

Zeitschrift: Radioaktivität der Umwelt in der Schweiz = Radioactivite de l'environnement en Suisse = Radioattivit  dell'ambiente in Svizzera

Herausgeber: Bundesamt für Gesundheitswesen, Abteilung Strahlenschutz

Band: - (1991)

Rubrik: Allgemeine Überwachung

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kan len oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. [Mehr erfahren](#)

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord pr alable des d tenteurs des droits. [En savoir plus](#)

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. [Find out more](#)

Download PDF: 03.02.2026

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

3. ALLGEMEINE ÜBERWACHUNG

3.1. LUFT, NIEDERSCHLÄGE, FLUSSWASSER, SYSTEM BODEN-GRAS-MILCH (Ausserhalb des Nahbereichs kerntechnischer Anlagen)

H.Surbeck

Sektion Ueberwachung der Radioaktivität (BAG) Fribourg

3.1.1. Zusammenfassung

Die Aktivität künstlicher Nuklide war 1991 in den Niederschlägen und im Flusswasser sehr tief. Ein Einfluss des Tschernobyl-Fallouts von 1986 war nur noch in einigen wenigen Proben feststellbar (wahrscheinlich lokale Resuspension).

Dank zweier Aerosol-Sammlers mit grossem Luftdurchsatz (500 m³/h) sind wir seit Ende 1990 in der Lage Luft-Aktivitäten im µBq/m³-Bereich zu messen. Mit einer dieser Anlage konnte 1991 wie bereits 1990 ¹⁴⁰La festgestellt werden, das vermutlich in Frankreich für militärische Uebungen benützt wurde. Spuren von ¹³¹I unbekannter Herkunft zeigten sich auf dem Filter vom Mt.Ceneri.

In Bodenproben war 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 Ueberwachung" der Sektion Ueberwachung der Radioaktivität ist für die Ueberwachung 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. Ein grosser Teil dieser Untersuchungen wurde als Teilprojekt des gesamtschweizerischen RAPROS-Programmes durchgeführt. Die Resultate sind in den RAPROS-Berichten enthalten (siehe auch Kap.2).

3.1.3. Methodik

a) Luft

Durch ein 3"-Filter werden ca. 50m³/h Luft gesaugt. Die damit während jeweils einer Woche gesammelten Aerosole werden anschliessend im Labor gammaspektrometrisch analysiert. Regelmässig wöchentlich gemessen wird nur der Filter von Fribourg, die Filter der übrigen Standorte nach Bedarf. Um eine tiefere

Nachweisgrenze zu erreichen, werden für die Stationen KKM, KKG und KKL pro Standort die Filter eines Monats zusammen verascht und gemessen.

Seit September 1990 steht in Fribourg ein Aerosolsammler mit einem Durchfluss von ca. 500 m³/h in Betrieb. 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 (Durchmesser 68mm, Dicke 2-4 mm). Die Nachweisgrenze für ¹³⁷Cs liegt bei einer Sammelzeit von einer Woche (ca. 70000 m³) und einer Messzeit von 160'000 sec bei ca. 0.3 µBq/m³.

Seit September 1991 steht ein gleicher Aerosolsammler auch auf dem Mte. Ceneri/TI.

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.

b) 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.

c) Flusswasser

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

Die Station St. Ursanne ist nach längerem Unterbruch wieder funktionstüchtig.

d) 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.

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 gemessen werden. Unsere Nachweisgrenze für ¹³⁷Cs liegt bei der Frischmilch bei ca. 0.5 Bq/Liter, beim Milchpulver bei ca. 0.3 Bq/Liter.

3.1.4. Ergebnisse

Untenstehend werden die Resultate der Proben gezeigt, die gemäss dem Probenahmeplan des BAG (SUER) genommen und im Labor der SUER gemessen wurden. Resultate von Proben aus der Umgebung von kerntechnischen Anlagen sind hier nicht enthalten; dafür existiert ein separates Kapitel. 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, die nicht von der SUER gemessen werden, im Anhang zu diesem Kapitel aufgeführt.

A. Aerosolproben

a) Höhenflugfilter

Probenahme : 1.2.91, 9h30, 6000 kg Luft aus 5'000 m Höhe

Resultat der Messung:

$$\begin{array}{lll} {}^7\text{Be} & : & (4650 \pm 140) \text{ } \mu\text{Bq/kg} \\ {}^{137}\text{Cs} & : & (14.7 \pm 4.1) \text{ } \mu\text{Bq/kg} \\ {}^{134}\text{Cs} & : & < 5 \text{ } \mu\text{Bq/kg} \end{array}$$

$$\begin{array}{l} \rightarrow {}^{137}\text{Cs} / {}^{134}\text{Cs} = > 3 \\ {}^{137}\text{Cs} / {}^7\text{Be} = (3.2 \pm 1.0) \cdot 10^{-3} \end{array}$$

Probenahme: 13.2.91, 15h30, 3900 kg Luft aus 10'500 m Höhe

Resultat der Messung:

$$\begin{array}{lll} {}^7\text{Be} & : & (114'000 \pm 3000) \text{ } \mu\text{Bq/kg} \\ {}^{137}\text{Cs} & : & (60.2 \pm 7.7) \text{ } \mu\text{Bq/kg} \\ {}^{134}\text{Cs} & : & (6.6 \pm 4.1) \text{ } \mu\text{Bq/kg} \end{array}$$

$$\begin{array}{l} \rightarrow {}^{137}\text{Cs} / {}^{134}\text{Cs} = 9 \pm 7 \\ {}^{137}\text{Cs} / {}^7\text{Be} = (0.53 \pm 0.08) \cdot 10^{-3} \end{array}$$

Innerhalb der Fehlergrenzen entspricht das ${}^{137}\text{Cs}/{}^{134}\text{Cs}$ Verhältnis dem, was von der 1986er-Freisetzung in Tschernobyl zu erwarten wäre (Feb.91: ca. 10).

Die hohe ${}^7\text{Be}$ Konzentration zeigt, dass die zweite Probe am oberen Rand der Tropopause oder in der Stratosphäre genommen wurde. Aufgrund der Resultate für die erste Probe kann ausgeschlossen werden, dass der Filterhalter noch mit Tschernobyl-Fallout kontaminiert ist. Das in der zweiten Probe gefundene ${}^{137}\text{Cs}/{}^{134}\text{Cs}$ Verhältnis bedeutet daher, wie bereits im Bericht 89/90 vermutet wurde, 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 $500 \text{ m}^3/\text{h}$ stehen nun in Oberschrot (Kanton Fribourg) und seit Sept. 91 auch auf dem Mte. Ceneri/TI (Fig.1) in Betrieb.

Die Werte von ^{137}Cs auf dem Mte. Ceneri liegen deutlich höher als in Oberschrot (Faktor 5 bis 10), was auf die höhere Aktivität der resuspendierten Teilchen im Tessin zurückzuführen sein dürfte. In den Proben vom Mte. Ceneri ist das ^{134}Cs meistens nachzuweisen. Das $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ Verhältnis entspricht innerhalb der Fehlergrenzen dem des Tschernobyl-Fallouts. In der Woche vom 3.-10.6.91 wurde in Oberschrot $(4.8 \pm 1.3) \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ ^{140}La gemessen. Aufgrund der vorherrschenden Windrichtung dürfte dieses ^{140}La , das nicht von ^{140}Ba begleitet war, aus Frankreich stammen. Es ist bekannt, dass in Frankreich von Zeit zu Zeit militärische Übungen mit ^{140}La durchgeführt werden. Bereits 1990 konnten wir in Fribourg ^{140}La nachweisen.

In der Woche vom 28.10.-4.11.91 wurden Spuren von ^{131}I auf dem Mte. Ceneri-Filter gefunden $((0.7 \pm 0.3) \mu\text{Bq}/\text{m}^3)$. Von den übrigen europäischen Stationen wurde in dieser Periode kein ^{131}I festgestellt. Die Quelle muss daher in der Nähe liegen.

B. Regen und Trockenstaub-Ablagerungen

Die ^{137}Cs Aktivitäten im Regen von Cernier, Davos, Fribourg, Locarno und Valsainte lagen 1991 in allen Monaten unter 50 mBq/Liter. Für die Trockenstaubablagerungen in Locarno wurde die Nachweisgrenze von ca. 100 mBq/m²·Monat nur selten überschritten.

An ^7Be wurde 1991 total abgelagert (Fehler ca. $\pm 10\%$, Aktivitäten jeweils auf das Ende der Sammelperiode von einem Monat bezogen):

	^7Be [Bq/m ²]	Jahresniederschlagsmenge [mm]
Fribourg	304	882
Valsainte	303	1458
Cernier	351	1098
Davos	437	914
Locarno	949	1782

An der einzigen Stelle in der Schweiz, an der Regen und Trockenstaubablagerungen separat gesammelt werden, ergaben sich für 1991 folgende Ablagerungen:

Trockenstaub Locarno-Monti

$$\begin{aligned} ^7\text{Be} &: (19 \pm 3) \text{ Bq}/\text{m}^2 \\ ^{137}\text{Cs} &: < 3 \text{ Bq}/\text{m}^2 \end{aligned}$$

C. Flusswasser

Die ^{137}Cs Aktivitäten lagen 1991 in allen Flusswasserproben (Rhône Wallis, Rhône Genf, Ticino, Doubs) unter 40 mBq/Liter (monatliche Sammelproben).

Die Tritiumkonzentration im Doubs bei St.Ursanne, von dem 1991 nach einem längeren Unterbruch wieder regelmässig Proben genommen werden konnten, sind deutlich erhöht (Mittel 99, Minimum 42, Maximum 227 Bq/Liter). Das Tritium stammt wahrscheinlich von Zuflüssen aus der Region von La Chaux-de-Fonds.

D. Erde

Die ^{137}Cs Aktivitäten in der Bodenschicht 0-5cm sind für 1991 gegenüber 1990 nicht signifikant verschieden (Tab.1). Die regionalen Unterschiede zeigen das schon 1986 festgestellte Muster des Tschernobyl-Fallouts.

E. Gras

Wenig aussagekräftig sind die Resultate für die Grasproben (Tab.2). Der wichtigste Grund für die grosse Variationsbreite am selben Standort dürfte sein, dass die Grasproben unterschiedlich stark mit Bodenmaterial verunreinigt sind.

F. Milch

Bei den Milchproben ist nur noch in wenigen Fällen ^{137}Cs nachweisbar (Tab.3).

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
Chur	1.5.91	820±15	10±0.5	0.6±0.2
Arenenberg/TG	10.6.91	490±15	83±2	7.9±0.4
Muerren	10.6.91	500±15	43±2	0.5±0.3
Davos-Stillberg 0-5cm	2.7.91	640±15	93±2	4.4±0.3
Davos-Stillberg 5-10cm	2.7.91	740±15	60±2	0.5±0.3
Rossberg/ZH	4.9.91	400±15	139±2	12.5±0.5
Rodi/TI	27.8.91	390±20	180±3	13.8±0.8
Sessa/TI	27.8.91	690±20	305±3	27.6±0.8

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
Chur	1.5.91	910±30	< 1	< 1
Chur	8.8.91	740±30	< 4	< 1
Arenenberg/TG	10.6.91	790±30	1.7±0.8	< 1
Arenenberg/TG	15.8.91	770±20	16±0.8	1.6±0.3
Muerren	10.6.91	1300±50	2.3±0.9	< 2
Davos-Stillberg	2.7.91	730±30	9.3±1.3	< 1
Davos-Stillberg	10.9.91	840±30	3.6±1.1	0.8±0.4
Grangeneuve/FR	22.7.91	1170±40	< 4	< 1
Saignelegier/JU	3.9.91	1070±30	3.0±0.6	< 1
Rodi /TI	27.8.91	760±30	29±2	2.6±0.4
Sessa/TI	27.8.91	690±25	3.8±0.9	< 1
Rossberg/ZH	4.9.91	650±30	1.7±0.9	< 1
Rossberg/ZH	25.11.91	570±30	7.0±1.4	1.3±0.6

Tab.3: ^{40}K , ^{137}Cs und ^{134}Cs Aktivitäten in Milchproben

Werte auf Bq/Liter umgerechnet, bezogen auf das Probenahmedatum. Messung mit Ausnahme der Proben F (= Frischmilch) an Milchpulver. Falls nicht anders angegeben handelt es sich um Kuhmilch.

Ort	Probenahme- datum	^{40}K	^{137}Cs	^{134}Cs
Arenenberg/TG	10. 6.91	42±3	< 0.2	< 0.2
Arenenberg/TG	15. 8.91	48±3	0.10±0.05	< 0.2
Chur	10. 4.91	55±4	< 0.9	< 0.3
Chur	1. 5.91	49±3	< 0.3	< 0.2
Chur	8. 8.91	55±3	< 0.5	< 0.2
Dagmarsellen/LU	25. 3.91	48±3	< 0.3	< 0.2
Dagmarsellen/LU	23. 9.91	48±3	< 0.7	< 0.2
Davos-Stillberg	2. 7.91	31±3	0.7±0.1	< 0.2
Davos-Stillberg	10. 9.91	31±3	0.7±0.1	< 0.2
Grangeneuve/FR	22. 7.91	53±3	< 0.5	< 0.2
Muerren	10. 6.91	49±3	< 0.4	< 0.2
Muerren	30.10.91	51±4	< 0.9	< 0.3
Ziege Stampa- Caccior F	3. 7.91	69±6	2.5±0.4	< 1

Anhang: diverse Boden- und Grasproben, gemessen durch kantonale Laboratorien und die EPFL.

E r d e Angaben Wertebereich: Bq/kg trocken						
Ort	Messung	Anzahl	K-40	Cs-137	Cs-134	Sr-90
Lausanne	EPFL	(1)	630	42.4	n.g.	6.7
Pfyn/VS	EPFL	(1)	770	10.4	n.g.	1.4
Sissach/BL	KL-BS	(1)	551	51	4.2	--

G r a s Angaben Wertebereich: Bq/kg trocken						
Ort	Messung	Anzahl	K-40	Cs-137	Cs-134	Sr-90
Lausanne	EPFL	(1)	842	≤0.2	n.g.	16.3
Pfyn/VS	EPFL	(1)	1140	≤0.2	n.g.	5.5
Altstätten/SG	KL-SG	(2)	--	≤1	≤1	--
Wil/SG	KL-SG	(2)	--	≤1	≤1	--
Sissach/BL (*)	KL-BS	(2)	170-340	1.4-2.7	≤0.1-0.16	--

(*) Angabe in Bq/kg Frischgewicht
n.g. = nicht gemessen

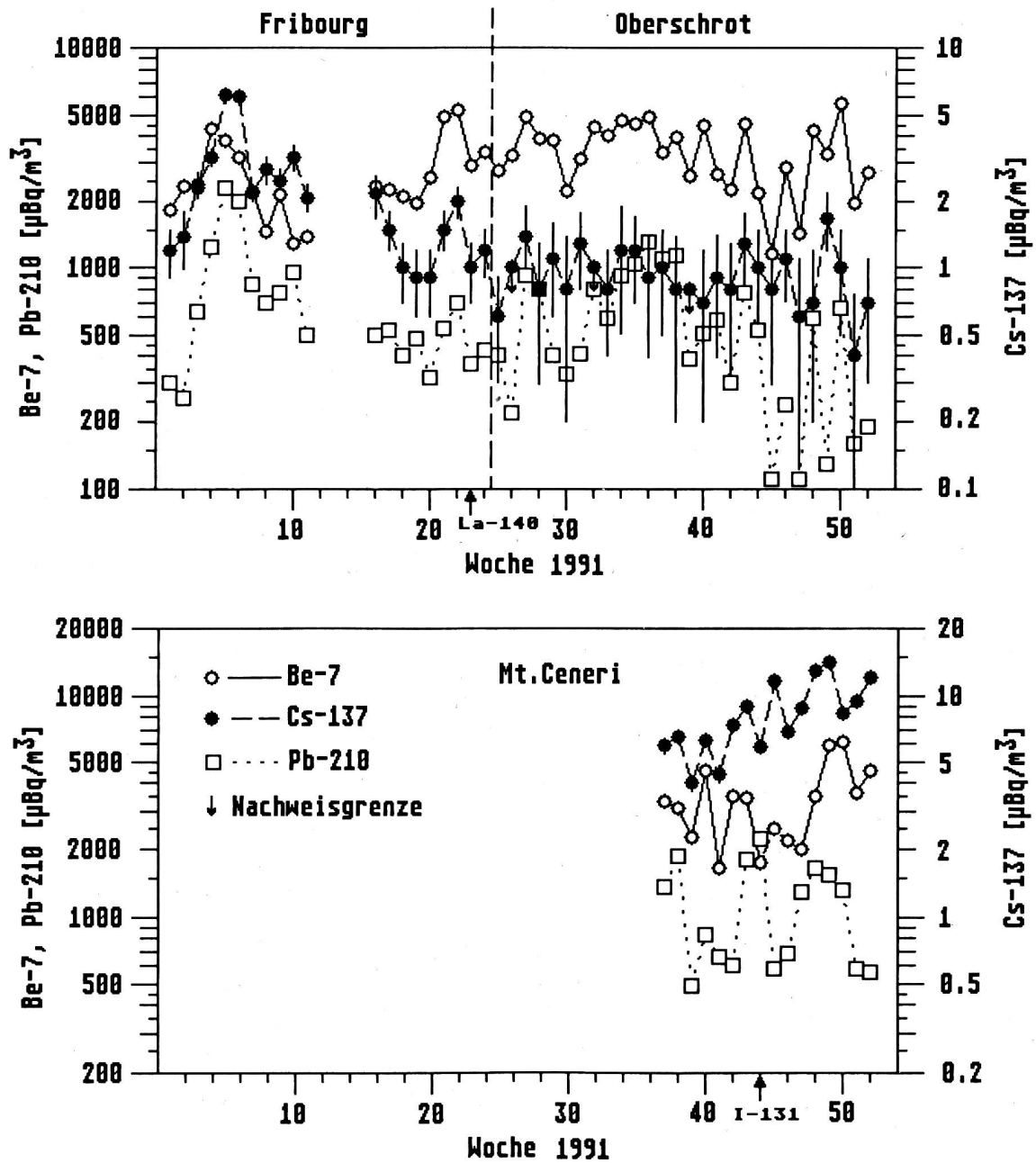


Fig.1 : Aktivitäten auf den Aerosolfiltern der Hochvolumensammler

3.2. H-3, C-14, Ar-37- UND Kr-85-AKTIVITÄTEN IN UMWELTPROBEN

H. Oeschger, H. Loosli, U. Schotterer, Abt. Klima- und Umweltphysik, Physikalisches Institut, Universität, Bern

W. Weiss, Bundesamt für Strahlenschutz, Institut für Atmosphärische Radioaktivität, Freiburg im Breisgau

3.2.1. Zusammenfassung

Die Tritium-Aktivität in Niederschlägen betrug 1991 einige Bq/Liter und lag damit etwa gleich hoch wie in den paar letzten Jahren. Nach wie vor ist die Tritium-Aktivität im Niederschlag der Station Bern ca. dreimal höher als diejenige anderer Stationen, was den Emissionen der mb-microtec in Niederrangen zuzuordnen ist. Die berechneten Strahlendosen wegen Tritium sind vernachlässigbar.

Die Messwerte von Kohlenstoff-14 in Buchenblättern sind sowohl für die Referenzstationen wie für Stichproben aus der Umgebung von Kernanlagen vergleichbar mit den Werten früherer Jahre. Insbesondere zeigt ein Längsprofil im Rheintal in der Umgebung des KKL ein erstaunlich ähnliches Verdünnungsmuster wie 1989 und 1990. Die zusätzlichen hypothetischen jährlichen Dosen betragen höchstens 1 μ Sv.

Die auf dem Jungfrauoch wöchentlich entnommenen Luftproben ergaben Krypton-85-Aktivität zwischen 0.95 und 1.6 Bq/m³. Werte über ca. 1.1 Bq/m³ enthalten einen rezenten künstlichen Beitrag, dessen Quelle mit Hilfe von Lufttrajektorien identifiziert werden kann. Die durch Krypton-85 verursachte Dosis ist vernachlässigbar.

3.2.2. Tritium in Niederschlägen

(Tabelle 1, Figuren 4 - 7)

Die Tritiumkonzentrationen in den von Industrietritium unbeeinflussten Stationen (Grindelwald, Guttannen, Visp und Locarno) blieben 1990 und 1991 weitgehend gleich. Im langjährigen Trend (linker Teil der Figuren 4 - 7) fällt allerdings die geringfügige Erhöhung 1986 auf, die möglicherweise mit Tschernobyl in Verbindung gebracht werden kann. Der ähnliche Verlauf der Tritiumkonzentrationen in Bern ist allerdings zufällig und auf Industrieemissionen zurückzuführen. Die Erhöhung tritt hier ein Jahr vor Tschernobyl auf.

3.2.3. Kohlenstoff-14 in Baumblättern (C-14)

(Tabelle 2, Figuren 1 - 2)

An den beiden Referenzstationen nahm die Δ C-14-Aktivität in den letzten Jahren kontinuierlich ab und betrug 1991 noch 137⁰/₀₀ (Fig. 1). Die C-14-Aktivität nimmt im atmosphärischen CO₂ deshalb ab, weil die durch die Bombentests der 60er Jahre in die Atmosphäre gebrachte zusätzliche C-14-Aktivität langsam in die Weltmeere eindringt und weil die atmosphärische ¹⁴CO₂-

Aktivität durch C-14 freies CO₂ aus der Verbrennung von Oel und Kohle verdünnt wird.

Wiederum wurde in den Hauptwindrichtungen des KKL (d.h. im Rheintal) ein Längsprofil erhoben (Fig. 2). Verglichen mit den beiden letzten Jahren blieb die Netto-Erhöhung an der verschiedenen Stationen erstaunlich konstant (vergleiche BAG Bericht 1989/90, Seite B.3.19). Daraus kann einerseits auf eine etwa gleich bleibende Quellstärke von ¹⁴CO₂ und andererseits auf etwa gleiche Langzeitverdünnung geschlossen werden. Die grössten Netto-Erhöhrungen kamen ca. in ein bis zwei Kilometer Entfernung vom Emissionspunkt vor und betragen ca. 80⁰/₀₀. Das Längsprofil führt zur Vermutung, dass die Luftmassen im Rheintal stark kanalisiert werden; eine zusätzliche Stichprobe (Wandfluh in südwestlicher Richtung vom KKL) am Südrand des Rheintals zeigt einen deutlich tieferen Wert als vergleichbare Proben im Rheintal.

Die in der Nahumgebung des Reaktors Saphir im Paul Scherrer Institut erhobenen Proben zeigen weiterhin sehr stark erhöhte Δ C-14-Werte (Tab. 2). Trotz relativ geringen Emissionsraten ist die Aktivität in der Nahumgebung auch deshalb so gross, weil die Probenahme auf Emissionshöhe erfolgt, wo nur eine geringe Verdünnung möglich ist. Die in der weiteren Umgebung des PSI/KKB erhobenen Proben (Tab. 2: EIR Ost, Au, Wasserkraftwerk) zeigen ähnliche Δ C-14-Erhöhrungen (bis ca. 100⁰/₀₀) wie in früheren Jahren.

Für eine konservative Dosisabschätzung kann angenommen werden, dass sich jemand nur mit Produkten ernährt, die 80⁰/₀₀ mehr C-14 aufweisen als solche von Referenzstationen. Eine um denselben Betrag erhöhte körperlinnere C-14-Konzentration würde zu einer jährlichen Dosis von ca. 1 μSv führen.

3.2.4. Argon-37 in Troposphärenluft

Die Argon-Proben, welche die Firma CARBAGAS in Wiler bei Utzenstorf 1991 aus bodennaher Luft abtrennte und uns zur Verfügung stellte, zeigten 1991 Aktivitäten zwischen 0.8 und 3.4 mBq/m³ Luft. Als Ursache einer Erhöhung gegenüber dem natürlichen Level von ca. 0.5 mBq/m³ kommen vermutlich europäische Quellen in Frage, z.B. Nuklearanlagen. Die durch Argon-37 bewirkte Jahresdosis ist vernachlässigbar.

3.2.5. Krypton-85 in Luftproben

Die bisher an Proben vom Jungfraujoeh gemessenen Krypton-85-Aktivitäten sind in Fig. 3 dargestellt. Erkennbar ist, dass der Grundlevel langsam über 1 Bq/m³ ansteigt. Werte über ca. 1.1 Bq/m³ enthalten einen rezenten künstlichen Beitrag, dessen europäische Quellen mit Hilfe von Lufttrajektorien identifiziert werden können. Diese Methode ergab beispielsweise für die Erhöhungen im Juni 1991 und im Vergleich mit Werten an Proben, die in der Bundesrepublik genommen wurden, als mögliche Quellen Marcoule oder La Hague. Die von diesen Installationen abgegebenen Aktivitäten haben offenbar nicht nur Bodenstationen erreicht, sondern wegen besonderer Wettersituationen

- B.3.2.3 -

in nicht vollständiger Verdünnung auch das Jaungfraujoch, dessen Aktivität meist etwas tiefer ist als diejenige an tieferliegenden Stationen. In Bern wurden am 3.4.1991 zwei Stichproben erhoben, die einen Mittelwert von $0.91 \pm 0.04 \text{ Bq/m}^3$ Luft ergaben; dieser Wert stimmt mit Werten anderer europäischer Stationen recht gut überein; vergleichende Kalibrierungen der Messsysteme sind aber geplant.

