangt im Betrieb durch die Frischdampfleitung das Aktivierungsprodukt $N^{16}$ ins Maschinenhaus. Da das Dach des Maschinenhauses vergleichsweise wenig abgeschirmt ist, kann die hochenergetische Gammastrahlung des $N^{16}$ aus der Luft sehr gut detektiert werden. Auf der vertikalen Achse sind die Zählraten im Energiebereich von 3.0 bis 6.0 MeV dargestellt.*