Die durch Krypton-85 Verursachte effektive Dosis ist vernachlässigbar.

Tabelle 1

TRITIUM IN NIEDERSCHLAEGEN 1991

Alle Angaben in Becquerel pro Liter Wasser

1991	BERN	LOCARNO	BASEL	GUTTANNEN	SAENTIS
JAN	2.8 +-0.8	0.8 +-0.3	2.7 +-0.4	1.4 +-0.3	2.2 +-0.3
FEB	9.4 +-0.4	1.7 +-0.3	7.5 +-0.5	3.8 +-0.4	2.5 +-0.3
MAR	9.9 +-0.4	1.4 +-0.3	2.6 +-0.4	1.8 +-0.4	
APR	5.4 +-0.4	1.7 +-0.3	5.3 +-0.4	3.6 +-0.4	2.5 +-0.3
MAI	6.9 +-0.4	1.7 +-0.3	3.5 +-0.4	2.5 +-0.4	2.1 +-0.3
JUN	7.0 +-0.4	2.0 +-0.3	3.7 +-0.4	2.9 +-0.4	2.4 +-0.3
JUL	5.6 +-0.4	1.9 +-0.3	2.2 +-0.4	2.3 +-0.4	3.5 +-0.3
AUG	5.2 +-0.4	2.5 +-0.3	4.3 +-0.4	3.8 +-0.4	4.4 +-0.4
SEP	5.3 +-0.4	1.0 +-0.3	2.5 +-0.4	1.3 +-0.3	1.5 +-0.3
OKT	6.1 +-0.4	1.5 +-0.3	2.4 +-0.4	1.3 +-0.3	1.7 +-0.3
NOV	4.1 +-0.4	1.4 +-0.3	1.7 +-0.3	1.9 +-0.3	1.2 +-0.4
DEZ	6.9 +-0.4	1.2 +-0.3	5.3 +-0.4	1.4 +-0.3	2.5 +-0.3

TRITIUM IM NIEDERSCHLAG VON NIEDERGOESGEN 1991

25.12. - 08.01.	2.8 +-0.3	25.06. - 09.07.	2.1 +-0.3
08.01. - 22.01.	4.5 +-0.4	09.07. - 23.07.	3.5 +-0.4
22.01. - 19.02.	6.3 +-0.4	23.07. - 06.08.	3.8 +-0.4
19.02. - 05.03.	7.7 +-0.4	06.08. - 20.08.	3.7 +-0.3
05.03. - 19.03.	3.8 +-0.4	20.08. - 03.09.	3.7 +-0.4
19.03. - 02.04.	2.4 +-0.4	03.09. - 17.09.	1.7 +-0.3
02.04. - 16.04.	4.1 +-0.4	17.09. - 01.10.	1.5 +-0.3
16.04. - 30.04.	6.8 +-0.4	01.10. - 15.10.	7.0 +-0.4
30.04. - 14.05.	3.8 +-0.4	15.10. - 29.10.	4.6 +-0.4
14.05. - 28.05.	2.7 +-0.4	29.10. - 12.11.	3.6 +-0.4
28.05. - 11.06.	8.3 +-0.5	12.11. - 26.11.	2.8 +-0.4
11.06. - 25.06.	7.1 +-0.5	10.12. - 24.12.	3.5 +-0.4
		24.12. - 07.01.	11.2 +-0.5

Tabelle 2: Δ C-14-Werte von Laubproben (Sammeljahr 1991)

Name der Station	Umgebung	Δ C-14 ($^0/_{\infty}$) $\pm 1\sigma$
Imihubel	Referenzstation	+ 138 \pm 4
Wiler	Referenzstation	+ 136 \pm 4
Station Leibstadt	KKL	+ 194 \pm 4
Laubberg	KKL	+ 149 \pm 4
Laufenburg	KKL	+ 161 \pm 4
Schibenächer	KKL	+ 170 \pm 6
Ried	KKL	+ 207 \pm 4
Chlämmei	KKL	+ 214 \pm 4
Weidhof	KKL	+ 177 \pm 4
Schlüsselgraben	KKL	+ 218 \pm 4
Saphir 1 (1990)	Saphir	+ 703 \pm 5
Saphir 1 (1991)	Saphir	+ 1074 \pm 8
Saphir 3 (1990)	Saphir	+ 672 \pm 7
Saphir 3 (1991)	Saphir	+ 840 \pm 5
EIR Ost	PSI/KKB	+ 190 \pm 4
Au	PSI/KKB	+ 107 \pm 6
Wasserkraftwerk	PSI/KKB	+ 64 \pm 7
Wandfluh (1989)	(KKL)	+ 18 \pm 9

Fig. 1 : $\Delta^{14}\text{C}$ Konzentrationen in Buchenblättern von den Referenzstationen in ‰

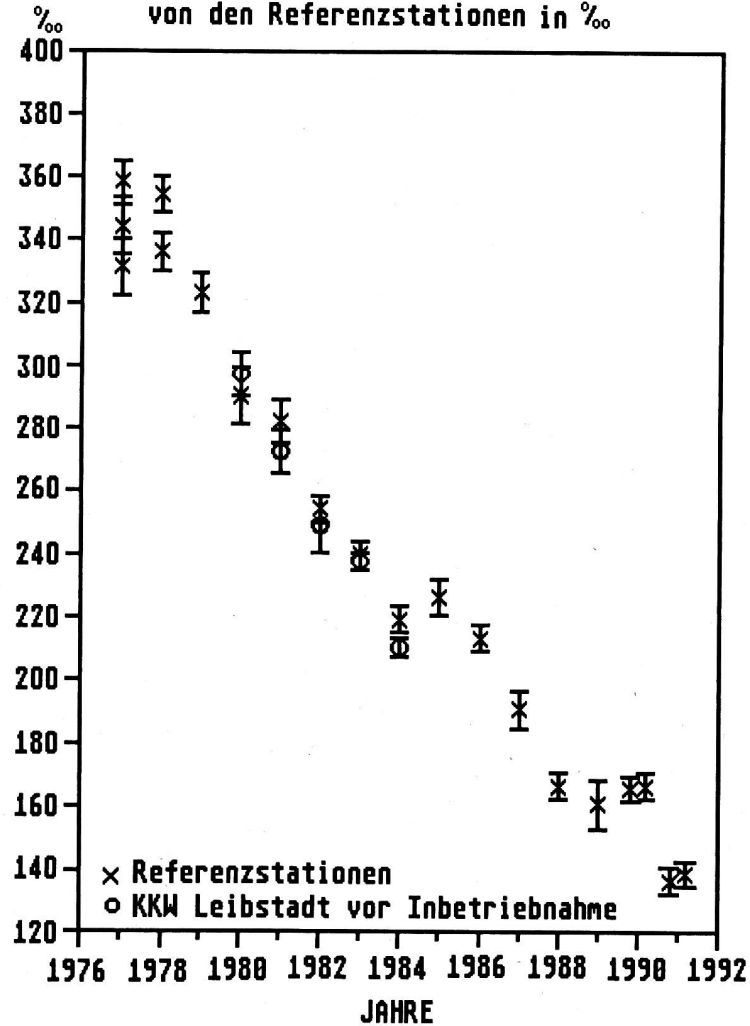
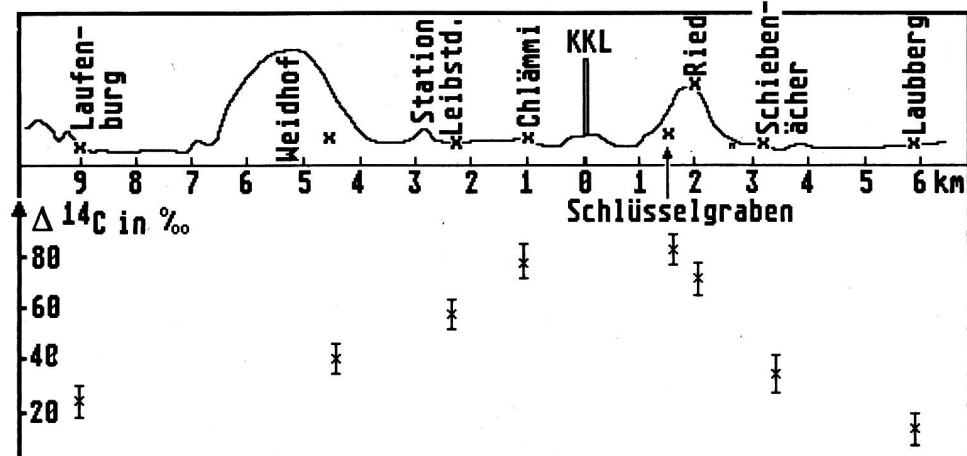
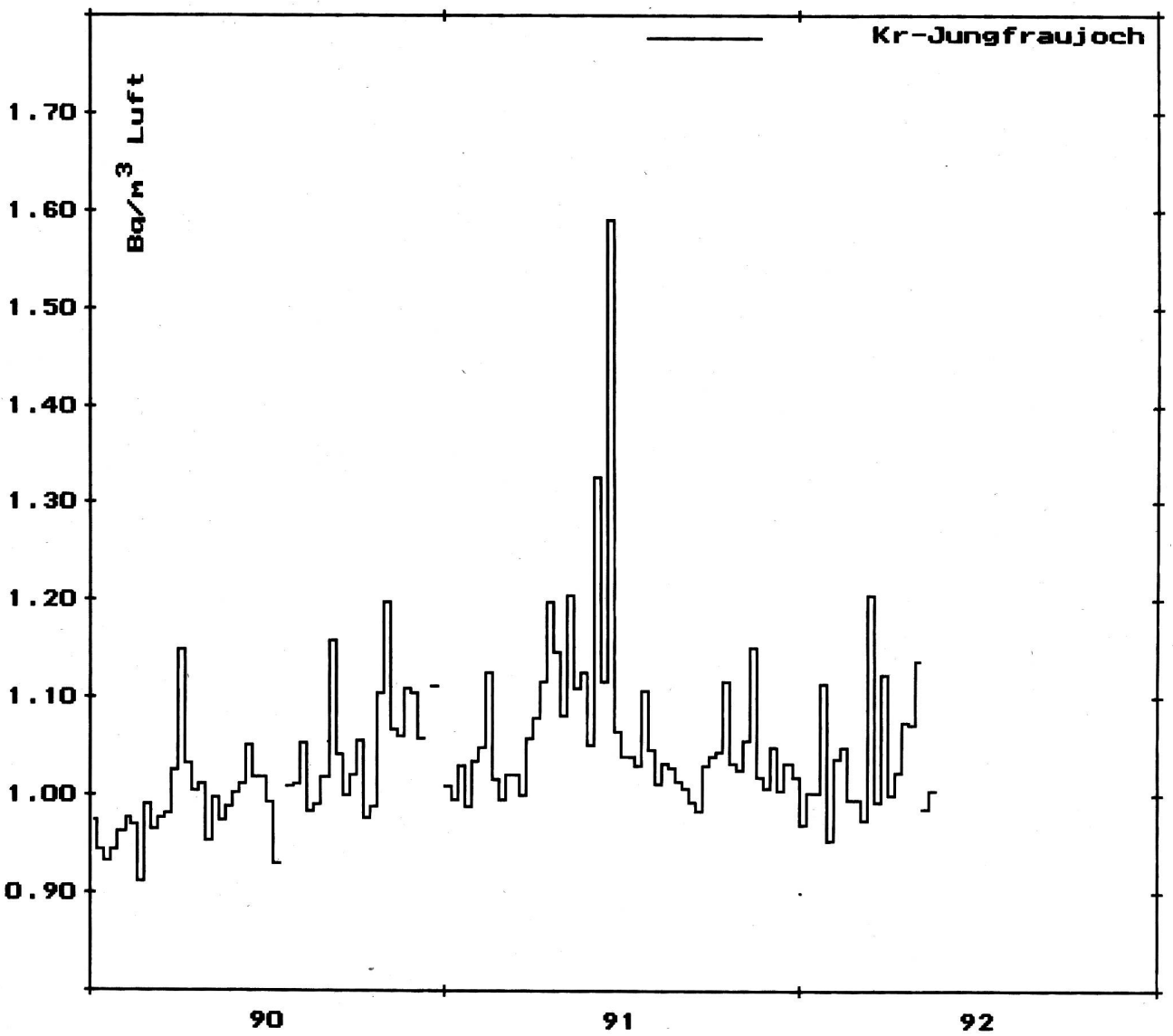


Fig. 2 : Netto $\Delta^{14}\text{C}$ in der Umgebung des KKL in ‰.



Figur 3

Krypton-85-Aktivität in Wochenproben vom Jungfraujoch



(Messung W. Weiss, Freiburg i.Br.)

Fig. 4 : Tritium in Niederschlägen von Basel und Säntis

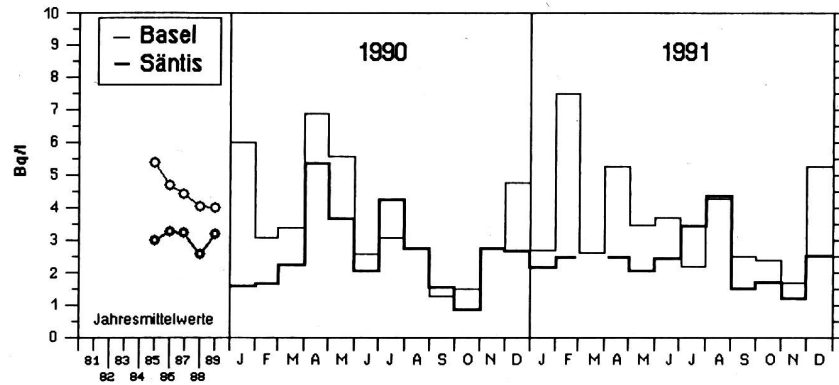


Fig. 5 : Tritium in Niederschlägen von Grindelwald / BE und Guttannen / BE

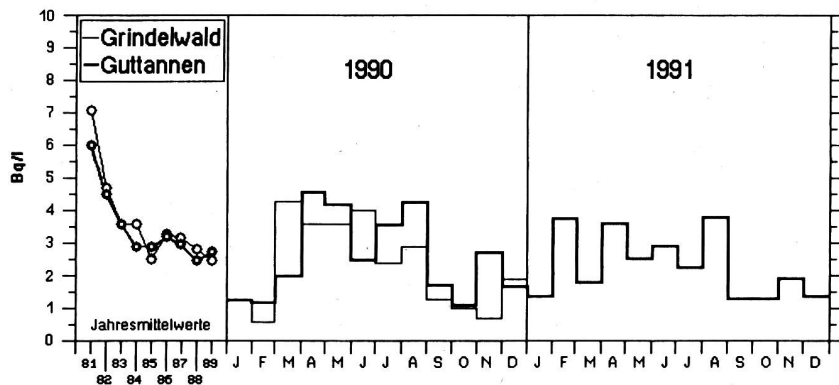


Fig. 6 : Tritium in Niederschlägen von Uisp / Us und Locarno / TI

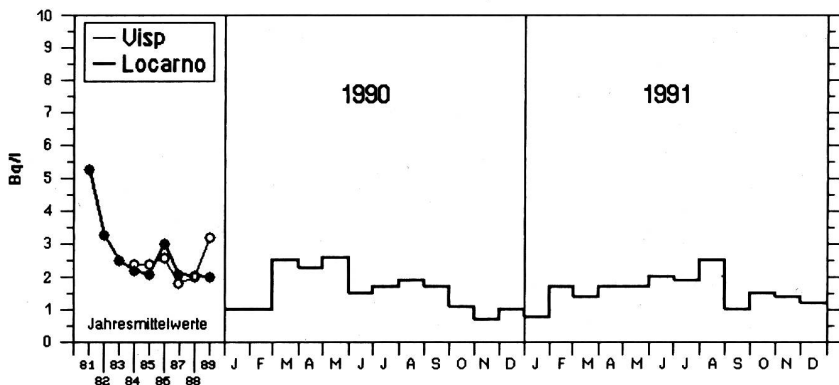
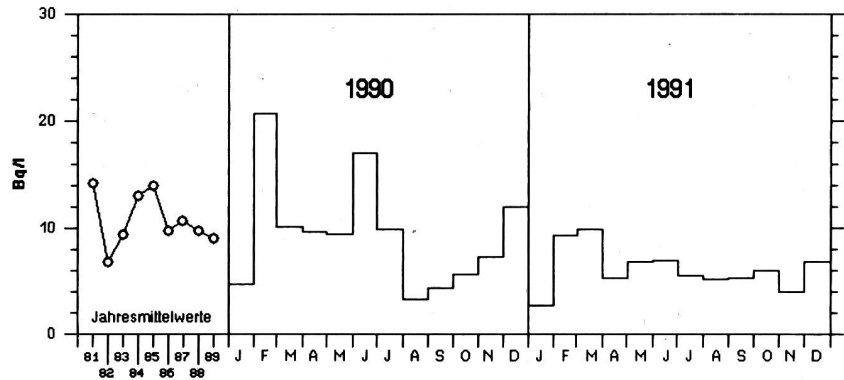


Fig. 7 : Tritium in Niederschlägen von Bern



3.3 MESURES IN SITU ET IRRADIATION EXTERNE

Ch. Murith, Section de surveillance de la radioactivité,
SUER/OFSP, Fribourg

3.3.1 Résumé

Les doses ambiantes indiquées se basent sur une répartition homogène des radionucléides dans le sol et sur la conversion $1 \mu\text{R/h} = 10 \text{ nSv/h}$. D'après les mesures in situ 1991, les **doses ambiantes** annuelles en plein air s'échelonnent entre 0.7 et 1.9 mSv, dont 0.6 à 1.3 mSv du rayonnement **naturel** permanent et 0.01 à 0.9 mSv du rayonnement **artificiel** actuel. Ce dernier incombe avant tout à **Tchernobyl** (jusqu'à ~ 0.9 mSv au Tessin), ainsi qu'aux **essais nucléaires** passés (moins de 0.1 mSv) et au rejet non contrôlé de septembre 1986 à la centrale nucléaire (**CNM**) de Mühleberg (moins de 0.1 mSv au point critique Ufem Horn). Si l'on tient compte de la **surestimation** des doses ambiantes attribuables à ces contaminations, du fait du modèle homogène admis pour leur répartition dans le sol, ainsi que de leur **atténuation** dans les habitations et du séjour **limité** de personnes en plein air, l'exposition externe individuelle supplémentaire qui leurs incombe est encore moindre. Les résultats in situ 1991 n'ont mis en évidence aucune **nouvelle** contribution, due aux activités humaines, dans le voisinage de nos centrales nucléaires comme sur le reste de notre territoire.

3.3.2 Objectifs et programme de mesure

Les mesures in situ 1991 ont surtout concerné le voisinage de nos **centrales nucléaires**, (CNB I et II, CNG, CNL, CNM) afin d'en contrôler l'impact des rejets dans l'environnement. L'évolution de la contamination inhérente à **Tchernobyl** a été suivie dans les sites de référence du Tessin. En outre, le Centovalli, certaines vallées grisonnes et valaisannes ont été examinés pour **compléter** notre information dans ces régions.

3.3.3 Méthode de mesure et d'évaluation

L'évaluation des concentrations et de l'exposition externe gamma dépend de la **répartition** des radionucléides dans les sites examinés. Les activités déposées après Tchernobyl ont été initialement calculées avec une répartition **exponentielle**, caractérisée par le paramètre "**longueur de relaxation**" α^{-1} (profondeur correspondant à une diminution de 37% de l'activité surfacique). L'analyse des profils en laboratoire a montré qu'avec $\alpha^{-1} = 1 \text{ cm}$ dans l'année consécutive à l'accident, on obtient des valeurs **représentatives** du degré de contamination en Bq/m^2 . Les phénomènes inégaux de transfert ainsi que les interventions humaines jouent en défaveur de cette représentativité et donc de la précision des Bq/m^2 déterminés ultérieurement par cette méthode. Comme pour les nucléides naturels, nous avons donc admis une répartition **homogène** des contaminations dans le sol. Il en résulte une **surestimation** de ces dernières et donc de leur exposition externe. Pour la surveillance de l'environnement, on obtient ainsi une meilleure détection des apports artificiels d'une année à l'autre. En outre l'évaluation in situ ne nécessite plus d'analyse différée des profils de sol, contrairement au modèle exponentiel.

3.3.4 Aperçu des résultats de mesure

A. Analyses gamma des profils du sol en laboratoire

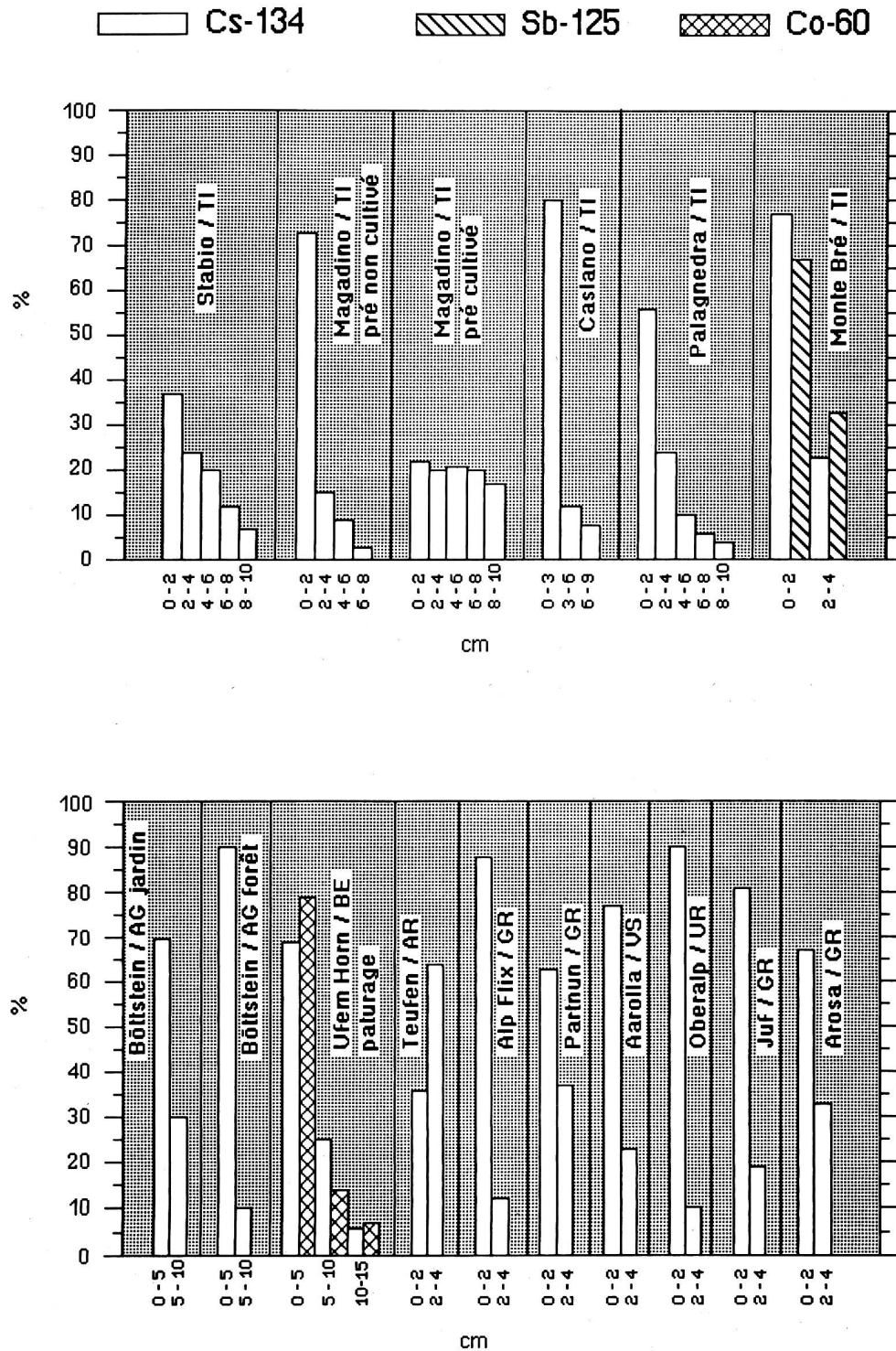
(fig. 3.3.4.)

Le **transfert** des radionucléides artificiels dans les couches plus profondes du sol peut être décrit par:

$I = I_0(1 - e^{-\alpha z})$, où I représente l'activité cumulée jusqu'à la profondeur z , I_0 l'inventaire jusqu'à une profondeur infinie et α l'inverse de la longueur de relaxation. L'égalité précédente peut être réécrite comme: $\alpha z = -\ln\left(\frac{I_0 - I}{I_0}\right)$.

En reportant le pourcentage de l'activité présente en-dessous de la profondeur z pour les différentes couches, la **pente** de la droite calculée selon une méthode des moindres carrés donne le paramètre α désiré. Ainsi les longueurs de relaxation suivantes ont été déterminées pour les profils 1991: césium de **Tchernobyl**, en moyenne 5 ± 2 cm dans les sites non labourés (de 3 cm en forêt jusqu'à 10 cm dans les sols où la pénétration du césium s'est avérée extrême); césium des **essais nucléaires**, en moyenne 22 ± 7 cm (de 8 cm en forêt jusqu'à 30 cm pour des sols labourés). Quelques exemples de distribution des radionucléides artificiels dans le sol sont présentés dans la **figure 3.3.4**. Les interventions humaines (labourage, épandage, remblayage) ajoutées aux spécificités locales du point de vue des précipitations et du sol, peuvent considérablement **influencer** l'évolution du paramètre α . Sa détermination fiable nécessite le prélèvement de couches fines (1 à 2 cm) au moins jusqu'à une profondeur de 10 cm, et même jusqu'à 30 cm si l'on désire dresser un **inventaire complet et différencié** (Tchernobyl, essais nucléaires, rejets CN) de l'activité déposée. Des couches **trop épaisses** peuvent aussi masquer des anomalies comme celle observée à Teufen (enrichissement dans une couche intermédiaire), où le modèle exponentiel s'avère **inapproprié**. Ces profils démontrent les **limites de fiabilité** de l'évaluation d'une contamination basée sur l'analyse de prélèvements en laboratoire. Les résultats de telles analyses dépendent considérablement de la **qualité** et de l'**épaisseur** de la couche prélevée. Si l'on considère la figure 3.3.4, la couche 0-4 cm du sol non cultivé de la plaine de Magadino renferme près de 90% de l'inventaire césium de Tchernobyl, alors que la couche correspondante d'un sol cultivé voisin n'en contient que 40%. Si l'on suppose une même activité déposée, les résultats des analyses en laboratoire de ces 2 échantillons vont **différer** de plus d'un facteur 2. De même les profils de la **forêt** du voisinage de Böttstein comparés à ceux d'un **jardin** de cette localité montrent que le césium en forêt s'avère plus fortement concentré dans la couche supérieure. Outre les **caractéristiques locales** du sol et des précipitations, la déposition retardée de la part des aérosols attachés aux **aiguilles de sapin** peuvent justifier cette constatation. Enfin les profils d'un pâturage du voisinage de la centrale nucléaire de Mühleberg (Ufem Horn) présentent la répartition du césium-134 et du cobalt-60. Le cobalt-60 incombe exclusivement au **rejet CNM** survenu en septembre 1986 alors que le césium-134 provient en partie aussi de **Tchernobyl**.

Fig. 3.3.4 : Distribution des radionucléides artificiels en fonction des couches prélevées



B. Spectrométrie gamma in situ (tableaux 3.3.4.a et 3.3.4.b)

Le tableau 3.3.4.a expose les **concentrations** des radionucléides du sol calculées à partir des spectres in situ, en admettant une répartition **homogène** de l'activité dans le sol. Pour les radionucléides **naturels**, on dénote des concentrations généralement plus élevées au Tessin et en partie dans les Grisons, par rapport aux valeurs du Plateau suisse, où des sites agricoles de Mühleberg montrent des teneurs accrues de potassium-40, du fait de la présence de ce nucléide dans les engrais. Quant aux radionucléides **artificiels**, les concentrations indiquées sont d'autant plus surestimées que leur répartition s'écarte du modèle homogène. Cela explique certaines disparités locales, selon la distribution effective des contaminations dans le sol. Ainsi une même activité déposée dans le sol engendre selon sa répartition des débits de dose ambiante différents. Dans le cadre de la surveillance de l'environnement, cette **surestimation** permet une mise en évidence plus sensible des contaminations et signale les sites où l'exposition externe s'avère plus importante. Du point de vue de cette dernière, la surestimation de la composante artificielle en 1991 est de l'ordre de **20 à 50%**, ce qui se traduit par un effet moindre au niveau de l'exposition externe totale (jusqu'à 20%), compte tenu de la part naturelle.

Le tableau 3.3.4.b récapitule les **débits de dose ambiante** en plein air incombant à la composante ionisante du rayonnement cosmique ainsi qu'aux différents émetteurs gamma présents dans le sol. Pour ces derniers, le calcul est basé sur une répartition homogène de l'activité et tient compte de l'ensemble des lignes du radionucléide en question et de ses descendants. Certaines composantes naturelles détectées **occasionnellement** ne sont pas reportées dans les tableaux récapitulatifs. Par exemple l'uranium-235, dont la contribution devrait être inférieure dans tous les sites examinés à 0.5 nSv/h, si l'on se base sur un rapport d'activité $U-235/U-238 = 4.6\%$. D'autre part, pour les mesures effectuées lors de précipitations, nous avons observé une augmentation **momentanée** du débit de dose jusqu'à 25 nSv/h, due à la déposition des **descendants du radon** sur le sol (~ 3 kBq/m² Pb-214 resp. Bi-214); autre contribution occasionnelle, le **béryllium-7** détecté dans certains sites a présenté des valeurs jusqu'à 600 Bq/m² correspondant à env. 0.1 nSv/h.

Sur la base des longueurs de relaxation déterminées dans les sites examinés en 1991, on obtient pour les nucléides artificiels, les domaines de valeurs suivants en kBq/m²:

Lieu	Tchernobyl		fallout Cs-137	rejets CNM (1986) sites critiques
	Cs-134	Cs-137		
CNG	0.2-0.3	2.2-2.7	2.6-3.0	Cs-134: 0.2-0.6 Cs-137: 0.4-1.7 Co- 60: 0.2-0.4
CNB	0.3-0.4	3.3-4.0	3.0-3.5	
CNL	0.2-0.3	2.0-2.2	2.6-3.5	
CNM	0.1-0.3	1.1-1.8	2.0-3.2	
Tessin	1.1-4.2	9.6-39	4.1-8.5	
Grisons	0.1-3.0	0.8-27	2.5-7.0	
Valais	<0.1-0.3	<0.3-2.4	1.6-4.0	

Tableau 3.3.4.a

Concentration des radionucléides identifiés à partir des spectres gamma in situ 1991

(Données en Bq/kg calculées en admettant une répartition homogène de l'activité dans le sol)

Lieu	Radionucléides naturels			Radionucléides artificiels		
	série U-238	série Th-232	Potas-sium-40	Tchernobyl		essais nuclé.
voisinage des centrales nucléaires	Ra-226	Ac-228	K - 40	Cs-137	Cs-134	Cs-137
Aarau Schachen	24	16	240	19	2	5
Stegbach	24	22	240	19	2	5
Buerwald (forêt)	30	16	190	29	3	21
Niedergösgen	24	20	290	19	2	5
Starrkirch	28	19	280	19	2	5
PSI - Nord	29	18	300	25	3	5
PSI - Oase	24	19	260	35	4	5
Beznau WKW	22	20	280	36	4	6
Böttstein (jardin)	26	20	300	28	3	10
Oberhalden (forêt)	22	13	200	41	5	20
Full (jardin)	24	17	280	6	1	4
Full Pumpenhaus	30	19	280	14	1.5	4
Leibstadt Chlämli	26	15	280	15	1.6	7
Etzgen	31	19	320	13	1.4	8
Hintere Rewag	20	19	280	12	2	7
Salvisberg	30	23	550	8	1	4
Fuchsenried (TLD)	30	27	490	6	1	8
Murzelen (TLD)	22	23	370	5	1	5
Sites affectés par le rejet CNM 1986 1)						
Niederruntigen ZLS	32	23	500	6	1	5
Ufem Horn (pâturage)	30	22	530	36	9	8
Ufem Horn (champ)	30	21	530	17	4	5
Ufem Horn (forêt)	20	15	460	18	4	16
CNM (pré voisin)	40	32	710	26	6	5

1) Dans ces points une part Cs-134 resp. Cs-137 provient du rejet de septembre 1986 à la CNM, comme le confirme aussi la présence de 1 à 3 Bq/kg Co-60.

Tableau 3.3.4.a (suite)

Concentration des radionucléides identifiés à partir des spectres gamma in situ 1991

(Données en Bq/kg calculées en admettant une répartition homogène de l'activité dans le sol)

Lieu	Radionucléides naturels			Radionucléides artificiels		
	série U-238	série Th-232	Potas-sium-40	Tchernobyl		essais nuclé.
Suisse, sans le voisinage des centrales nucléaires	Ra-226	Ac-228	K - 40	Cs-137	Cs-134	Cs-137
Teufen/AR	26	20	370	57	6	5
Gstaad/BE	23	15	220	7	1	5
Albeuve/FR	30	17	150	7	1	6
La Valsainte/FR	30	12	200	8	1	9
Zervreilasee/GR	50	29	600	60	6	17
Partnun/GR	34	13	180	30	3	22
Pigniu/GR	34	20	520	4	1	5
Juf/GR	40	20	380	40	4	28
Soglio/GR	50	28	630	150	15	17
Alpflix/GR	40	17	430	40	4	30
Lenzerheide/GR	32	20	350	9	1	9
Arosa/GR	18	7	150	20	2	20
Rossa/GR	30	23	470	330	34	10
Reineck/SG	24	20	330	80	8	10
Schwyz/SZ	16	13	170	11	1	20
Olivone/TI	30	33	570	30	3	8
Caslano/TI	50	33	560	290	30	20
Magadino/TI	70	40	550	200	20	40
Lofredo/TI	60	40	520	74	8	10
Ranello/TI	50	37	560	68	7	10
Mondella/TI	46	39	495	240	25	20
Monde dei Ratti/TI	50	38	590	65	7	15
Locarno Monti/TI	70	44	620	310	32	20
Mte Bré/TI	30	12	150	250	26	20
Alpe di Negia/TI	26	23	275	310	32	25
Palagnedra/TI	34	25	360	340	35	10
Stabio/TI	50	24	480	455	47	15
Oberalp/UR	40	24	380	60	6	27
Champéry/VS	16	13	170	6	1	30
Derborence/VS	20	6	70	9	1	22
Leukerbad/VS	30	18	215	3	1	4
Arolla/VS	42	28	445	34	2	14

Tableau 3.3.4.b

Débits de dose ambiante en plein air, calculés à partir des spectres in situ 1991

(Données calculées en nSv/h avec 1 μ R = 10 nSv)

Lieu	Contributions naturelles				Contributions artificielles			Total
	Série U -238	Série Th-232	K-40	cos-mique	Tchernobyl Cs-137	Cs-134	essais nuclé. Cs-137	
voisinage des centrales nucléaires								naturel et artificiel
Aarau Schachen	12	12	11	43	3.2	0.9	0.9	83
Stegbach	12	17	11	43	3.2	0.9	0.9	88
Buerwald	15	12	9	44	4.9	1.4	3.6	90
Niedergösgen	12	15	13	43	3.2	0.9	0.9	88
Starkkirch	14	14	13	44	3.2	0.9	0.9	90
PSI - Nord	14	14	14	42	4.2	1.4	0.9	91 1)
PSI - Oase	12	14	12	42	5.9	1.8	0.9	89
Beznau WKW	11	15	13	42	6.1	1.8	1.0	90
Böttstein	13	15	14	42	4.8	1.4	1.7	92
Oberhalden	11	10	9	42	7.0	1.8	3.4	84
Full (jardin)	12	13	13	42	1.0	0.5	0.7	82
Full Pumpenhaus	15	14	13	42	2.4	0.7	0.7	88
Leibstadt	13	11	13	42	2.6	0.7	1.2	84
Etzgen	15	14	15	42	2.2	0.6	1.4	90
Hintere Rewag	10	14	13	44	2.0	0.9	1.2	85
Salvisberg	15	17	25	46	1.4	0.5	0.7	106
Fuchsried	15	20	22	46	1.0	0.5	1.4	106
Murzelen	11	17	17	47	0.9	0.5	0.9	94
Sites affectés par le rejet CNM 1986								
Niederruntigen	16	17	23	44	1.0	0.5	0.9	103 2)
Horn (pâturage)	16	16	24	46	6.1	4.1	1.4	116 2)
Horn (champ)	15	17	24	46	2.9	1.8	0.9	109 2)
Horn (forêt)	10	11	21	47	3.1	1.8	2.7	98 2)
CNM (pré voisin)	20	24	33	45	4.4	2.8	0.9	133 3)

1) Au 91 nSv/h s'ajoutent ~ 35 nSv/h attribuables à l'entrepôt voisin de fûts radioactifs

2) Dont 1 à 2 nSv/h incombant au Co-60 dû aux rejets de la CNM en 1986

3) Dont ~ 2 nSv/h incombant au Co-60; au 133 nSv/h s'ajoutent ~ 50 nSv/h attribuables au rayonnement direct de la CNM

Tableau 3.3.4.b (suite)

Débits de dose ambiante en plein air, calculés à partir des spectres in situ 1991

(Données calculées en nSv/h avec 1 μ R = 10 nSv)

Lieu	Contributions naturelles				Contributions artificielles			Total
Suisse sans le voisinage des centrales nucléaires	Série U-238	Série Th-232	K-40	cosmique	Tchernobyl Cs-137	Cs-134	essais nuclé. Cs-137	naturel artificiel
Teufen/AR	13	15	17	51	9.7	2.8	0.9	109
Gstaad/BE	12	11	10	55	1.2	0.5	0.9	91
Albeuve/FR	15	13	7	58	1.2	0.5	1.0	96
La Valsainte/FR	15	9	9	55	1.4	0.5	1.5	91
Zervreilasee/GR	25	22	28	78	10	2.8	2.9	169
Partnun/GR	17	10	8	69	5.1	1.4	3.7	114
Pigniu/GR	17	15	24	60	0.7	0.5	0.9	118
Juf/GR	20	15	17	78	6.8	1.8	4.8	143
Soglio/GR	25	21	29	56	25	6.9	2.9	166
Alpflix/GR	20	13	20	78	6.8	1.8	5.1	145
Lenzerheide/GR	16	15	16	65	1.5	0.6	1.5	116
Arosa/GR	9	5	7	70	3.4	0.9	3.4	99
Rossa/GR	15	17	22	64	56	16	1.7	191
Reineck/SG	12	15	15	43	14	3.7	1.7	104
Schwyz/SZ	15	14	9	44	1.9	0.5	3.4	88
Olivone/TI	15	25	26	52	5.1	1.4	1.4	126
Caslaro/TI	25	25	26	41	49	14	3.4	183
Magadino/TI	35	30	25	40	34	9.2	6.8	180
Lofredo/TI	30	30	24	40	13	3.7	1.7	142
Ranello/TI	25	28	26	40	12	3.2	1.7	136
Mondella/TI	23	29	23	40	41	12	3.4	171
Monde d.Ratti/TI	25	28	27	40	11	3.2	2.6	137
Locarno Monti/TI	35	33	29	43	53	15	3.4	212 1)
Mte Bré/TI	15	9	7	52	43	12	3.4	142 1)
Alpe di Negia/TI	13	17	13	63	53	15	4.3	178
Palagnedra/TI	17	18	17	49	58	16	1.7	177 1)
Stabio/TI	25	18	22	42	77	22	2.6	209 1)
Oberalp/UR	20	18	17	76	10	2.8	4.6	148
Champéry/VS	8	10	8	55	1.0	0.5	5.1	88
Derborence/VS	10	5	3	65	1.5	0.5	3.7	89
Leukerbad/VS	15	13	10	64	0.5	0.5	0.7	104
Arolla/VS	21	21	20	79	3.4	0.9	2.4	148

1) Dont ~ 0.5 nSv/h occasionné par le Sb-125 provenant de Tchernobyl

3.3.5 Mesures particulières (fig. 3.3.5)

Nous avons comparé dans chaque site examiné les débits de dose calculés à partir des spectres in situ avec la mesure effectuée à l'aide d'une chambre d'ionisation (RSS), calibrée par rapport au radium-226 en équilibre avec ses descendants. Il en résulte un rapport moyen **in situ/RSS** = 1.06 ± 0.08 , c.à-d. une surestimation due à l'hypothèse d'une répartition homogène des radionucléides artificiels. Nous avons également comparé les valeurs RSS aux données d'un dosimètre portable automess, tube G.M. équipant le personnel d'intervention et les postes d'alerte atomique (cet instrument conçu pour le cas d'accident nécessite pour les niveaux actuels un temps de mesure d'au moins une demi-heure). Il ressort en moyenne une sous-estimation de l'exposition externe par l'automess (**Automess/RSS** = 0.91 ± 0.09). Dans les sites du réseau automatique d'alarme NADAM, la surestimation moyenne **NADAM/RSS** = 1.20 ± 0.09 a été confirmée.

La figure 3.3.5 compare les contributions au débit de dose ambiante en **plein air** sur divers types de sol ainsi qu'à l'**intérieur de locaux**. On note une **réduction** de la composante artificielle et de la part cosmique à l'intérieur des locaux examinés. Les mesures dans les **forêts** montrent de leur côté un **renforcement** de la part artificielle, dû à une plus forte concentration du césium dans les couches supérieures du sol.

3.3.6. Interprétation et conclusions (fig. 3.3.6a et 3.3.6b)

En résumé, la figure 3.3.6a montre l'importance relative des diverses contributions à l'**exposition externe** dans les sites examinés par spectrométrie in situ en 1991. On distingue:

Rayonnement **terrestre**: 20-59%; rayonnement **cosmique** 20-73%; soit 51 à 98% pour le rayonnement **naturel** auquel la population est soumise en permanence; retombées de **Tchernobyl**: 1-48%; **essais nucléaires** passés: 1-6%; impact du rejet survenu à la centrale nucléaire de **Mühleberg** en 1986: 1-8% dans les points critiques examinés en 1991. La décroissance des radionucléides artificiels ainsi que leur pénétration dans le sol implique une **diminution** progressive de la part artificielle par rapport à celle **immuable** du rayonnement naturel. Les mesures in situ 1991 ont confirmé le **recul graduel** de la part artificielle (fig. 3.3.6b). Soulignons enfin que la **distinction** du césium-137 selon sa provenance s'avère de plus en plus complexe et **biaisée**, car elle se base avant tout sur le rapport Tchernobyl Cs-134/Cs-137. Or l'**imprécision** de mesure du césium-134 augmente du fait de la décroissance de ce nucléide, qui n'est même parfois déjà plus décelable. D'autre part, les différentes contributions césium-137 **n'obéissent pas** à la même répartition dans le sol.

Remerciements

Que les différents laboratoires et instituts, les communes et les établissements publics ainsi que les personnes privées qui ont favorisé la réalisation de nos mesures soient ici remerciés. Des remerciements spéciaux vont également à Mme M. Gobet et A. Gurtner (SUER) pour leur travail au niveau de la rédaction du texte, des tableaux et des figures de ce compte-rendu.

Fig.3.3.5. : Contributions au débit de dose ambiante sur divers types de sol et à l'intérieur de bâtiments (mesures 1991)

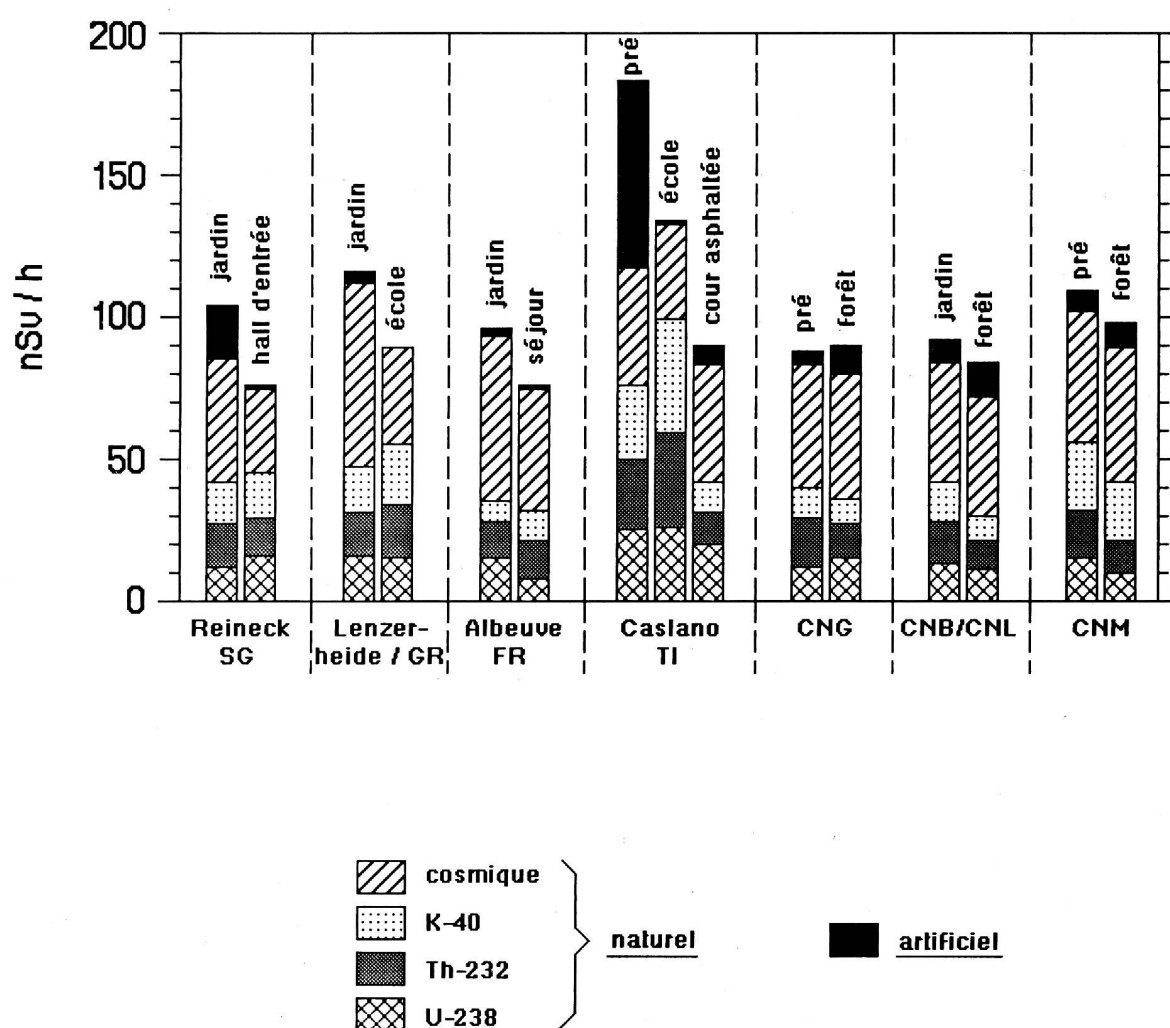
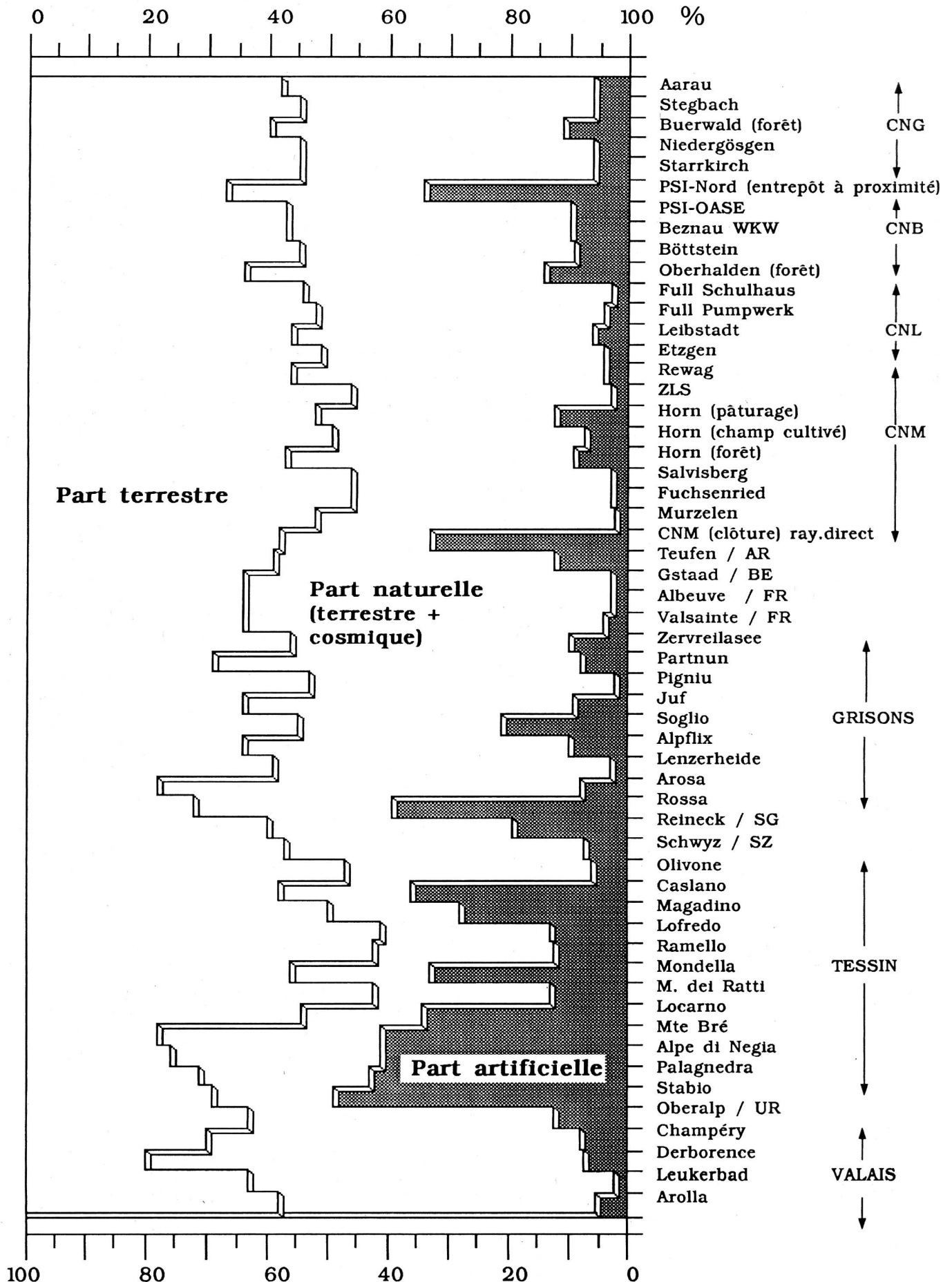
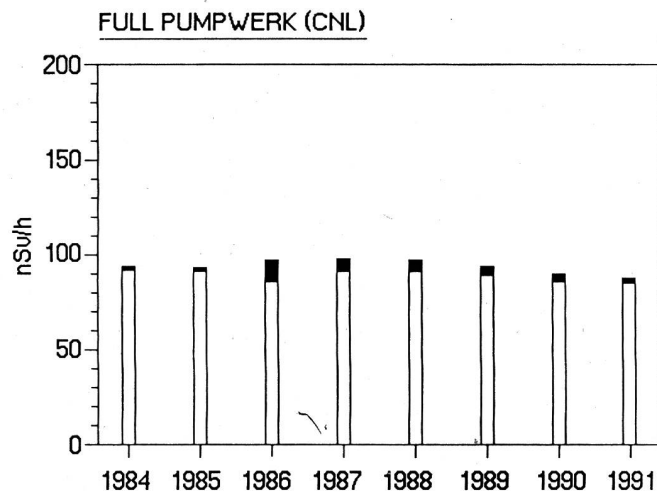
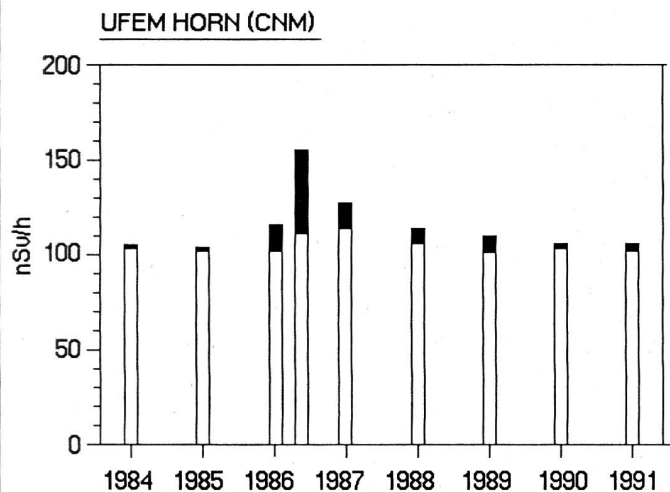


Fig. 3.3.6.a: Importance relative des contributions à l'exposition externe 1 m au-dessus du sol d'après la campagne in situ 1991

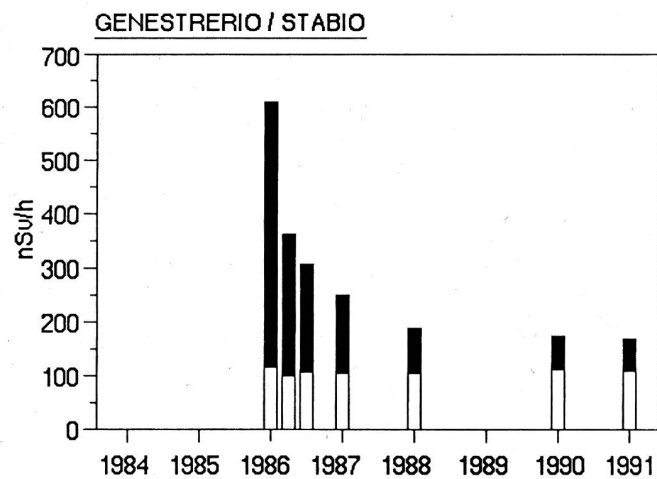
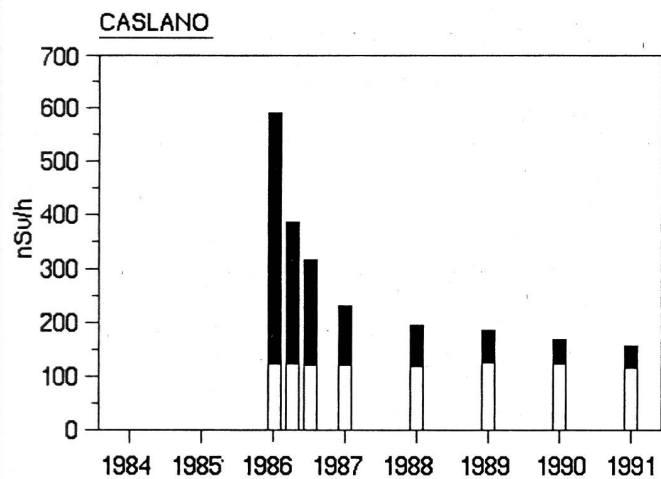




**FIG. 3.3.6.b : SUIVI DU DEBIT DE DOSE AMBIANTE NATURELLE ET ARTIFICIELLE
DANS CERTAINS SITES DE REFERENCE.**

VOISINAGE CENTRALES NUCLEAIRES



TESSIN



 Débit de dose ambiante naturelle (terrestre + cosmique)
 Débit de dose ambiante artificielle (mai 1986 : Tchernobyl; septembre 1986 : rejet CNM)

3.4. RADIOAKTIVITÄT IN AQUATISCHEN SYSTEMEN

J. Beer, U. Beutler, S. Bollhalder und A. Lück
Abteilung Umweltp Physik, EAWAG, Dübendorf

3.4.1. Zusammenfassung

Es wurden nur wenige künstliche Radionuklide nachgewiesen, deren Aktivität deutlich über dem natürlichen Pegel liegt. Dazu gehören Cs-137 und Cs-134, die vorwiegend vom Reaktorunfall in Tschernobyl stammen und immer noch in Sedimenten vorhanden sind. Aktivitätsmässig an der Spitze steht Tritium, das zunehmend in der Industrie (Leuchtfarben) Anwendung findet. Im April wurde der Richtwert für die Tritiumkonzentration für öffentliche Gewässer ($C_w/300$ gem. Art. 107 der SSV0) von 12 kBq/l im Abwasser von La Chaux-de-Fonds überschritten. Co-60 und Co-58, die aus Kernanlagen stammen, wurden in Sedimenten und Wasserpflanzen festgestellt. In Fischen konnten vereinzelt Spuren von Cs-137 und in einem Fall von Zn-65 nachgewiesen werden. Vereinzelte erhöhte Gesamt- α -Aktivitäten im Rheinwasser sind vermutlich auf erhöhte Schwebstofffrachten zurückzuführen.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass mit Ausnahme der Tritiumkonzentration im Abwasser der ARA La Chaux-de-Fonds die beobachteten nicht natürlichen Radionuklidkonzentrationen in aquatischen Systemen die Richtwerte der Strahlenschutzverordnung nicht überschritten haben.

3.4.2. Ziele

Die Gruppe "Radioaktive und chemische Tracer" der Abteilung Umweltp Physik der EAWAG konzentriert sich bei der Ueberwachung 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 Ueberwachung besteht darin, Aenderungen der natürlichen Umgebungsradioaktivität festzustellen und die Radionuklide, die dafür verantwortlich sind, zu identifizieren.

Ueberwacht 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 (Ueberwachung von Rhone, Ticino und Doubs: siehe Kap. 3.1).

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

Zu den überwachten Isotopen-verarbeitenden Betrieben gehören die Uhrenindustrie von La Chaux-de-Fonds und die Radium Chemie Teufen/AG, 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 Wasserdampf an die Luft abgegeben wird. Parallel dazu werden die Abflüsse der lokalen Abwasserdeponien beprobt.

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 (ARA Bern, Basel und Lausanne: siehe Kap. 5.1).

3.4.3. Methoden 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 auf Tritium (Flüssigszintillationszähler) und in wenigen Fällen auf α -Strahler (Gaszähler) untersucht. Sr-90 wird nur im Abwasser von Abfalldeponien gemessen. Alle Angaben von spezifischen Aktivitäten (mit Ausnahme der Wasserproben) beziehen sich auf Trockengewichte.

3.4.4. Zusammenfassung der Ergebnisse

Kernanlagen

Wasserproben aus den neben den Kernanlagen liegenden Flüssen Aare und Rhein zeigen nur in ganz seltenen Fällen Tritium-Werte, die knapp über der Nachweisgrenze von 10 Bq/l liegen. Radionuklide, die Gammastrahlen emittieren, konnten keine nachgewiesen werden. In den Sedimentproben aus der Umgebung der Kernanlagen wurden Cs-137 (2 bis 20 Bq/kg) und Cs-134 (0.3 bis 4.0 Bq/kg) gefunden. Das in den meisten Fällen ebenfalls vorhandene Cs-134 (Halbwertszeit: 2 Jahre) und das Cs-137/Cs-134 Verhältnis von ca. 10 sind klare Hinweise darauf, dass das Cäsium primär vom Reaktorunfall in Tschernobyl stammt. Diese Interpretation wird zusätzlich erhärtet durch das Vorhandensein von kosmogenem Be-7, das infolge seiner kurzen Halbwertszeit von 53 Tagen nur in frischem Sedimentmaterial gefunden werden kann.

In einigen Sedimenten (Stausee Klingnau, Rhein oberhalb und unterhalb Kernkraftwerk Leibstadt, Stausee Niederried) wurden Spuren von Co-60 (1 bis 6 Bq/kg) und Co-58 (0.6 bis 4.3 Bq/kg) gefunden. Wasserpflanzen aus der Aare zwischen Stilli und dem Paul Scherrer Institut, der Aare unterhalb des Kernkraftwerks Gösigen, dem Rhein unterhalb des Kernkraftwerks Leibstadt und dem Stausee Niederried (unterhalb KKW Mühleberg) zeigen ebenfalls Co-60 und Co-58, in einigen Fällen auch Zn-65 (20 Bq/kg), Mn-54 (3.1 Bq/kg) und J-131 (28 Bq/kg). In einigen Fischen aus diesen Gebieten konnten Spuren von Cs-137 und in einem Fall Zn-65 (12.4 Bq/kg) nachgewiesen werden. Es ist an-

zunehmen, dass diese Isotope aus Kernanlagen entlang der Aare stammen.

Isotopen-verarbeitende Betriebe

La Chaux-de-Fonds:

In Fig. 1 ist oben die Tritiumaktivität im Niederschlag und unten im gereinigten Abwasser der ARA von La Chaux-de-Fonds für die Periode von 1987 bis 1991 dargestellt. Der Vergleich der beiden Kurven zeigt folgendes: Die Tritiumaktivität des Niederschlages liegt meist im Bereich von 10 bis 30 Bq/l, was vergleichbar ist mit Bern, aber um rund eine Grössenordnung über den typischen Stationen in der Schweiz liegt. Die Abwässer der ARA jedoch zeigen rund tausendmal höhere Tritiumkonzentrationen. Dies bedeutet, dass die Tritiumabgabe fast ausschliesslich über das Abwasser erfolgt.

Im April wurde im Abwasser der ARA der Richtwert für die Tritiumkonzentration für öffentlich zugängliche Gewässer ($C_w/300$ gem. Art. 107 der SSVO) von 12 kBq/l um rund einen Faktor 2 überschritten. Die zuständigen Bewilligungs- und Aufsichtsbehörden sind über diese Messergebnisse informiert worden und klären deren Ursache ab. Insgesamt sind 1991 45 TBq Tritium abgeflossen gegenüber 33 TBq im Jahr 1990. Damit hat sich die bereits im letzten Bericht beobachtete steigende Tendenz deutlich fortgesetzt. Es wird vermutet, dass diese Tritium-Aktivitäten von der Rauchgaswaschanlage der Kehrlichtverbrennungsanlage La Chaux-de-Fonds kommen, wo tritiumhaltige Abfälle aus der Uhrenindustrie verbrennt werden. Da die Abwässer der Kläranlage La Chaux-de-Fonds teilweise versickern und erst bei der Einmündung in den Doubs wieder austreten wo sie stark verdünnt werden kann davon ausgegangen werden, dass niemand durch Trinken dieses Wassers eine unzulässige Strahlenexposition erhält; eine eingehende und rasche Abklärung ist dennoch unumgänglich.

Radiumchemie Teufen:

Die Resultate der Tritiummessungen von Regenwasser, das 65 m östlich des Kamins der Radium Chemie in Teufen gesammelt wurde, sind in Fig. 2 dargestellt. Die Aktivitäten liegen, wie in den letzten fünf Jahren, zwischen 1 und 10 kBq/l und sind damit hundert- bis tausendmal höher als im typischen Niederschlag in der Schweiz. Es ist kein Trend festzustellen.

Deponien:

Im Sickerwasser der ehemaligen Abfalldeponie Teufen sowie im Sickerwasser der Abfalldeponie von Stein/AR lassen sich wie in früheren Jahren α -Strahler (0.2 bis 3.5 Bq/l), sowie Tritium (6 kBq/l) und Sr-90 (0.3 bis 2.5 Bq/l) nachweisen, nicht jedoch γ -aktive Radionuklide. Diese Aktivitäten führen zu keiner relevanten Belastung der Abwässer.

Kläranlagen:

Im gereinigten Abwasser der ARA-Zürich liegen sämtliche Tritium-Messwerte unterhalb von 10 Bq/l. Mit Ausnahme von vereinzelten geringen Cs-137 Aktivitäten (0.4 bis 4 Bq/l) konnten keine γ -emittierende Radionuklide nachgewiesen werden. J-131, das in Spitälern verwendet wird, klingt in Rückhaltebecken so stark ab, dass es im Abwasser der ARA unter der Nachweisgrenze von 0.2 Bq/l liegt.

Oberflächengewässer:

Am Rhein wurden an drei Stationen abflussgewichtete Monatsproben erhoben. Fig. 3 zeigt den Verlauf der Gesamt- α -Aktivität für Rekingen/AG und Village-Neuf (unterhalb Basel). Beide Stationen zeigen Ende 1989 erhöhte Werte, die jedoch anfangs 1990 wieder auf das übliche Niveau von 10 bis 40 mBq/l absanken. γ -Messungen an den gleichen Wasserproben zeigen vereinzelt natürliches K-40 (4 bis 30 Bq/l) und in einem Fall Cs-137 (0.7 Bq/l). Ein Vergleich mit den α -Daten ergibt, dass K-40 vor allem dann nachweisbar ist, wenn auch die α -Aktivitäten hoch sind. Dies legt die Vermutung nahe, dass diese Ergebnisse die Folge von erhöhten Schwebstoff-Frachten im Rhein sind.

Sämtliche Tritium-Messungen an Rheinwasser-Proben ergaben Werte unterhalb von 10 Bq/l.

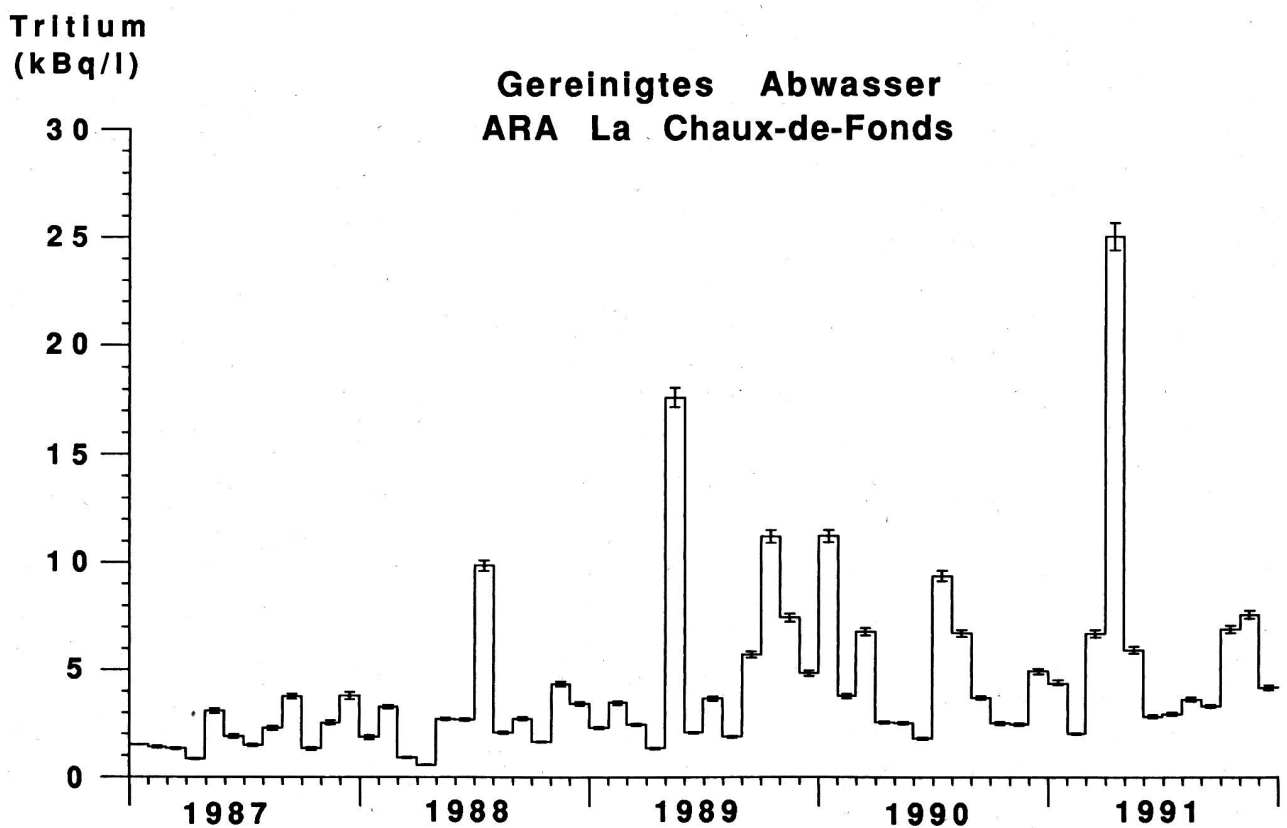
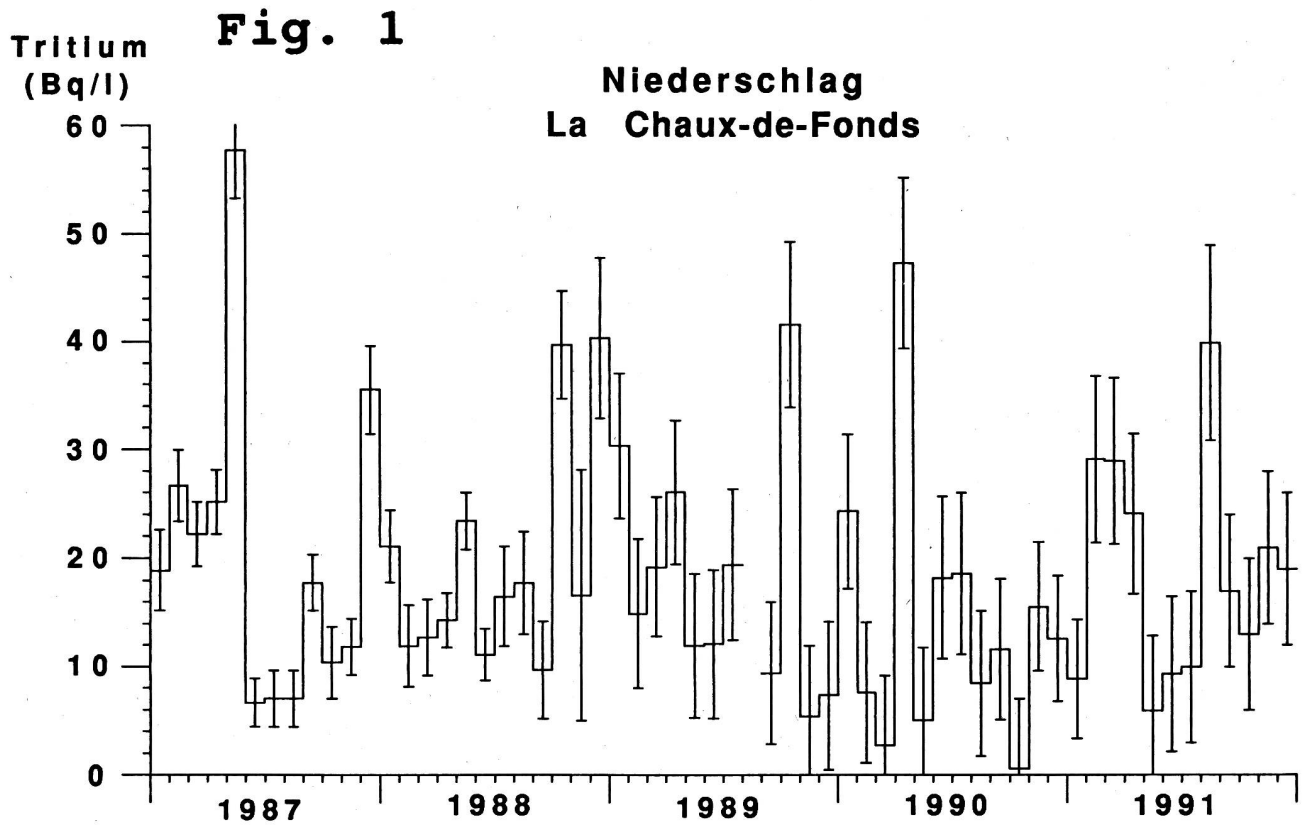


Fig.1

**Tritium
(Bq/l)**

**Niederschlag Teufen/AR
65 m östlich des Kamins**

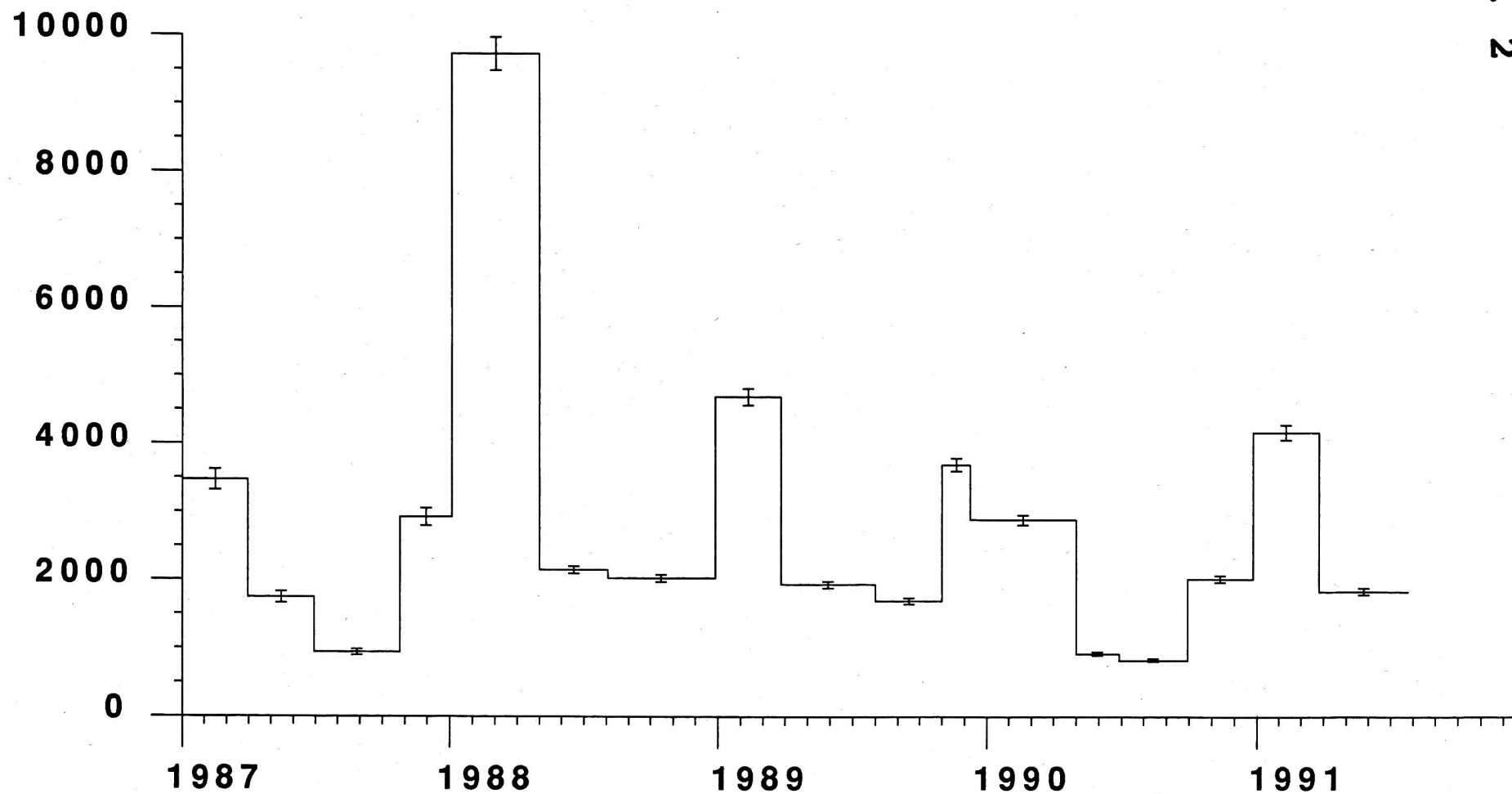
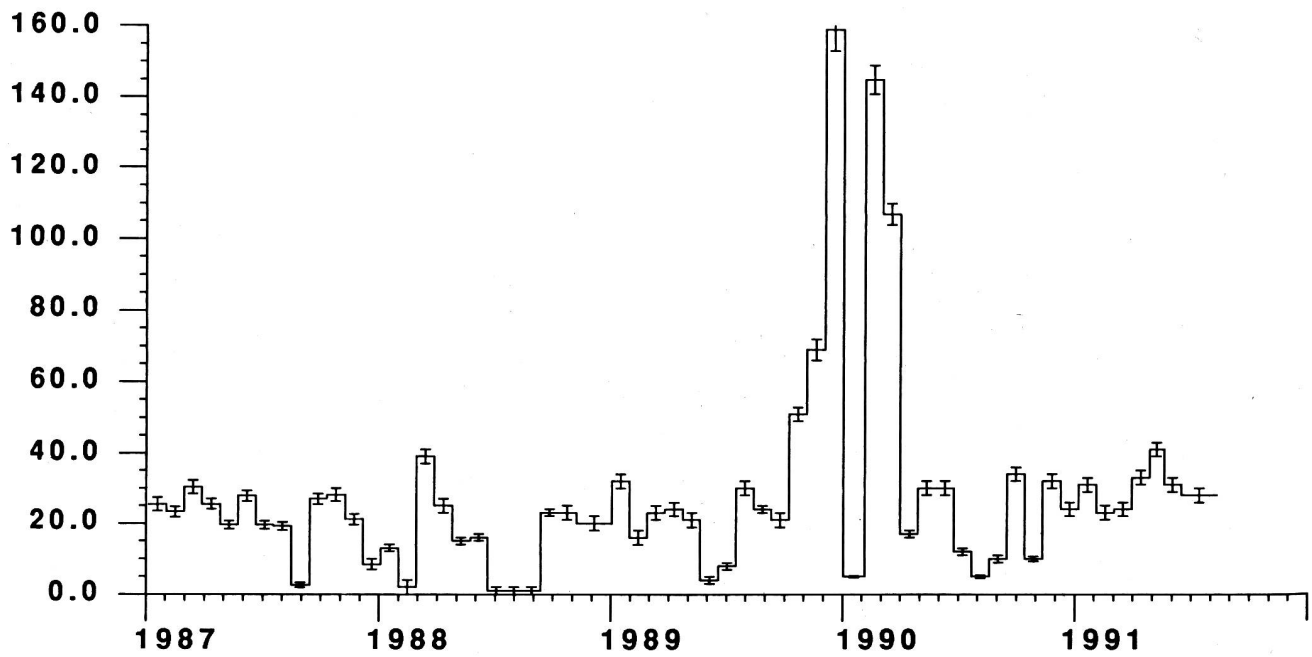
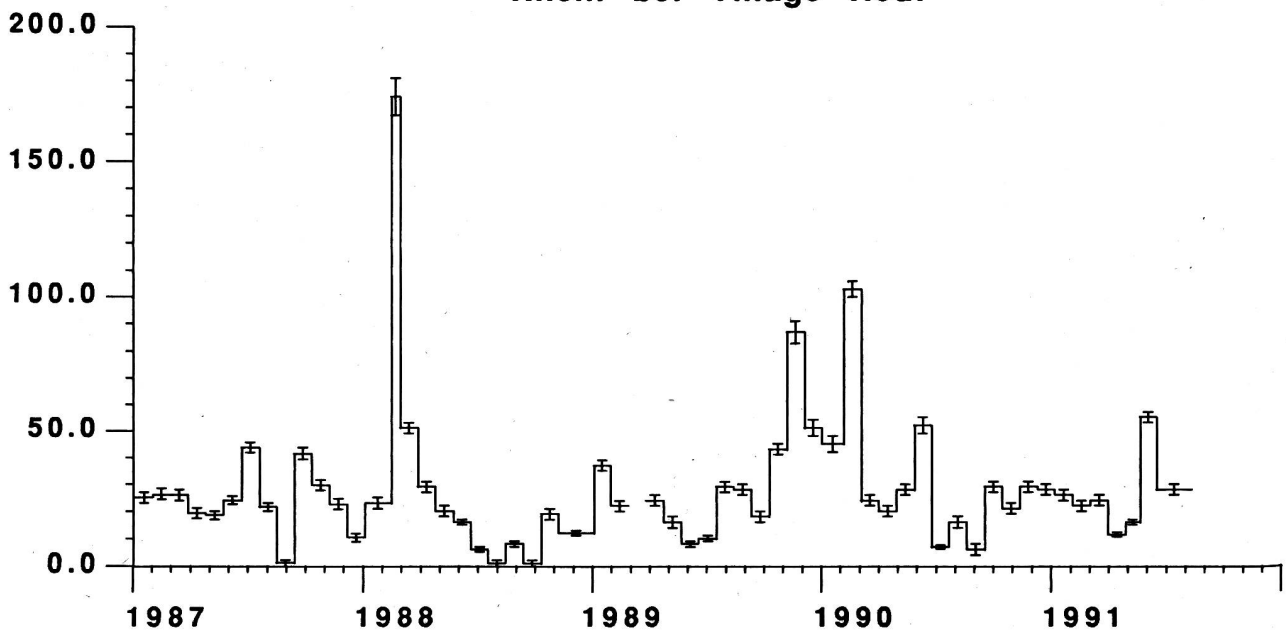


Fig. 2

Fig. 3
Alpha (mBq/l) Rhein bei Rekingen



Alpha (mBq/l) Rhein bei Village Neuf



3.5. RADIOAKTIVITÄT IN LEBENSMITTELN IN DER SCHWEIZ 1991

H. Völkle¹⁾, C. Bajo²⁾, V. Figueiredo³⁾ und U. Vögeli⁴⁾

- 1) Sektion Überwachung der Radioaktivität/BAG, Fribourg
- 2) Kantonales Labor Aargau, Aarau
- 3) Kantonales Labor Basel-Stadt, Basel
- 4) Kantonales Labor Bern, Bern

3.5.1. Zusammenfassung

Die Ergebnisse der Lebensmittelüberwachung bezüglich Radioaktivität werden präsentiert. An den Untersuchungen sind kantonale Laboratorien und Messstellen des Bundes beteiligt. In Wildfleisch und gewissen Pilzen ist noch Caesium vom Reaktorunfall Tschernobyl nachweisbar, führt wegen der geringen Konsumraten aber nicht zu nennenswerten Dosen. In den Hauptnahrungsmitteln liegt die Caesium-Aktivität meist unter der Nachweisgrenze. Ausser Strontium-90, das ausführlich in Kapitel 3.6. behandelt wird, sind keine anderen künstlichen Radionuklide zu erwähnen. Caesium in Lebensmitteln führte 1991 im Durchschnitt zu einer jährlichen Strahlenexposition von wenigen micro-Sievert.

3.5.2. Ziele und Messprogramm

Die Überwachung der Radioaktivität der Lebensmittel geschieht in Zusammenarbeit zwischen den kantonalen Laboratorien und Bundesstellen (BAG/SUER: Sektion Ueberwachung der Radioaktivität, IER: Inst. d'Electrochimie et de Radiochimie der EPF Lausanne und PSI: Paul-Scherrer-Institut, Villigen). Auf der Basis des neuen Strahlenschutzgesetzes und analog zum Lebensmittelgesetz sollen in der kommenden neuen Strahlenschutzverordnung (STRAVO) Toleranz- und Grenzwerte für Radionuklide in Lebensmitteln festgelegt werden. Für den Vollzug sind inskünftig die kantonalen Behörden zuständig. Gegenwärtig ist jedoch noch die Strahlenschutzverordnung (SSVO) vom 30. Juni 1976 und die Verordnung über Konzentration von radioaktiven Nukliden in Lebensmitteln von 8. September 1986 gültig.

Die Lebensmittelüberwachung hat zum Ziel, den Gehalt an künstlichen und z.T. auch natürlichen Radionukliden in den Lebensmitteln zu verfolgen, um die daraus resultierenden Strahlendosen für die Bevölkerung herzuleiten. Bei den künstlichen Radionukliden sind teilweise noch Beiträge des Reaktorunfalles Tschernobyl und des Atombombenausfalles zu erwähnen und in deren Nahumgebung u.U. Radioaktivitätsabgaben aus Kernanlagen, Industriebetrieben und Spitälern.

Da die Strahlenexposition nicht nur vom Radionuklidgehalt der Lebensmittel abhängt, sondern auch von der verzehrten Menge, müssen in erster Linie die Hauptnahrungsmittel wie Milch und -Produkte, Getreide und andere landwirtschaftliche Produkte sowie Fleisch überwacht werden. Seit dem Reaktorunfall Tschernobyl ist auch die Kontrolle von Wildfleisch und frischen Wildpilzen erforderlich; weitere, meist importierte Lebensmit-

tel, die als Folge von Tschernobyl kontaminiert sein können, werden stichprobenweise kontrolliert. In der Nahumgebung der Kernanlagen werden Milch, Getreide und weitere Lebensmittel gemäss den jeweiligen Umgebungsüberwachungsprogrammen untersucht; die entsprechenden Ergebnisse sind in Kapitel 4 zu finden.

3.5.3. Methodik und Messverfahren

Der Nachweis von Radioaktivität in Lebensmitteln erfolgt für die meisten künstlichen und natürlichen Radionuklide durch Gamma-Spektrometrie. Dieses Messverfahren mit Germanium-Detektoren wird von den Messstellen des Bundes, der Hochschulen und mehreren kantonalen Laboratorien eingesetzt. Als zerstörungsfreie Methode ermöglicht es bei Routinemessungen die simultane Bestimmung von mehreren Nukliden mit einer unteren Nachweisgrenze von wenigen Bq/kg, z.T. auch unter 1 Bq/kg.

Nuklide, die mit Gamma-Spektrometrie nicht nachweisbar sind und die u.U. in Lebensmitteln radiologisch relevant sein können, sind Tritium, Strontium-90 und gewisse Alpha-Strahler wie Uran, Radium, Plutonium etc. Tritium wird in der Umwelt durch die regelmässige Untersuchung von Niederschlägen und Oberflächengewässern sowie durch zusätzliche Messungen in der Umgebung von Betrieben überwacht, die dieses Nuklid verarbeiten (Kap.4 und 5). Für die Strontium-90-Messungen sei auf Kapitel 3.6. verwiesen. Für die Überwachung der Alpha-Aktivität, die sowohl bei der Probenaufbereitung wie auch bei der Aktivitätsbestimmung wesentlich aufwendiger ist, genügen i.a. die in der Umwelt und bei der Emissionsüberwachung von Betrieben und Kernanlagen durchgeführten Messungen, da eine Kontamination von Lebensmitteln mit diesen künstlichen Nukliden im Normalfall sehr unwahrscheinlich ist.

3.5.4. Zusammenfassung der Ergebnisse

Im folgenden sind die Ergebnisse von Radioaktivitätsmessungen an Lebensmitteln, die von kantonalen, oder bundeseigenen Laboratorien durchgeführt wurden, zusammengestellt. Als künstliche Radioaktivität in Lebensmitteln sind nebst Strontium-90 und Tritium, lediglich noch die Nuklide Caesium-134 und Caesium-137 nachweisbar.

a. Hauptnahrungsmittel: Milch, Getreide und Fleisch

Die Ergebnisse der Messungen der Milch sind in Tab. 1 zusammengestellt. Mit Ausnahme des Tessins und der Bündner Südtäler lagen die Caesium-Werte der Milch 1991 meist unter 1 Bq/Liter und sind in den meisten Fällen nicht mehr nachweisbar. In den Bündner Südtälern und dem Tessin traten z.T. noch Werte bis etwa 20 Bq/L auf. Eine Ziegenmilchprobe aus dem Kanton Graubünden ergab 2.5 bzw. 1 Bq/L für Caesium-137 bzw. Caesium-134.

Tabelle 1: Radioaktivität in Kuhmilch

Wertebereich in Bq/Liter: Die Proben werden als Milchpulver gemessen und durch Multiplikation mit einem Faktor 8.1 auf Frischmilch umgerechnet (Durchschnittl. Trockengehalt der Milch = 12.3 Gew. -%).

Ort	Anzahl	K-40	Cs-137	Cs-134	Sr-90
Lausanne	1	60	≤ 0.02	n.g.	0.15
Lucens(Orlait)/VD	4	41-52	≤ 0.4	≤ 0.1	0.12
Pfyn/VS	1	54	≤ 0.03	--	0.05
Grangeneuve/FR	1	53	≤ 0.5	≤ 0.2	0.09
Bern (UHT,past)	9	35-53	≤ 0.2-≤4	≤ 0.2-≤4	--
Mürren/BE	2	49-51	≤ 0.9	≤ 0.3	0.19-0.36
Dagmersellen/LU	5	48	≤ 0.3-0.7	≤ 0.2	--
Luzern	2	48-50	≤ 0.05-0.35	≤ 0.05	--
Emmen/LU	3	50-55	≤ 0.05	≤ 0.04	--
Ajoie/JU	5	45-56	0.06-0.10	≤ 0.05	0.09-0.10
Freiberge/JU	3	53-59	0.08-0.13	≤ 0.05	0.10-0.15
Sissach/BL	4	49-57	≤ 0.03-0.12	≤ 0.05	0.05-0.09
Basel (Coop/Migros)	8	52-58	0.06-0.17	≤ 0.05	--
Arenenberg/TG	2	42-48	≤ 0.2	≤ 0.2	0.052-0.054
Wil/SG	2	--	≤ 1	≤ 1	--
Altstätten/SG	2	--	≤ 1	≤ 1	--
Chur/GR	3	49-55	≤ 0.9	≤ 0.3	0.041-0.065
Chur/GR	11	--	≤ 4	≤ 4	--
Davos/GR	11	--	≤ 4	≤ 4	--
Davos-Stillberg/GR	2	31	0.7	≤ 0.2	0.48-0.52
Sta.Maria/Calanca/GR	1	--	4	≤ 4	--
Mesocco/GR	5	--	≤ 4-11	≤ 4	--
Pontresina/GR	11	--	≤ 4	≤ 4	--
Poschiavo/GR	10	--	≤ 4	≤ 4	--
Vicosoprano/GR	9	--	5-18	≤ 4	--
Rodi/TI	2	45-53	2.2-7.5	≤ 0.4	0.25
Sessa/TI	2	47-51	0.7-2.4	≤ 0.3	0.46-0.48

Getreideproben aus der ganzen Schweiz (Regionen Westschweiz, Fribourg/Bern/Solothurn, Nord- und Zentralschweiz, Ostschweiz, Tessin) sowie aus der Umgebung der Kernanlagen gaben alle <2 Bq Caesium-137/kg bzw. <0.5 Bq Caesium-134/kg. Die Konzentration des natürlichen Kalium-40 im Getreide lag im Durchschnitt bei 135±25 Bq/kg. Bei den untersuchten Fleisch- und Fischproben lag der Caesium-Gehalt durchwegs unter 10 Bq/kg (siehe Tab. 2).

Tabelle 2: Caesium in Fleisch und Fisch; Wertebereiche

Probe- bezeichnung	Kanton	Anzahl	Cs-137 (Bq/kg)	Cs-134 (Bq/kg)
Haustiere	ZH	4	$\leq 1^{1)}$	--
Bündnerfleisch	GR	3	≤ 4	≤ 4
Rohschinken	GR	5	≤ 4	≤ 4
Speck	TI	2)	12	≤ 4
Rohschinken	TI	2)	5	≤ 4
Coppa/Salami	TI	2)	5	≤ 4
Bündnerfleisch	SG/GL/TI	2)	5	≤ 4
Schweineleber	LU	2)	1	≤ 4
Fische	ZH	8	$0.6^{1)} - 2.5^{1)}$	--

1) Cs-134 und Cs-137 zusammen; Mittel: 1.5 Bq/kg.

2) Exportware, Messung PSI.

b. Wild und Wild-Importe

Auch 1991 wurde von den Zollorganen im Auftrag des Bundesamtes für Veterinärwesen (BVET) an der Grenze Proben von Wildimporten für die Radioaktivitätsmessung erhoben (siehe Tab. 4). Von 94 Proben ergaben noch 4% Werte über dem Toleranzwert von 600 Bq/kg für die Summe der beiden Caesium-Nuklide. Bei 80% der Proben lagen die Aktivitätswerte unter 300 und bei 60% unter 100 Bq/kg. Einheimische Wildproben ergaben etwas tiefere Caesium-Werte als Importwild (siehe Tab. 3).

Geht man davon aus, dass der durchschnittliche Konsum von Wildfleisch bei höchstens 1 kg/Jahr liegt, dann beträgt die Caesium-Belastung durch Wildkonsum weniger als 2 micro-Sievert pro Jahr.

Tabelle 3: Inländisches Wildfleisch; Wertebereiche
(nur in den Kantonslaboratorien analysierte Proben)

Probe- bezeichnung	Kanton	Anzahl	Cs-137 (Bq/kg)	Cs-134 (Bq/kg)
Reh	BE	2	19 - 368	≤ 4
Hirsch	BE	1	≤ 4	$\leq 4 - 31$
verschiedene Wildproben	ZH	10	$1^{1)} - 15^{1)}$	≤ 4 --

1) Cs-137 und Cs-134 zusammen; Mittel = 6 Bq/kg

Tabelle 4: Importiertes Wildfleisch

(nur in den Kantonslaboratorien analysierte Proben)

Probe- bezeichnung	Kanton	Anzahl	Cs-137 (Bq/kg)			Cs-134 (Bq/kg)		
			Min.	Mit.	Max.	Min.	Mit.	Max.
Gems	BS	12	< 2	~ 180	515	< 1	~ 15	44
Reh	BE	7	< 7	40	99	< 4	--	10
Reh	BS	32	< 1	~ 30	120	< 1	~ 2	11
Hirsch	BE	4	< 4	--	11	--	--	< 4
Hirsch	BS	6	< 1	~ 60	278	< 1	~ 5	24
Hase	BE	2	< 4	--	12	--	--	< 4

1) Proben von KL Bern erhoben

c. Wildpilze

Die Resultate sind in den Tabelle 5 und 6 zusammengestellt. Leider konnten im Tessin keine Proben erhoben werden. Frische inländische Wildpilze zeigten vor allem bei den Röhrlingen und Zigeunerpilzen nach wie vor teilweise hohe Caesium-Werte und ein eindeutiger Rückgang ist noch nicht erkennbar. Für den Tschernobyl-Anteil lag 1991 das Verhältnis Cs-134/Cs-137 bei rund 1:10. Da Cs-134 ausschliesslich von Tschernobyl stammt, kann beim Cs-137 der noch vom Atombombenausfall stammende Anteil abgeschätzt werden und es zeigt sich, dass bei gewissen Proben dieser Anteil nicht vernachlässigbar ist.

Auch bei importierten Pilzen traten teilweise noch erhöhte Caesium-Werte auf, die jedoch die Limite von 600 Bq/kg nicht überstiegen (siehe Tab. 6).

Bei einer durchschnittlichen jährlichen Konsumrate der Schweizer Bevölkerung von 0.3 kg für frische Wildpilze (wovon etwa 0.1 kg Röhrlinge incl. Steinpilze) dürfte 1991 die durchschnittliche Caesium-Dosis etwa ein micro-Sievert betragen haben und ist damit unerheblich.

Tabelle 5: Inländische Wildpilze

Pilzart	Kanton	Anzahl	Cs-137 (Bq/kg)			Cs-134 (Bq/kg)		
			Min.	Mit.	Max.	Min.	Mit.	Max.
Maronenröhrlinge	BE	3	35	288	586	≤ 4	~ 17	32
Maronenröhrlinge	AG 2)	3	1432	1670	1854	139	150	169
Maronenröhl. 1)	LU 2)	1	--	4774	--	--	355	--
Maronenröhrlinge	ZH	2	--	480	--	--	40	--
Maronenröhrlinge	GR	1	--	≤ 4	--	--	≤ 4	--
Steinpilze	AG 2)	3	213	633	1330	12	44	94
Steinpilze	ZH	1	--	15	--	--	2	--
Steinpilze	SG	1	--	41	--	--	≤ 4	--
Steinpilze	GR	4	13	17	19	--	--	≤ 4
and. Röhrlinge	BE	2	≤ 4	--	4	≤ 4	--	≤ 4
and. Röhrlinge	AG 2)	9	144	985	1738	14	82	149
and. Röhrlinge	ZH	2	9	--	110	1	--	11
and. Röhrlinge	GR	3	20	29	43	--	--	≤ 4
Zigeunerpilze	BE	5	250	453	629	5	10	17
Zigeunerpilze	AG 2) 3)	1	--	22640	--	--	1918	--
Zigeunerpilze 1)	LU 2)	1	--	616	--	--	16	--
Zigeunerpilze	ZH	2	140	--	1350	3	--	95
Zigeunerpilze	SG	4	83	650	1030	≤ 4	~ 56	84
Zigeunerpilze	GR	3	271	812	1564	10	48	112
Zigeunerpilze 1)	GR 2)	1	--	1887	--	--	50	--
Hallimasch	AG 2)	5	8	62	109	≤ 5	~ 6	13
Stochschwämmchen	AG 2)	3	25	234	355	≤ 3	22	38
Schnecklinge	AG 2)	2	49	--	1628	≤ 3	--	106
Ritterlinge	AG 2)	4	8	211	475	≤ 7	~ 20	48
Schirmlinge	AG 2)	4	≤ 4	~ 60	216	≤ 8	~ 8	18
Egerlinge	AG 2)	18	≤ 2	~ 30	471	≤ 2	~ 5	36
Stäublinge	AG 2)	2	≤ 7	--	19	≤ 8	--	9
Tintlinge	AG 2)	3	≤ 4	--	7	≤ 3	--	15
Schüpplinge	AG 2)	3	26	234	355	≤ 3	~ 20	38
Trichterlinge	AG 2)	6	≤ 2	~ 190	700	≤ 1	~ 20	73
übrige Pilze	AG 2)	8	≤ 2	~ 85	473	≤ 1	~ 9	33
übrige Pilze	ZH	26	≤ 1	~ 33	420	≤ 1	~ 3	40
übrige Pilze	SG	1	--	115	--	--	≤ 4	--
übrige Pilze	GR	17	≤ 4	~ 12	99	≤ 4	--	8
versch. Pilze 1)	GR	1	--	4	--	--	≤ 2	--

1) Messung SUER

2) bezogen auf Trockengewicht

3) Proben aus dem benachbarten Schwarzwald/D

Tabelle 6: importierte Pilze

Pilzart	Kanton	Anzahl	Cs-137 (Bq/kg)			Cs-134 (Bq/kg)		
			Min.	Mit.	Max.	Min.	Mit.	Max.
Maronenröhr1. 2)	SG	3) 1	--	415	--	--	40	--
Steinpilze	BE	4	9	28	65	≤ 4	--	5
Steinpilze	SG	3	≤ 4	--	173	--	≤ 4	--
Steinpilze getr.	BE	3) 10	≤ 4	~ 55	144	≤ 4	~ 5	15
Steinpilze getr.	BS	3) 1	--	2	--	--	≤ 0.2	--
and. Röhrlinge	BS	1	--	28	--	--	≤ 2	--
and. Röhrlinge	SG	1	--	550	--	--	43	--
Eierschwämme	BE	25	≤ 4	~160	513	≤ 4	~ 12	42
Eierschwämme 1)	FR	7	≤ 0.3	2	5	≤ 0.3	~ 1	3
Eierschwämme	BS	1	--	162	--	--	15	--
Eierschwämme	BS	3) 1	--	138	--	--	14	--
Semmelstoppelpilz	BE	1	--	114	--	--	11	--
div. Pilze	BS	3	≤ 0.2	--	4	≤ 0.2	--	1

1) Messung SUER

2) Messung PSI

3) bezogen auf Trockengewicht

d. Weitere Lebensmittel und Heilkräuter

Schliesslich wurden von den kantonalen Laboratorien weitere Lebensmittel z.B. Teeproben und Arzneipflanzen untersucht; die Ergebnisse sind in der folgenden Tabelle 7 zusammengestellt. Ausser bei einigen Teesorten bzw. Arzneipflanzen (z.B. auch Isländisch Moos) sind keine erhöhten Werte für den Caesiumgehalt festgestellt worden. Bei importierten Lebensmitteln ergab eine Haselnussprobe aus der Türkei 50, eine Dörrobstprobe aus Rumänien rund 10 Bq/kg für die beiden Caesium-Nuklide zusammen. Berücksichtigt man, dass bei Tee und Arzneipflanzen die konsumierten, bzw. für die Teezubereitung verwendeten Mengen gering sind, sind auch die daraus resultierenden Strahlendosen unerheblich.

e. Radioaktivität in Mineralwässern

Die Ergebnisse von Untersuchungen auf Uran, Thorium, Radium und deren Folgeprodukte an im Handel erhältlichen Mineralwässern durch das Paul Scherrer Institut im Auftrag des Bundesamtes für Gesundheitswesen sind im folgenden Kapitel 3.5.A zusammengestellt. Zur radiologischen Bewertung wurde angenommen, dass ein 10-jähriges Kind täglich 3 dl desjenigen Wassers mit den höchsten Konzentrationswerten trinkt, was zu einer zusätzlichen jährlichen effektiven Dosis von maximal 0.04 mSv führt. Dies ist ein Zehntel der durch im Körper eingebaute natürliche Radionuklide verursachten Dosis von im Durchschnitt

0.38 mSv pro Jahr. Hiervon entfallen auf das natürliche Kalium-40 etwa 0.2 mSv und durchschnittlich zusammen 0.16 mSv auf über die Nahrung aufgenommenes Uran, Radium, Thorium und deren Folgeprodukte (Durchschnittswerte aus dem UNSCEAR-Bericht 1988; United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, New York).

Tabelle 7: Weitere Lebensmittel und Arzneipflanzen

Probe- bezeichnung	Kanton	Anzahl	Cs-137 (Bq/kg)			Cs-134 (Bq/kg)		
			Min.	Mit.	Max.	Min.	Mit.	Max.
Milchpulver	TG,ZH	2) 15	≤ 4	--	5	--	--	≤ 4
Milchpulver	FR,VD	3) 4	≤ 1	--	3	--	--	≤ 2
Milchprodukte	ZH	8	--	--	≤ 1 ¹⁾	--	--	--
Fertigfondue	BE	2) 3	--	--	≤ 4	--	--	≤ 4
Getreidepr./Brot	ZH	76	≤ 1 ¹⁾	1 ¹⁾	10 ¹⁾	--	--	--
Bienenhonig	ZH	15	≤ 1 ¹⁾	1.5 ¹⁾	11 ¹⁾	--	--	--
Kerne, Samen	ZH	1	--	30 ¹⁾	--	--	--	--
Studentenfutter	ZH	8	≤ 1 ¹⁾	2 ¹⁾	10 ¹⁾	--	--	--
Früchte	ZH	15	--	--	≤ 1 ¹⁾	--	--	--
Fruchtkonfitüren	ZH	2	--	--	≤ 1 ¹⁾	--	--	--
Gemüse	ZH	57	--	≤ 1 ¹⁾	3 ¹⁾	--	--	--
Gewürze	ZH	31	≤ 1 ¹⁾	10 ¹⁾	70 ¹⁾	--	--	--
Kräutertee	ZH	6	3 ¹⁾	40 ¹⁾	260 ¹⁾	--	--	--
Kräutertee	AG	10	1	18	42	≤ 1	~ 2	4
Schwarztee	ZH	30	--	--	≤ 2 ¹⁾	--	--	--
Kakao/Malzprod.	ZH	8	--	≤ 1 ¹⁾	1 ¹⁾	--	--	--
Bebe-Nahrung	ZH	29	--	≤ 1 ¹⁾	2 ¹⁾	--	--	--
Bebe-Nahrung	TG,SO	2) 12	--	--	≤ 4	--	--	≤ 4
Isländisch Moos	AG	3	777	1094	1606	53	110	177
Weissdorn	AG	1	--	35	--	--	3	--
Silbermánteli	AG	1	--	27	--	--	2	--
Birkenblätter	AG	1	--	17	--	--	2	--
übr.Arzneipfl.	AG	36	≤ 1	~ 3	10	≤ 1	~ 1	2

1) Cs-137 und Cs-134 zusammen

2) Exportware, Messung PSI

3) Exportware, Messung SUE

3.5.5. Bewertung und Interpretation

Die Bestimmung der Strahlenexposition der Bevölkerung durch Caesium-137 und Caesium-134 in Lebensmitteln (im wesentlichen von Tschernobyl und vom Atombombenausfall) ist ungenau, da die Aktivitätswerte heute meist sehr tief sind. Die Strahlendosen durch diese über die Nahrung aufgenommene künstliche Radioaktivität sind sehr klein: Für Personen mit durchschnittlichen Ernährungsgewohnheiten lagen diese Werte 1991 bei einigen micro-Sievert pro Jahr. Bei Personen mit vom Durchschnitt abweichenden Konsumraten aus Gegenden, die durch die Tschernobyl-Ablagerungen stärker belastet waren, dürften die Werte für Caesium bis etwa zehnmals höher liegen, sind aber immer noch unbedeutend. Die Strahlenexposition durch Strontium-90 in der Nahrung (Siehe Kap. 3.6) ist vergleichbar mit der Caesium-Dosis.

Verdankungen

Die Autoren danken allen Laboratorien des Bundes und der Kantone, die ihre Messergebnisse beigesteuert haben, für ihre Mitarbeit.

Quellen

- Berichte der kantonalen Laboratorien für 1991
- Interne Berichte der übrigen Laboratorien

3.5.A NATÜRLICHE RADIONUKLIDE DER URAN UND THORIUM ZERFALLS-REIHE IN MINERALWÄSSERN

T. Aellen, Ch. Wernli, W. Görlich, O. Umbricht
Paul Scherrer Institut (PSI), Villigen/AG

Zusammenfassung

Es wird über die Bestimmung natürlicher Radionuklide in im Handel erhältlichen Mineralwässern berichtet. Die Analyseverfahren und die Ergebnisse werden vorgestellt. Der tägliche Konsum von 0.3 Liter des Wassers mit den höchsten Werten führt zu maximal 0.04 mSv/Jahr, d.h. ein Zehntel der Dosis durch natürliche Radioaktivität im menschlichen Körper.

3.5.A.1 Einleitung

Gemäss Daten von 1986 trinkt der durchschnittliche Schweizer (inklusive Kinder) ungefähr 30 Liter Mineralwasser, 50 Liter Süssmineralwasser, wie z.B. Cola, Fanta, usw. und 11 Liter Fruchtesaft pro Jahr. Es kann angenommen werden, dass die Einnahme für Erwachsene allein viel höher liegt. In der Schweiz wurden 1986 530 Millionen Liter Mineralwasser verkauft.

Bis vor kurzem waren in der Schweiz mit der Ausnahme von Uran keine Daten über das Vorkommen der natürlichen Radionuklide in Mineral- und Trinkwässern bekannt. Nach der Feststellung relativ hoher Konzentrationen von Uran in einigen Wässern [1], wurde im Hinblick auf eine umfassende gesundheitliche Bewertung von der Abteilung Lebensmittelwissenschaft des BAG die Frage nach dem Vorkommen anderer natürlicher Radionuklide gestellt.

In Hinsicht auf eine Bestandesaufnahme in der Schweiz wurden folgende Radionuklide analysiert: ^{238}U , ^{235}U , ^{234}U , ^{232}Th , ^{230}Th , ^{228}Th , ^{226}Ra , ^{210}Po , ^{210}Pb . Weitere Radionuklide konnten anhand der Resultate aufgrund eines Gleichgewichtes mit analysierten Nukliden berechnet werden.

Die Analysen wurden auf empfindliche element-spezifische Abtrennungen konzentriert. Der Gehalt an Mineralien der Wässer spielte oft eine wichtige Rolle z.B. für die Bildung von Fällungen. Wegen der teilweise extrem unterschiedlichen ionischen Konzentrationen der Wässer war das ionische Ungleichgewicht oft eine Behinderung der Bildung einer Ausfällung. In solchen Fällen mussten die Abtrennungsmethoden modifiziert werden.

Die 35 analysierten Mineralwässer entsprechen schätzungsweise 95 % des Schweizer Marktes: 18 schweizerische, 9 französische, 3 italienische, 3 deutsche, 1 schwedisches und 1 jugoslawisches Mineralwasser wurden gemessen.

3.5.A.2 Methoden

Uran [2]

Die Bestimmung von natürlichem Uran in Mineralwasser wurde mit der Bildung einer ammoniakalischen Fällung, gefolgt von einer Extraktion von Uran und Thorium mit 6% Triäprylmethylammoniumchlorid (Aliquat-336) durchgeführt.

Das Uran wurde mit demineralisiertem Wasser aus der organischen Phase rückextrahiert. Das Uran wurde elektrolysiert auf einer Stahlplatte und in einem α -Spektrometer gezählt. ^{232}U -rannitrat Standardlösung wurde als Träger gebraucht um die Prozentausbeute zu berechnen.

Thorium

Die Bestimmung von Thorium wurde mit einer von M. Cospilo und L. Rigali [3] beschriebenen Methode ausgeführt. Diese Methode brauchte einige Modifikationen die von T. Aellen et al [4] entwickelt wurden.

Eine Oxalatfällung wurde produziert, gefolgt mit einer Extraktion des Thoriums mit 5% Aliquat-336. Das Thorium wurde rückextrahiert aus der organischen Phase mit 3M HCl, elektrolysiert auf einer Stahlplatte und in einem α -Spektrometer gezählt.

Thoriumnitrat wurde als Träger gebraucht um die Prozent-Ausbeute zu berechnen.

Radium [4]

$^{226}\text{Radium}$ wurde durch das Einwachsen des Tochternuklids ^{222}Rn ins n-Hexan mit anschliessender Messung im Flüssigszintillationszähler bestimmt.

Eine Sulfatfällung wurde produziert, und das Radium sowie das Barium und Kalzium wurde in EDTA-Lösung aufgelöst. Die Lösung stand für 20 Tage in einer Glasszintillationsflasche aufgefüllt mit n-Hexan. Die Prozentausbeute wurde durch das Wiegen der Sulfatfällung vor dem Auflösen berechnet.

Polonium und Blei

$^{210}\text{Polonium}$ wurde mit einigen Modifikationen [4] der von J.C. Laul et al [5] publizierten Methode analysiert.

Die Methode beschreibt die gemeinsame Ausfällung von Eisen-(III)-, Polonium- und Bleihydroxid. Polonium wird aus einer sauren Lösung mit einer Autoelektrolyse auf einer Seite eines Silberplättchens abgetrennt.

Das Plättchen wurde in einem α -Spektrometer gezählt.

Um ein Gleichgewicht zwischen ^{210}Po und ^{210}Pb zu testen, wurden die Proben nach der Abtrennung des Poloniums für mindestens eine Halbwertszeit des Poloniums aufbewahrt um dem Zuwachs

des Poloniums aus Blei genügend Zeit zu geben. Die Proben wurden nochmals auf Polonium geprüft, mit einer zweiten Autoelektronolyse, um den ursprünglichen ^{210}Pb Bleigehalt zu berechnen.

3.5.A.3 Ergebnisse

Die Ergebnisse sind in den Tabellen 1 und 2 dargestellt.

Tabelle 2: Streubereich der Resultate in mBq/l für 35 Mineralwässer

Isotope	Streubereich in mBq/l
Uran-234 und 238	2 bis 1940
Thorium-232 und 230	< 1 bis 8
Thorium-228	< 1 bis 190
Radium-226	5 bis 365
Polonium-210	1 bis 18
Blei-210	5 bis 20

3.5.A.4 Beurteilung der Ergebnisse

Der ^{235}U -Gehalt der Wässer wurde jeweils als 4.76 Aktivitätsprozente des ^{238}U -Gehaltes berechnet.

Unterschiedliche Mineralieninhalte der Wässer verursachten einige Schwierigkeiten bei der Bildung von Fällungen am Anfang jeder Analyse. Die Prozentausbeute für Thorium wurde stark von diesem Faktor beeinflusst. Die resultierende Ausbeute für Thorium reichte von 30 bis 100%.

Ein grosser Unterschied zwischen den Gehalten an Thoriumnukliden wurde beobachtet. Dies konnte dadurch erklärt werden, dass das Thorium schwer wasserlöslich ist. Der Zerfall des ^{232}Th ermöglichte dem Tochternuklid, ^{228}Th , ins Wasser zu kommen. Deshalb die viel höheren Gehalte an Tochternukliden von ^{232}Th .

Extrem hohe oder extrem tiefe Resultate wurden bei einigen Wässern beobachtet. Solche Resultate, wie z.B. 710 mBq/l ^{226}Ra für eine Probe des Wassers Nr. 8, wurden bei der Berechnung der Durchschnittswerte nicht eingeschlossen. Da Radium ähnliche chemische Eigenschaften wie Kalzium hat, wurde vermutet, dass durch einen hohen Kalziumgehalt des Wassers ein hoher Radiumgehalt des Wassers erklärt würde. Die Mineraliengehalte der Wässer wurden geprüft, ohne jedoch ein solches Verhältnis zu finden.

Bei den meisten Wässern war der Gehalt an ^{210}Po viel tiefer als der von ^{210}Pb , was zeigt, dass kein Gleichgewicht zwischen den Nukliden vorhanden war. Da ein Gleichgewicht mindestens 5 Monate (140 Tage) benötigt, kann aus den Resultaten geschlossen werden, dass ^{210}Po erst nach dem Entzug des Wassers aus der Quelle aus ^{210}Pb wächst. Der Grund wieso der Inhalt von ^{210}Po und ^{210}Pb zwischen den einzelnen Proben bei verschiedenen Wässern plötzlich sehr hoch ist, kann nicht er-

klärt werden. Möglich wäre eine fehlende Homogenität des Wassers an der Quelle oder ein Einfluss der Flaschenwände durch unterschiedliche ionische Adsorption des Glases. Dieser Effekt wurde nicht untersucht, da für dieses Projekt nur die Radionuklideinnahme der Menschen von Bedeutung war.

Für die Bewertung dieser Ergebnisse aus der Sicht des Strahlenschutzes wurde angenommen, dass ein 10jähriges Kind von demjenigen Mineralwasser mit den höchsten Konzentrationswerten täglich 3 dl trinkt (d.h. 100 Liter pro Jahr). Damit ergibt sich, unter Benutzung der NRPB-Ingestions-Dosisfaktoren [6] eine maximale zusätzliche jährliche effektive Dosis von 0.04 mSv. Geht man von durchschnittlichen Konzentrationswerten aus, dürfte die Dosis etwa eine Grössenordnung kleiner sein. Die Dosisfaktoren für 10jährige wurden deshalb gewählt, weil sie etwas höher sind als jene für Erwachsene; demzufolge sind die Dosen Erwachsener für dieselben Annahmen etwas tiefer. Die berechneten 0.04 mSv pro Jahr sind ein Zehntel der durchschnittlichen jährlichen Strahlendosis durch über die Nahrung in den Körper gelangende natürliche Radionuklide, hauptsächlich Kalium-40.

Diese Arbeit wurde vom Bundesamt für Gesundheitswesen, Abteilung Lebensmittelwissenschaft, finanziell unterstützt (FE 316-88-197).

3.5.A.5 Referenzen

- [1] Uranium in the Diet: Risk Assessment of its Nephro- and Radiotoxicity. E. Bosshard, B. Zimmerli, Ch. Schlatter. Chemosphere, Vol. 24, No. 3, pp 309-321, 1992.
- [2] Nicht publizierte Methode von Hr. Bächli, Paul Scherrer Institut, CH-5232 Villigen PSI.
- [3] Determination of thorium in natural waters after extraction with aliquat-336. M. Cospilo, L. Rigali. Anal. Chim. Acta. (1 May 1979), 106(2) p. 385-388.
- [4] The analysis of naturally-occurring radionuclides from uranium and thorium decay series in table mineral waters. T. Aellen, O. Umbricht, W. Goerlich. Science of the Total Environment. 6th International Symposium on Environmental Radiochemical Analysis, 1990 (in press).
- [5] Analysis of natural radionuclides from uranium and thorium decay series in briny groundwaters. J.C. Laul et al. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, Articles, 110, No.1 (1987), p. 101-112.
- [6] NRPB-R245: Committed Equivalent Organ Doses and Committed Effective Doses from Intakes of Radionuclides. A.W. Phipps et al. National Radiological Protection Board, Chilton U.K., July 1991.

Tabelle 1: Ergebnisse der Analysen in mBq/l

Mineralwasser	²³⁸ U	²³⁴ U	²³² Th	²³⁰ Th	²²⁸ Th	Total Th*	²²⁶ Ra	²¹⁰ Po	²¹⁰ Pb
Nr. 1	18±4	20±3	0,9±0,7	0,5±0,3	0,6±0,8	4±2	7±3	2±1	13±3
Nr. 2	50±5	50±5	0,3±0,2	2±1	0,3±0,2	5±1	6±2	4±1	19±3
Nr. 3	3±1	8±1	<1	<1	3±2	5±2	88±13	4±1	12±3
Nr. 4	320±30	330±20	0,3±0,2	0,5±0,2	0,3±0,2	4±1	17±6	3±1	7±3
Nr. 5	255±40	255±40	<1	<1	<1	3±1	9±1	2±1	15±5
Nr. 6	10±1	46±5	0,5±0,7	<2	0,1±0,1	3±1	28±4	2±1	8±2
Nr. 7	2±0,4	4±1	0,2±0,2	0,5±0,4	3±1	9±1	90±50	3±2	7±1
Nr. 8	860±20	1940±220	2±1	8±5	167±20	293±20	158±20	18±4	16±9
Nr. 9	29±3	63±9	0,1±0,1	0,3±0,2	0,1±0,2	3±1	6±2	2±1	9±2
Nr. 10	53±5	58±7	2±1	3±1	9±1	33±5	14±7	2±1	9±1
Nr. 11	20±3	49±6	<1	0,2±0,2	0,1±0,1	4±1	15±1	3±2	10±4
Nr. 12	21±3	26±5	0,1±0,1	0,1±0,1	<1	3±1	7±3	3±1	10±4
Nr. 13	4±1	6±1	<1	0,5±0,4	0,2±0,3	4±1	6±2	7±1	20±1

Mineralwasser	²³⁸ U	²³⁴ U	²³² Th	²³⁰ Th	²²⁸ Th	Total Th*	²²⁶ Ra	²¹⁰ Po	²¹⁰ Pb
Nr. 14	19±3	27±5	<0.2	<0.4	<0.2	3±1	11±6	<2	8±3
Nr. 15	3±1	2±1	<1	0,5±0,4	<0.4	<6	20±7	<2	12±1
Nr. 16	12±4	18±4	<0.2	<0.4	0,2±0,1	3±1	6±3	<2	9±4
Nr. 17	450±30	1230±60	<3	<5	190±20	510±90	365±40	4±1	21±1
Nr. 18	18±4	20±5	0,5±0,4	0,9±0,8	2±1	6±1	8±3	<2	9±1
Nr. 19	5±1	8±2	<1	<0.4	<0.2	4±2	35±20	3±1	11±4
Nr. 20	45±5	47±5	0,3±0,2	<2	<2	15±5	36±10	3±1	10±6
Nr. 21	41±3	50±8	<0.2	<1	<1	2±1	15±6	3±2	9±5
Nr. 22	2±1	4±1	0,3±0,2	<4	2±1	9±1	7±2	2±1	5±2
Nr. 23	53±5	52±4	<2	3±1	3±1	22±4	24±8	3±1	8±2
Nr. 24	8±1	13±5	<4	<4	16±9	107±40	15±5	4±2	7±4
Nr. 25	170±8	470±14	<8	2±1	30±10	77±5	70±10	2±1	12±3
Nr. 26	133±5	150±8	<0.4	0,8±0,2	3±1	10±3	65±30	2±1	8±1
Nr. 27	2±1	3±1	<1	0,3±0,2	3±5	<40	5±1	4±2	9±2

Mineralwasser	²³⁸ U	²³⁴ U	²³² Th	²³⁰ Th	²²⁸ Th	Total Th*	²²⁶ Ra	²¹⁰ Po	²¹⁰ Pb
Nr. 28	120±13	137±13	<0.2	0,3±0,2	<0.4	3±1	128±16	4±1	14±8
Nr. 29	40±6	45±5	<0.2	<2	<0.3	3±1	9±1	<2	13±3
Nr. 30	10±1	43±5	0,8±0,3	0,9±0,1	3±1	9±2	228±30	3±1	8±1
Nr. 31	24±5	30±5	0,6±0,2	3±1	2±1	8±2	43±5	2±1	12±2
Nr. 32	10±3	20±3	3±4	8±8	28±11	90±12	340±22	4±1	20±3
Nr. 33	17±5	20±3	<0.2	<2	3±1	10±1	17±5	3±1	9±3
Nr. 34	12±4	13±5	<1	<0.2	<2	8±3	7±3	6±1	14±2
Nr. 35	4±3	6±4	<0.5	<2	<0.2	4±1	7±1	3±1	12±2

* inkl. Tochterprodukte

3.6. MESURES DE STRONTIUM-90

J.-J. Geering, C. Friedli, F. Carlone, P. Lerch

Institut d'électrochimie et de radiochimie,
Ecole polytechnique fédérale de Lausanne.

3.6.1. Résumé

En 1991, les déterminations de Sr-90 effectuées pour la surveillance de l'environnement 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 et 1990. De plus, les facteurs de transfert sol-herbe et herbe-lait confirment ceux des années précédentes. Les résultats des mesures de la concentration radioactive d'échantillons de sol, d'herbe et de lait des 15 dernières années sont analysés et commentés.

3.6.2. Introduction

Rappelons que le Sr-90 présent actuellement dans l'environnement provient essentiellement des retombées dues aux essais nucléaires atmosphériques effectués dans les années soixante, et, dans une mesure beaucoup plus faible, de l'accident du réacteur de Tchernobyl. Quant au Sr-89, de période relativement courte (50,5 jours), il n'a plus été décelé dans l'environnement en Suisse depuis 1987, soit un an après l'accident du réacteur de Tchernobyl.

Les risques dus à l'incorporation du Sr-90 proviennent de la longue période de ce nucléide (28,1 ans) et de l'énergie β_{\max} élevée de son produit de filiation, l'yttrium-90.

La principale voie de contamination de l'homme par le Sr-90 est la chaîne alimentaire, plus particulièrement les produits laitiers, les céréales et autres végétaux. En tant que cation alcalino-terreux, le strontium suit le calcium dans la chaîne alimentaire pour se fixer, chez l'homme, dans le squelette et les dents.

Comme les années précédentes, les déterminations de strontium-90 ont porté, en 1991, 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 P. Scherrer à Villigen. De plus, des échantillons de sol, d'herbe et de lait et, le cas échéant, de vertèbres humaines et dents de lait ont été collectés dans les sites de référence suivants: Arenenberg (TG), Coire (GR), Grangeneuve (FR), Lausanne (VD), Pfyn (VS), Rossberg (ZH), Sessa (TI) et Sissach (BL). Des échantillons de lait ont également été collectés, dans le canton du Jura, à Saignelégier, Montfaucon, Bure et Beurnevésin. Enfin,

des échantillons de sol, d'herbe et de lait ont été prélevés aux points d'altitude suivants: Davos (GR), Mürren (BE) et Rodi (TI). Des échantillons de froment provenant des 5 zones de culture de la Suisse sont également analysés annuellement.

3.6.3. Résultats de la surveillance du strontium-90

A titre de comparaison, les résultats de la surveillance concernant le Sr-90 en 1990 sont reportés avec les valeurs mesurées en 1991. D'une manière générale, les marges d'erreur sur les moyennes représentent l'écart-type sur ces dernières.

Sol et herbe

Les activités en Sr-90 mesurées en 1991 dans le sol et dans l'herbe ont été reportées respectivement dans les tableaux 1 et 2. Les prélèvements sont effectués selon les directives de l'Office fédéral de la santé publique.

En règle générale, les résultats confirment ceux des années précédentes. On n'a constaté aucune augmentation de l'activité en Sr-90 du sol et de l'herbe au voisinage des centrales nucléaires. Comme précédemment, les sites en altitude présentent, pour ce nucléide, des activités plus élevées qu'en plaine.

Dans le sol de Davos, l'activité en Sr-90 est sensiblement plus faible dans la couche de 5 à 10 cm ($22,4 \pm 0,7$ Bq/kg de sol sec) que dans celle de 0 à 5 cm ($38,9 \pm 0,9$ Bq/kg), comme ce fut déjà le cas les années précédentes. Il se confirme également que l'activité en Sr-90 dans le sol de Pfyn reste significativement inférieure à celle des autres points de mesure (1,8 Bq/kg en 1990; 1,4 Bq/kg en 1991).

La différence d'activité en Sr-90 de l'herbe de Davos que l'on avait constatée en 1990 entre les prélèvements d'été et d'automne n'a pas été confirmée en 1991. Ce phénomène s'explique probablement par les grandes variations climatiques constatées en altitude d'une année à l'autre.

Tableau 1

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

	1990	1991
Centrales nucléaires et PSI	2,4 - 3,8	1,6 - 3,8
Sites de référence	1,8 - 6,5	1,4 - 8,0
Sites en altitude		
Davos (GR)	$31,9 \pm 0,6$	$38,9 \pm 0,9$
Mürren (BE)	---	$32,1 \pm 0,7$
Rodi (TI)	$17,7 \pm 0,4$	$13,7 \pm 0,5$

* MS = matière sèche

Tableau 2

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

		1990	1991
Centrales nucléaires et PSI		2,4 - 6,9	1,8 - 5,1
Sites de référence		0,7 - 7,7	2,2 - 10
Exception:	Lausanne	12,5 ± 0,5	16,3 ± 0,3
Sites en altitude			
Stillberg (GR)	été	67,9 ± 0,6	44,2 ± 0,5
	automne	21,0 ± 0,8	47,3 ± 0,6
Rodi (TI)		17,5 ± 0,6	13,9 ± 0,4

Froment

Les résultats confirment ceux obtenus les années précédentes. L'activité en Sr-90 du froment est plus élevée au Tessin (zone V: $0,75 \pm 0,06$ en 1990; $0,70 \pm 0,04$ Bq/kg en 1991) que dans le reste du pays (zones I à IV), où elle est comprise entre 0,32 et 0,46 Bq/kg (moyennes: $0,48 \pm 0,02$ en 1990; $0,38 \pm 0,03$ en 1991). Au voisinage des centrales nucléaires, l'activité en Sr-90 du froment reste comparable à celle des zones I à IV. A noter toutefois la valeur plus élevée ($1,34 \pm 0,06$ Bq/kg) mesurée dans le froment d'une ferme des environs de Leibstadt, alors que l'activité en Sr-90 du mélange homogène de froment prélevé dans la même région est de $0,54 \pm 0,03$ Bq/kg. Il serait intéressant d'estimer la dispersion des concentrations en Sr-90 d'une exploitation agricole à l'autre.

Lait

Le tableau 3 présente les résultats. Comme les années précédentes, l'activité en Sr-90 du lait dans les sites de prélèvement en altitude reste plus élevée que sur le Plateau, où les nouvelles valeurs confirment celles des années précédentes. L'activité en Sr-90 mesurée dans le lait de Lausanne (domaine de Saugealles, dans le Jorat) est moins élevée en 1991 ($0,14 \pm 0,01$ Bq/l) qu'en 1990 ($0,24 \pm 0,02$ Bq/l), si bien que cette valeur a été incluse dans la moyenne des sites de référence. Comme ce fut déjà le cas en 1990, l'activité en Sr-90 du lait de Sessa (TI) est significativement plus élevée que dans les autres sites de référence.

Tableau 3
Concentration en Sr-90 [Bq/l] dans le lait

	1990	1991
Centrales nucléaires*	0,08 - 0,10	0,06 - 0,12
<i>moyenne</i>	0,09 ± 0,01	0,09 ± 0,01
Sites de référence**	0,03 - 0,24	0,04 - 0,14
<i>moyenne</i>	0,09 ± 0,02	0,08 ± 0,01
Exception: Sessa (TI)	0,50 ± 0,04	0,47 ± 0,01
Autres sites**		
(Rotberg, Saignelégier, Bure, Montfaucon, Beurnevésin)	0,08 - 0,14	0,09 - 0,15
<i>moyenne</i>	0,11 ± 0,02	0,10 ± 0,01
Sites en altitude		
Stillberg (GR) été	0,81 ± 0,02	0,61 ± 0,03
automne	0,43 ± 0,02	0,77 ± 0,03
Mürren (BE) été	0,80 ± 0,04	0,36 ± 0,02
automne		0,19 ± 0,01
Rodi (TI)** été		0,25 ± 0,01
automne	0,25 ± 0,01	0,25 ± 0,01

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

** Les valeurs correspondant au site de Sissach (BL), Rotberg (SO), Saignelégier (JU), Montfaucon (JU), Beurnevésin (JU), Bure (JU), Sessa (TI) et Rodi (TI) ont été fournies par le Laboratoire cantonal de Bâle-Ville (Dr. A. Herrmann).

Vertèbres

Les moyennes figurent dans le tableau 4. L'activité en Sr-90 de vertèbres humaines de personnes décédées en 1990 et 1991 au Tessin et en 1991 dans les régions de Lausanne, St. Gall, Zürich et Bâle reste comparable à celle des années précédentes. Une valeur légèrement plus élevée, mesurée chez une personne du Tessin en 1991 ($0,094 \pm 0,004$ Bq/g Ca), n'a pas été incluse dans la moyenne. Nous ne disposons pas, pour l'instant, de résultats du Tessin en nombre suffisant pour affirmer qu'une telle valeur est significativement supérieure à la moyenne de la population, ou si elle résulte de la grande dispersion des résultats dans ce canton, que nous avons déjà constatée dans les années soixante et septante. Aussi envisageons-nous d'intensifier les déterminations de Sr-90 dans les vertèbres du Tessin.

Pour l'ensemble des résultats obtenus en 1991, une valeur moyenne de $0,025$ Bq Sr-90/g Ca conduit à une dose effective inférieure à **5 microsievert/an**.

Tableau 4
Concentration en Sr-90 [Bq/g Ca] dans les
vertèbres humaines

	Année de décès	
	1990	1991
Tessin	0,030 ± 0,003	0,026 ± 0,004
Lausanne	0,031 ± 0,005	0,027 ± 0,003
St. Gall	0,041 ± 0,010	0,028 ± 0,003
Bâle	0,031 ± 0,002	0,021 ± 0,002
Valais	0,034 ± 0,008	---
Zürich	0,023 ± 0,001	0,023 ± 0,002
Moyenne générale	0,031 ± 0,002	0,025 ± 0,001

Dents de lait

Les dents de lait reflètent l'activité en Sr-90 de l'alimentation dans les six mois qui précèdent et les six mois qui suivent la naissance de l'enfant. Le tableau 5 présente, pour chaque région, les moyennes des activités en Sr-90 des dents extraites en 1990, ainsi que les nouvelles moyennes obtenues pour les dents extraites en 1991. On ne constate aucune différence significative dans les dents extraites en 1990 ou 1991. Malgré les fluctuations inhérentes à ces mesures de très faibles activités, ces dernières fournissent des valeurs de référence ("bruit de fond") qu'il est indispensable d'évaluer avant de pouvoir mettre en évidence, dans les dents d'enfants nés en 1986 qui deviendront disponibles dès 1992, une éventuelle augmentation de l'activité en Sr-90 des dents de lait imputable à l'accident du réacteur de Tchernobyl.

Tableau 5
Concentration en Sr-90 [Bq/g Ca] dans
les dents de lait

Ville	Année de naissance 1990		Année de naissance 1991	
Bâle	1978-1983	0,036 ± 0,003		
Coire			1978-1984	0,049 ± 0,001
Lausanne	1978-1981	0,069 ± 0,014	1979-1984	0,057 ± 0,006
Lugano	1978-1980	0,052 ± 0,006	1975-1983	0,048 ± 0,002
St. Gall	1978-1980	0,038 ± 0,002	1979-1984	0,038 ± 0,003
Sion	1978-1980	0,047 ± 0,002		
Zürich	1978-1981	0,036 ± 0,003	1979-1984	0,036 ± 0,003
	Moyenne	0,046 ± 0,004		0,046 ± 0,002

Eaux de rejet

Durant l'année 1991, l'activité en Sr-90 des eaux de rejet des centrales nucléaires est restée très faible et du même ordre de grandeur que les années précédentes.

L'activité en Sr-90 mesurée dans l'eau de la caverne et du puits III de l'ancienne centrale nucléaire expérimentale de Lucens est également restée très faible (max. 16,4 Bq/l).

Dans les effluents des dépôts de Teufen et de Stein, des concentrations en Sr-90 de $1,0 \pm 0,1$ Bq/l, respectivement de $0,12 \pm 0,01$ Bq/l ont été mesurées par le Dr. J. Beer (Gruppe für radioaktive und chemische Tracer, Abt. Umweltp Physik der EAWAG); elles sont analogues à celles des années précédentes.

3.6.4 Facteurs de transfert

Les facteurs de transfert sol-herbe ($\text{Bq /kg MS}_{\text{herbe}} / (\text{Bq /kg MS})_{\text{sol}}$ et herbe-lait ($\text{Bq /g Ca}_{\text{lait}} / (\text{Bq /g Ca})_{\text{herbe}}$) ont été déterminés, pour le Sr-90, sur les sites où des échantillons de sol, d'herbe et de lait ont été prélevés simultanément.

Les valeurs obtenues ne diffèrent pas significativement de celles publiées dans le rapport 1989-90; elles sont données à titre indicatif dans le tableau 6.

Tableau 6
Facteurs de transfert du Sr-90

	Sol-herbe		Herbe-lait	
	rapportés à la masse 1990	1991	rapportés au calcium 1990	1991
Lausanne	$3,1 \pm 1,2$	$2,4 \pm 0,2$	$0,10 \pm 0,01$	$0,09 \pm 0,01$
Rossberg	$0,7 \pm 0,1$	$1,0 \pm 0,1$	$0,24 \pm 0,04$	---
Arenenberg	$0,8 \pm 0,2$	$0,9 \pm 0,1$	$0,14 \pm 0,02$	$0,20 \pm 0,04$
Finge	$1,3 \pm 0,3$	$4,0 \pm 0,9$	$0,20 \pm 0,08$	$0,15 \pm 0,03$
Coire	$1,2 \pm 0,5$	$1,2 \pm 0,1$	$0,20 \pm 0,03$	$0,23 \pm 0,04$
Grangeneuve	$0,7 \pm 0,1$	$2,0 \pm 0,3$	$0,26 \pm 0,03$	$0,23 \pm 0,04$
Davos	$2,1 \pm 0,2$	$1,1 \pm 0,1$	$0,13 \pm 0,01$	$0,10 \pm 0,01$

3.6.5 Période apparente

Depuis plus de quinze ans, des échantillons de sol, d'herbe et de lait sont prélevés régulièrement sur les sites de Grangeneuve (FB), Mühleberg (BE), Gösgen (AG) et Leibstadt (AG). Les figures 1 à 4 présentent l'ensemble des résultats des déterminations du

Sr-90. Aucune augmentation significative de la concentration radioactive en Sr-90 n'a été constatée en 1986, confirmant ainsi l'absence de contamination de ces régions à la suite de l'accident du réacteur de Tchernobyl. Malgré la dispersion parfois importante des activités, dans le cas des échantillons d'herbe notamment, une décroissance du type exponentielle est mise en évidence. La période apparente de 10 ans environ est significativement plus courte que celle due à la décroissance radioactive du Sr-90 (≈ 28 ans). De plus, pour un même site, l'analyse statistique montre que les courbes de décroissance de la concentration radioactive peuvent être considérées comme parallèles. Le tableau 7 donne les valeurs des périodes apparentes ainsi que la valeur moyenne pour chaque site, très proche de la valeur obtenue avec les échantillons de sol.

Tableau 7.

Période apparente du Sr-90 (ans)

Site	Sol		Herbe		Lait		Moyenne	
Grangeneuve	13 \pm 3	[28]	10 \pm 2	[30]	16 \pm 2	[27]	12 \pm 2	[85]
Mühleberg	10 \pm 1	[16]	10 \pm 2	[30]	13 \pm 2	[6]	10 \pm 1	[52]
Gösgen	8 \pm 1	[16]	8 \pm 1	[30]	11 \pm 1	[11]	8 \pm 1	[57]
Leibstadt	9 \pm 1	[17]	11 \pm 3	[23]	11 \pm 1	[19]	11 \pm 1	[59]

[] = nombre de valeurs

Cette période apparente indique ainsi que le Sr-90 disparaît de l'environnement plus rapidement que par simple décroissance physique. Ce phénomène est lié au transfert de ce nucléide vers les couches plus profondes. Le parallélisme des courbes pour un même site démontre que la cinétique de disparition du Sr-90 dans la chaîne alimentaire est liée à ce même transfert: le sol apparaît ainsi comme le paramètre déterminant de cette cinétique. Les déterminations de Sr-90 dans le sol, ainsi que des facteurs de transfert, revêtent donc une importance primordiale.

Des facteurs de transfert moyens sol-herbe et herbe-lait, rapportés à la masse, ont été calculés pour la période 1976 à 1991 à partir des points moyens sur les courbes de décroissance du Sr-90. Ces facteurs figurent dans le tableau 8 et sont en bon accord avec les facteurs correspondants (rapportés à la masse) du tableau 6.

Tableau 8.

Facteurs de transfert moyens rapportés à la masse .

Site	Sol-herbe	Herbe-lait
Grangeneuve	1,6 \pm 0,2	0,018 \pm 0,004
Mühleberg	1,4 \pm 0,1	0,022 \pm 0,003
Gösgen	1,2 \pm 0,1	0,023 \pm 0,004
Leibstadt	1,1 \pm 0,1	0,024 \pm 0,002

Remerciements

Que toutes les personnes qui ont contribué à ce travail en fournissant les échantillons indispensables 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 Zurich, les médecins dentistes des cabinets dentaires scolaires de Bâle, Coire, Lausanne, Lugano, St. Gall, Sion et Zürich et le Dr. G. Ferrazzini à Lugano.

Figure 1 Courbe de décroissance du Sr-90 à Grangeneuve

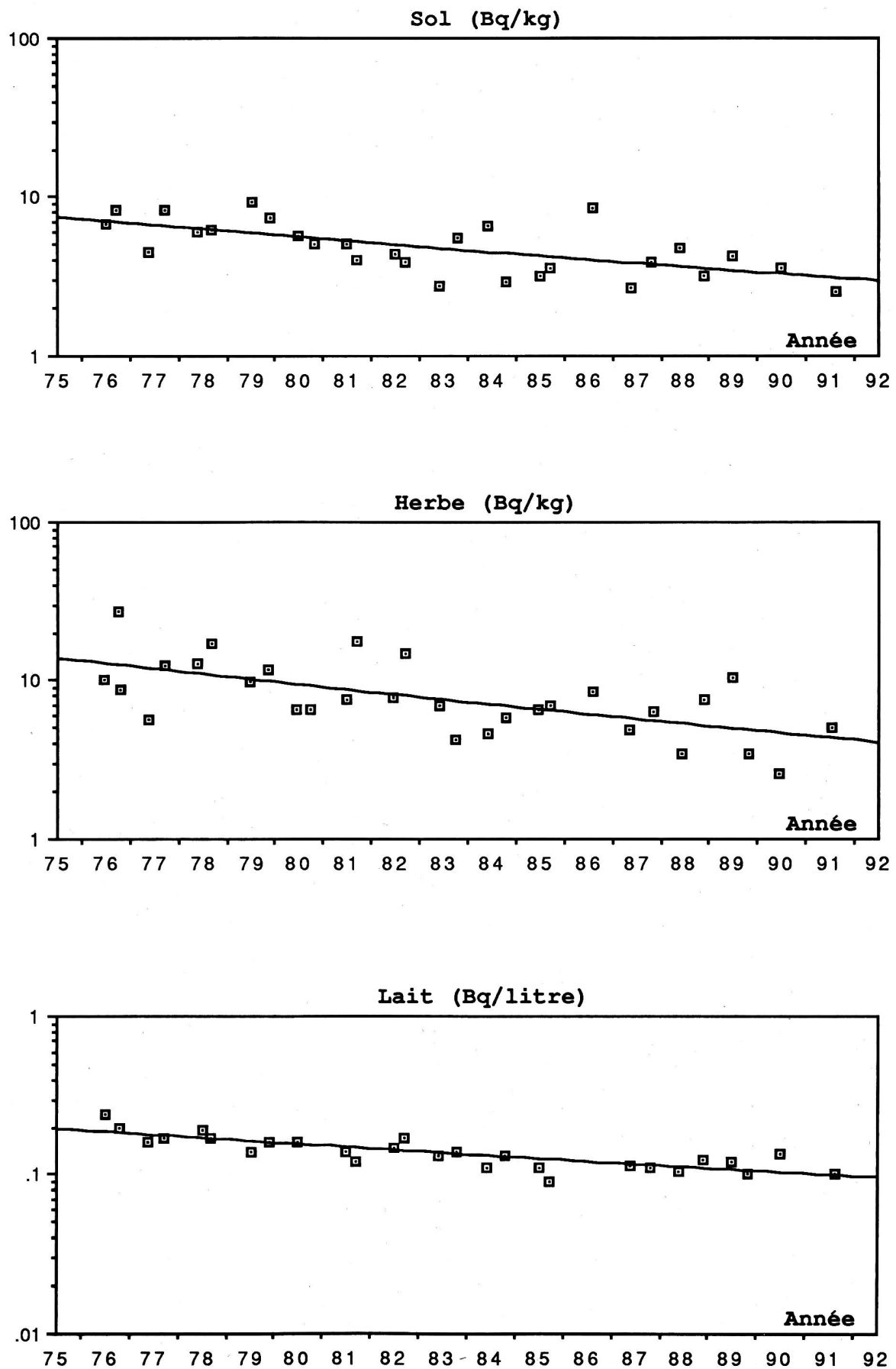


Figure 2 Courbe de décroissance du Sr-90 à Mühleberg

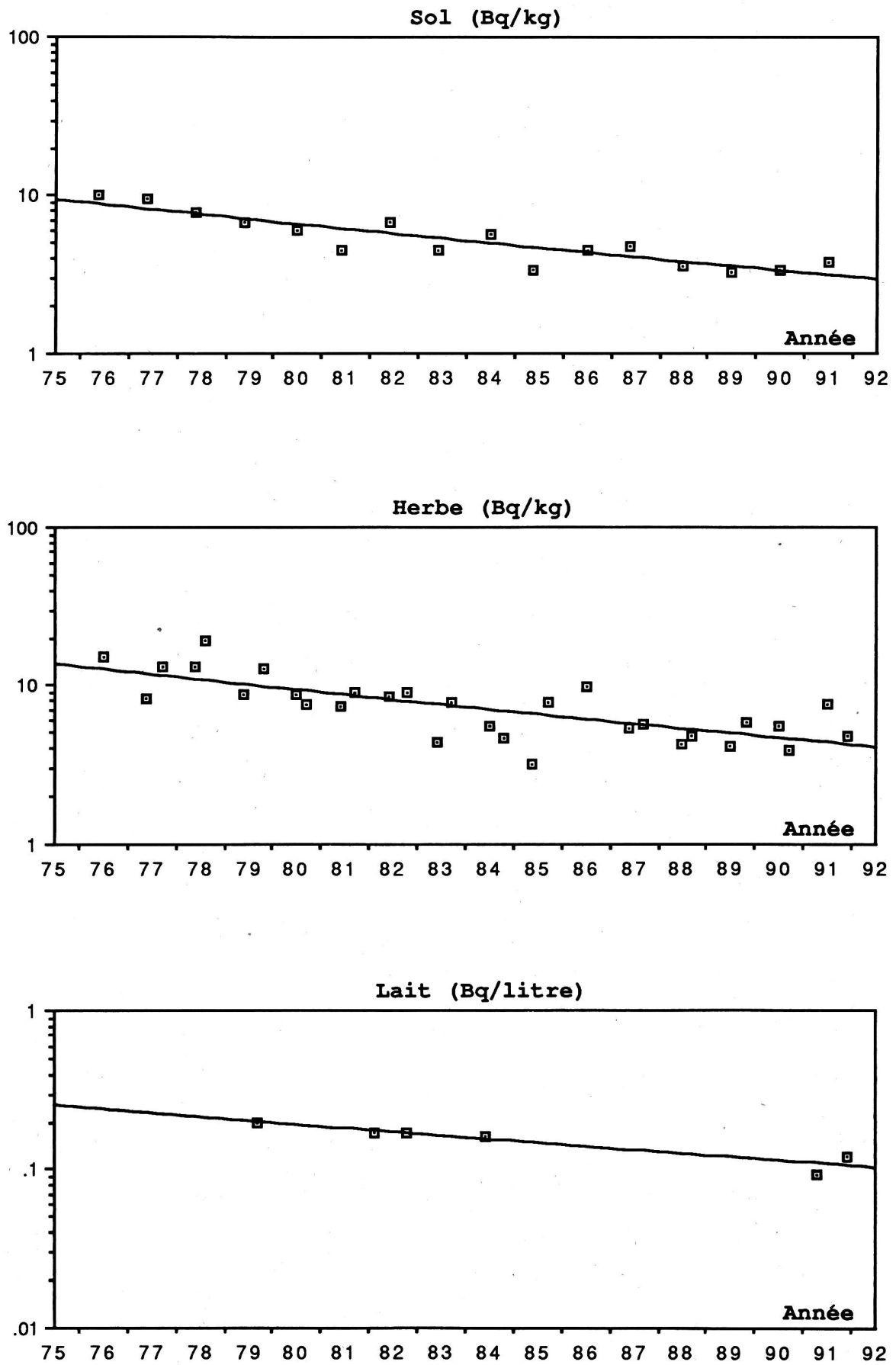


Figure 3 Courbe de décroissance du Sr-90 à Gösgen

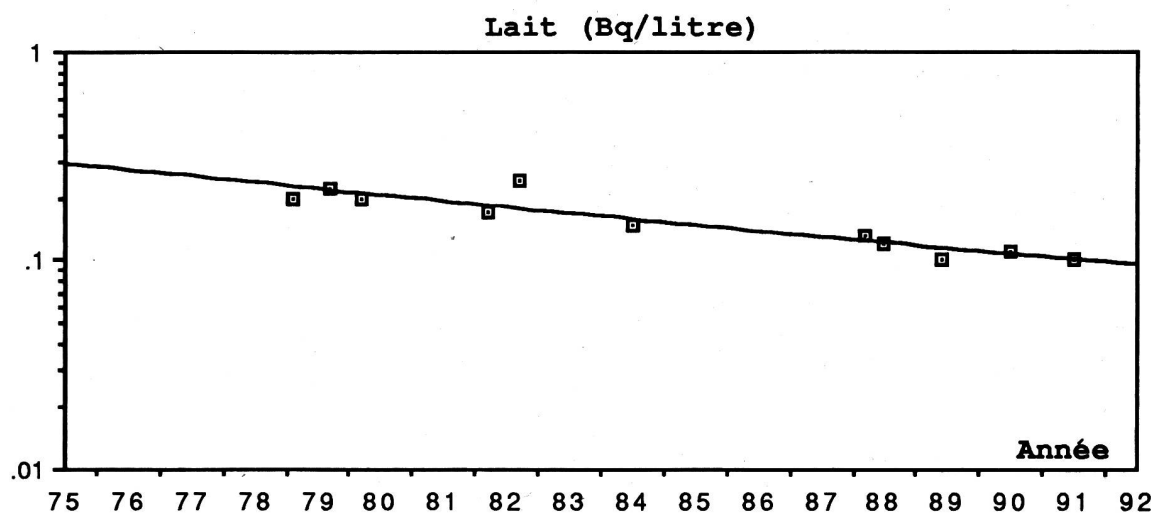
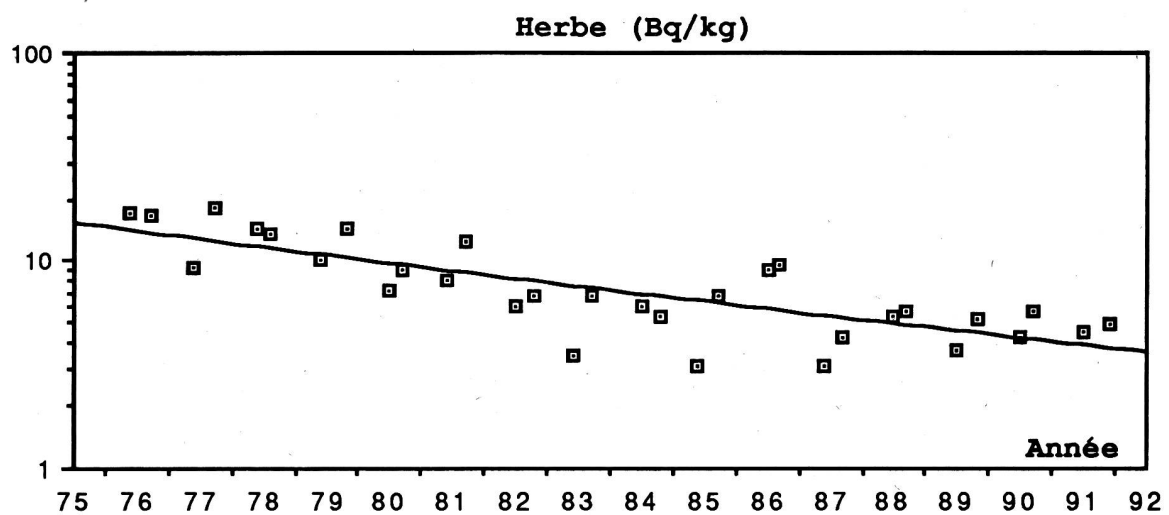
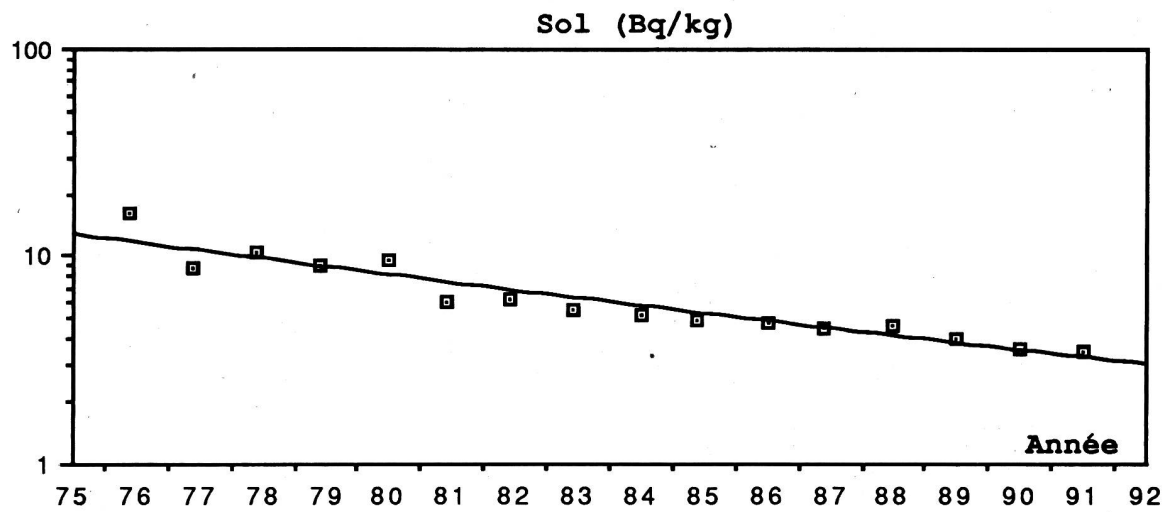
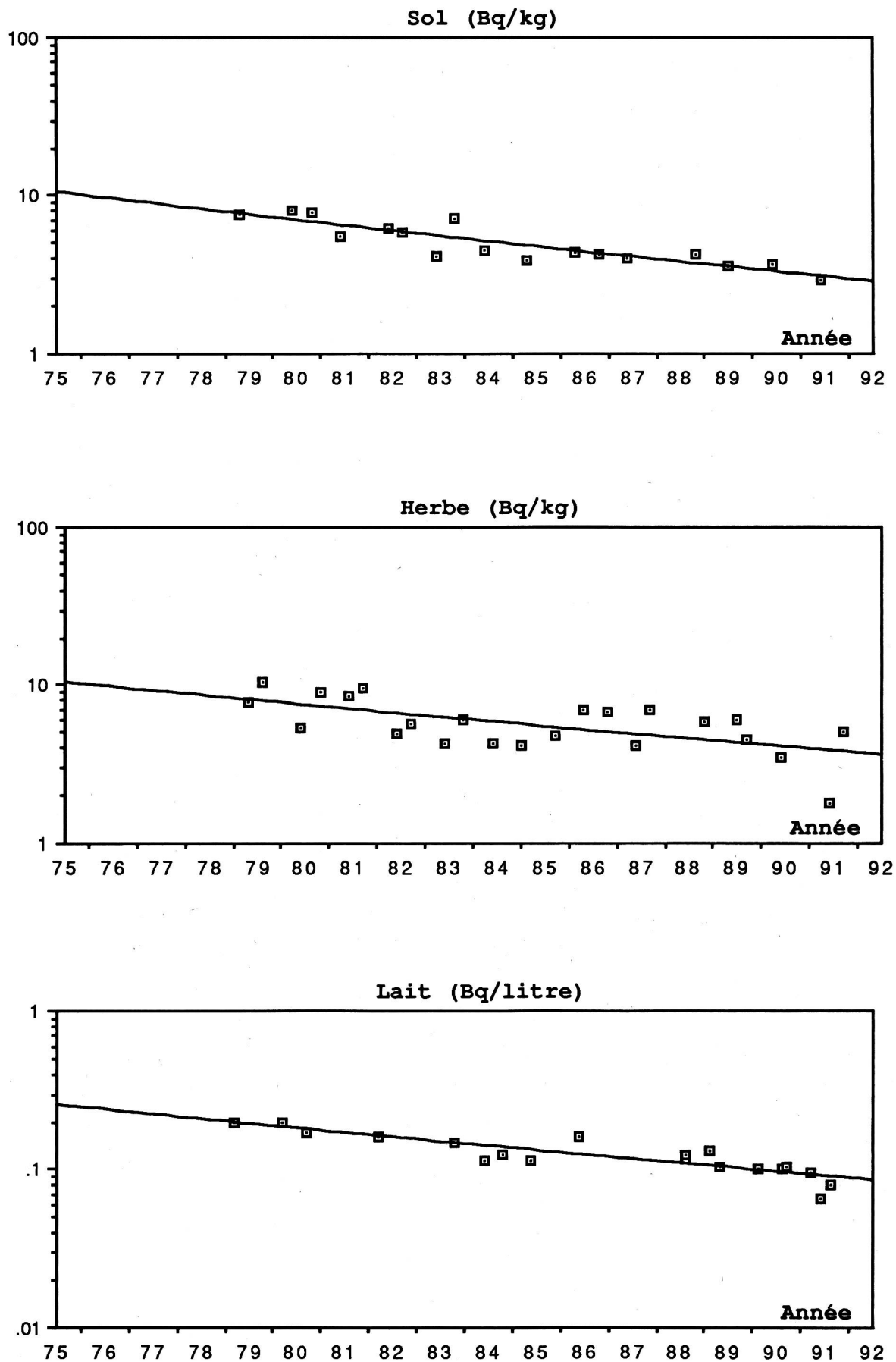


Figure 4 Courbe de décroissance du Sr-90 à Leibstadt



3.7. ERGEBNISSE DER GANZKOERPERMESSUNGEN

C. Wernli¹⁾, M. Boschung¹⁾ und A. Donath²⁾

1) Abteilung Strahlenhygiene, PSI, Villigen

2) Abteilung Nuklearmedizin des Kantonsspital Genf

3.7.1. Zusammenfassung

Ganzkörpermessungen zur Bestimmung des Radioaktivitätsgehaltes im menschlichen Körper werden regelmässig an Mitarbeitern des Paul-Scherrer-Institut (PSI) in Villigen und an Gymnasiasten aus Genf durchgeführt. Der mittlere Gehalt an Caesium-137 vom Reaktorunfall in Tschernobyl war auch 1991 wieder tiefer als im Vorjahr; die Messwerte aus Genf lagen 1991 sehr nahe an der Nachweisgrenze.

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 20-25 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 deutlich dargestellt werden (vgl. Fig. 2).

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 im Jahre 1991 401 Mitarbeiter ausgemessen. Der mittlere Caesium-Wert lag bei 120 Bq pro Person (1990: 170 Bq). Die Messwerte aus Genf lagen durchwegs unter 50 Bq Caesium-137, und sind auch im Durchschnitt (26 Bq bei den Knaben und 13 Bq bei den Mädchen) tiefer als jene des Paul-Scherrer-Institut.

3.7.5. Bewertung und Interpretation

Ein dauernder Gehalt von 120 Bq Caesium-137 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, das wie Caesium im Muskelgewebe eingebaut wird, ca. 0.2 milli-Sievert.

FIGURE 1

Ganzkörpermessungen am PSI 1991 Angaben: Cs-137-Aktivität in Bq

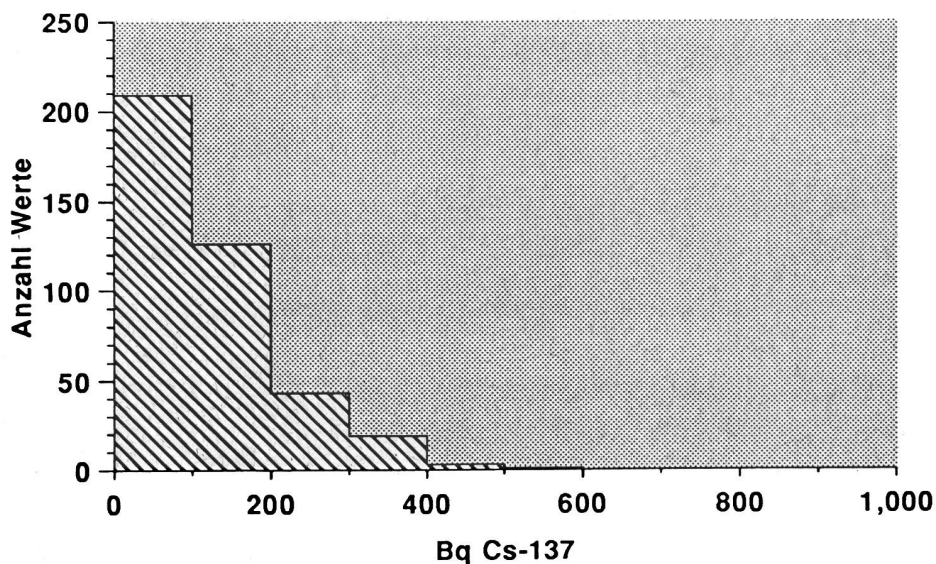


Fig.2 : Ganzkörpermessungen am Kantonsspital Genf 1991 :
Cs-137-Aktivität in Bq im Körper von 17- bis 19-
jährigen Gymnasiasten aus Genf

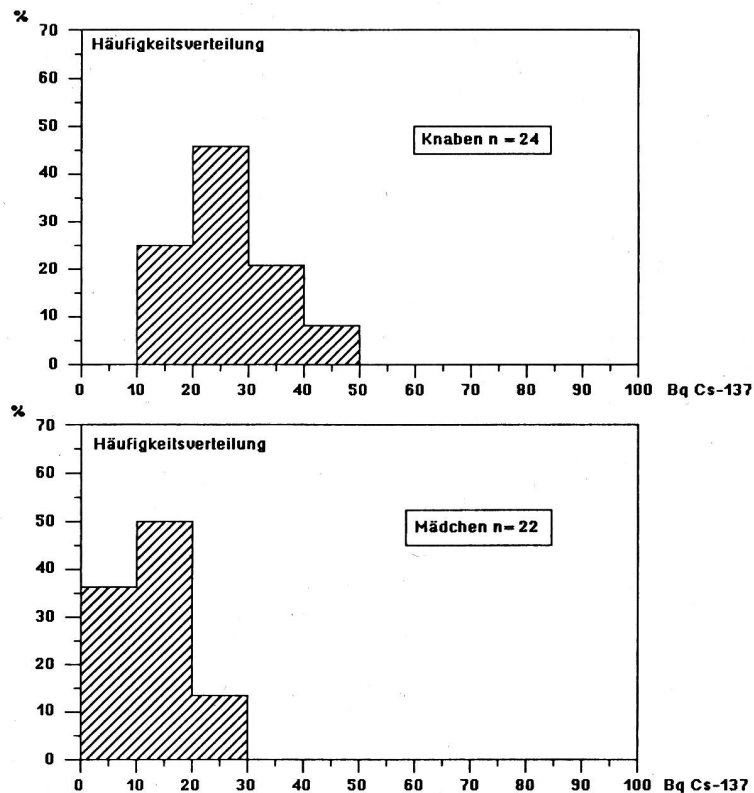
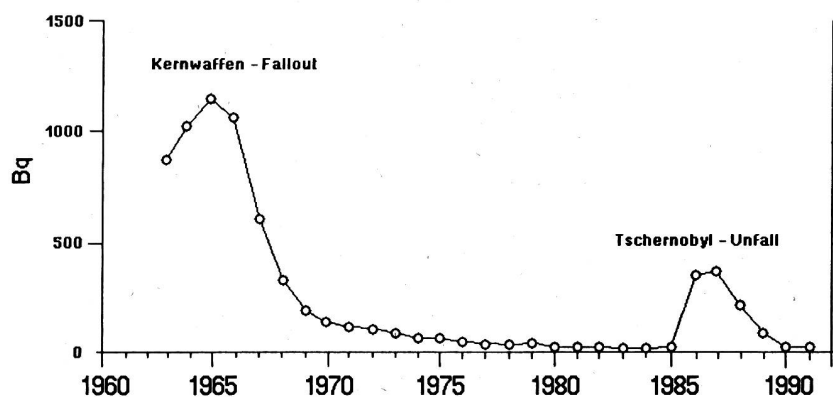


Fig. 3 : Ganzkörpermessungen am Kantonsspital Genf : Übersicht 1963 - 1991
Cs-137-Aktivität in Bq im Körper von Personen aus Genf



3.8. DIE AUTOMATISCHE ÜBERWACHUNG DER ORTSDOSEN IN DER SCHWEIZ DURCH DAS NADAM-NETZ 1991

D. Rauber und D. Sulmoni-Thomi, Nationale Alarmzentrale / GS-EDI, Zürich

3.8.1. Zusammenfassung

Das Netz für automatischen Dosisalarm und -messung NADAM dient der grössträumigen Überwachung der Ortsdosisleistung in der Schweiz und der Alarmierung der zuständigen Stellen beim Überschreiten der Messwerte einer vorgegebenen Alarmschwelle. Die Sonden haben sich in den letzten Jahren bewährt, und trotz ihrer beschränkten Genauigkeit im untersten Messbereich geben sie einen guten Überblick über die natürliche externe Strahlung.

Das Netz zeichnet sich auch im Jahre 1991 durch eine sehr hohe Verfügbarkeit aus, so dass eine praktisch lückenlose räumliche und zeitliche Überwachung der Ortsdosisleistung erreicht werden konnte. Am 3.7. und 20.8.91 wurden von der Station Beznau einige erhöhte 10-Minuten-Werte gemessen, die durch vorangekündigte Röntgenuntersuchungen an Rohrleitungen in der Nähe der Sonde verursacht wurden. Abgesehen von diesen beiden Fällen wurden in der Berichtsperiode keine Erhöhungen festgestellt, die auf eine künstliche Quelle zurückzuführen gewesen wären.

Im Berichtsjahr wurde das Netz um zwei Stationen (Paul-Scherrer-Institut Villigen/AG, und Hörnli Kanton Zürich) erweitert.

Die Störungen der Station la Dôle durch den nahe gelegenen Flugsicherungsradar konnten nach umfangreichen Messungen und Tests durch die Sektion Überwachung der Radioaktivität (SUER) mit einer speziellen Abschirmung und einem speziellen Filter unterbunden werden. Damit liefert auch diese Station zuverlässige Messwerte und erfüllt die Aufgabe der Alarmierung.

3.8.2. Messmethode und Ausbau des Netzes

Die Ortsdosisleistung wird mit einem Geiger-Müller-Zählrohr während 10 Minuten gemessen und der Mittelwert jeder einzelnen Station am Ende des Messintervalles an den zentralen Rechner der Schweizerischen Meteorologischen Anstalt (SMA) übermittelt. NADAM ist Bestandteil des automatischen Messnetzes (ANETZ) der SMA. Damit stehen im gleichen Zeittakt auch alle meteorologischen Daten (Niederschläge, Schneehöhe usw.) zur Verfügung, die für die Interpretation der Messwerte der Ortsdosisleistung notwendig sind.

In den Jahren 1990 und 1991 wurden 7 Stationen des meteorologischen Messnetzes zusätzlich mit einer NADAM-Sonde ausgerüstet. Sechs dieser Stationen waren als Ergänzungen von noch bestehenden grösseren Lücken gedacht. Zusätzlich wurde am

Standort des PSI zusammen mit der Wind- und Temperaturmessung eine NADAM-Sonde installiert. Mit diesen Ergänzungen ist der Ausbau des Netzes vorerst abgeschlossen und umfasst 58 Sonden (vgl. Fig. 1).

3.8.3. Auswertung der Daten, Erfahrungsbereiche und Mittelwerte

Jeder übermittelte Messwert wird auf das Alarmkriterium überprüft und anschliessend im zentralen Rechner gespeichert. Die Alarmschwelle ist zur Zeit auf 1000 nSv/h festgelegt.

Für jede Station wird durch Mittelung der Wochenmittelwert der schneefreien Perioden ein Erfahrungswert berechnet. Mehrjährige Erfahrungen haben gezeigt, dass natürliche Ursachen wie z.B. die Deposition von Radonfolgeprodukten bei Niederschlägen in der Regel kurzzeitige Erhöhungen der Zehnminutenwerte bis zu 50% und der Stundenmittelwerte bis zu 15% bewirken können. In einzelnen Fällen können diese Erhöhungen auch grösser sein.

Die Erfahrungsbereiche werden für die tägliche Feinüberprüfung der Messdaten verwendet. Werte, die ausserhalb der Erfahrungsbereiche liegen, werden automatisch mit den entsprechenden Niederschlagswerten oder den Schneehöhen ausgedruckt und anschliessend überprüft. Damit können auch kleine Erhöhungen oder schleichende Anstiege der Ortsdosisleistung festgestellt werden.

Für alle Stationen sind die Jahresmittelwerte sowie die höchsten und die tiefsten Wochenmittelwerte in der Figur 2 dargestellt.

Die kontinuierliche Abnahme der Erfahrungswerte, bedingt durch den Zerfall vorwiegend des Cs-134 und das langsame Eindringen der langlebigen künstlichen Radionuklide in den Boden, hat sich für die Stationen in dem vom Tschernobyl-Ausfall meist betroffenen Gebiet fortgesetzt. Als Beispiele sind die Jahresmittelwerte der beiden Stationen Lugano und Hinterrhein in Figur 3 dargestellt.

3.8.4. La Dôle

Die Station la Dôle wird durch den nahegelegenen Flugsicherungsradar gestört. Aus technischen Gründen konnte der Standort nicht verlegt werden. Es wurde deshalb versucht, die Störsignale durch entsprechende Abschirmungen und Filter auszublenken. Die Tatsache, dass es sich bei den Störsignalen um sehr hohe Frequenzen handelt und dass das Reflexionsverhalten des Bodens bei den Störsignalen eine wesentliche Rolle spielt, machte die Aufgabe äusserst schwierig. Jede Massnahme musste im Feld erprobt und die kritische Zeit der Schneeschmelze jeweils abgewartet werden. Im Frühjahr 1990 konnte durch die SUER des BAG eine befriedigende Lösung gefunden werden, bestehend aus einer Abschirmung und einem Filter für die Zuleitung.

In Figur 4 sind die Verläufe der Ortsdosisleistung der letzten zwei Jahre für die Stationen La Dôle und La Frêtaz darge-

stellt. Daraus ist ersichtlich, dass die Störungen effektiv unterdrückt werden konnten, und dass die absoluten Messwerte der beiden Stationen gut übereinstimmen, wie dies auf Grund ihrer Standorte erwartet wird.

Erläuterungen zu den Figuren

Figur 1:

Das Netz für automatischen Dosisalarm und -messung NADAM umfasst 58 Stationen. Die Sonden befinden sich an Stationen des automatischen Netzes der Schweizerischen Meteorologischen Anstalt.

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 den Atombomben-Fallout ist örtlich verschieden und hängt ferner von der Verteilung der künstlichen Radionuklide im Boden ab.

Figur 3:

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).

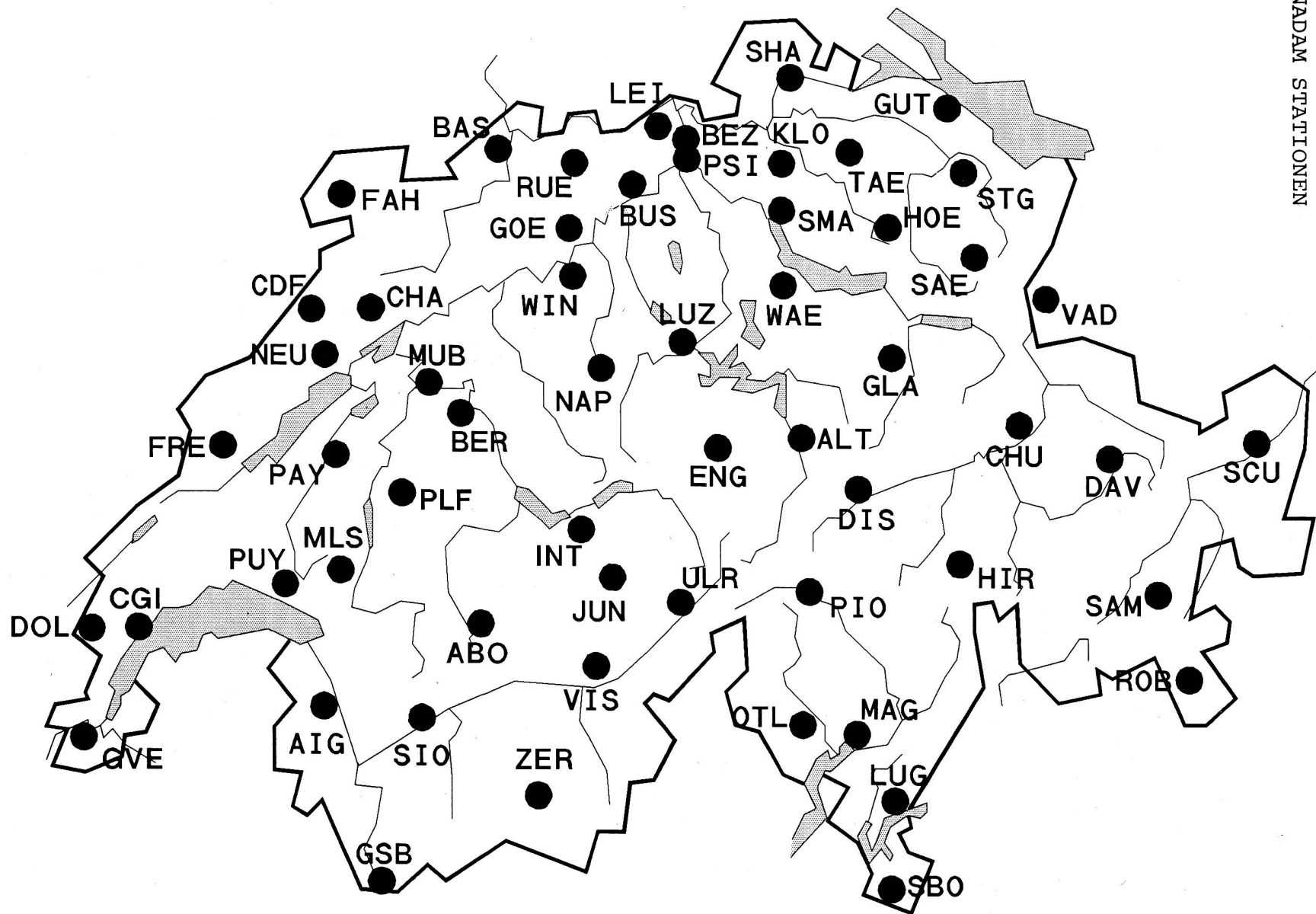
In der Graphik ist der Verlauf der Erfahrungswerte der Jahre 1988 bis 1991 für die Orte Lugano und Hinterrhein dargestellt.

Figur 4:

Die dargestellten Verläufe der Wochenmittelwerte für die Stationen La Dôle und La Frêtaz stimmen sowohl bezüglich absolutem Messwert wie auch für die hauptsächlich durch meteorologische Einflüsse (z.B. Schneedecke; unterste Kurve) verursachten Variationen der Ortsdosisleistung gut überein. Ebenfalls ersichtlich ist, dass die im Frühjahr 1990 bei der Schneeschmelze noch festgestellten Erhöhungen im Jahre 1991 nicht mehr auftraten.

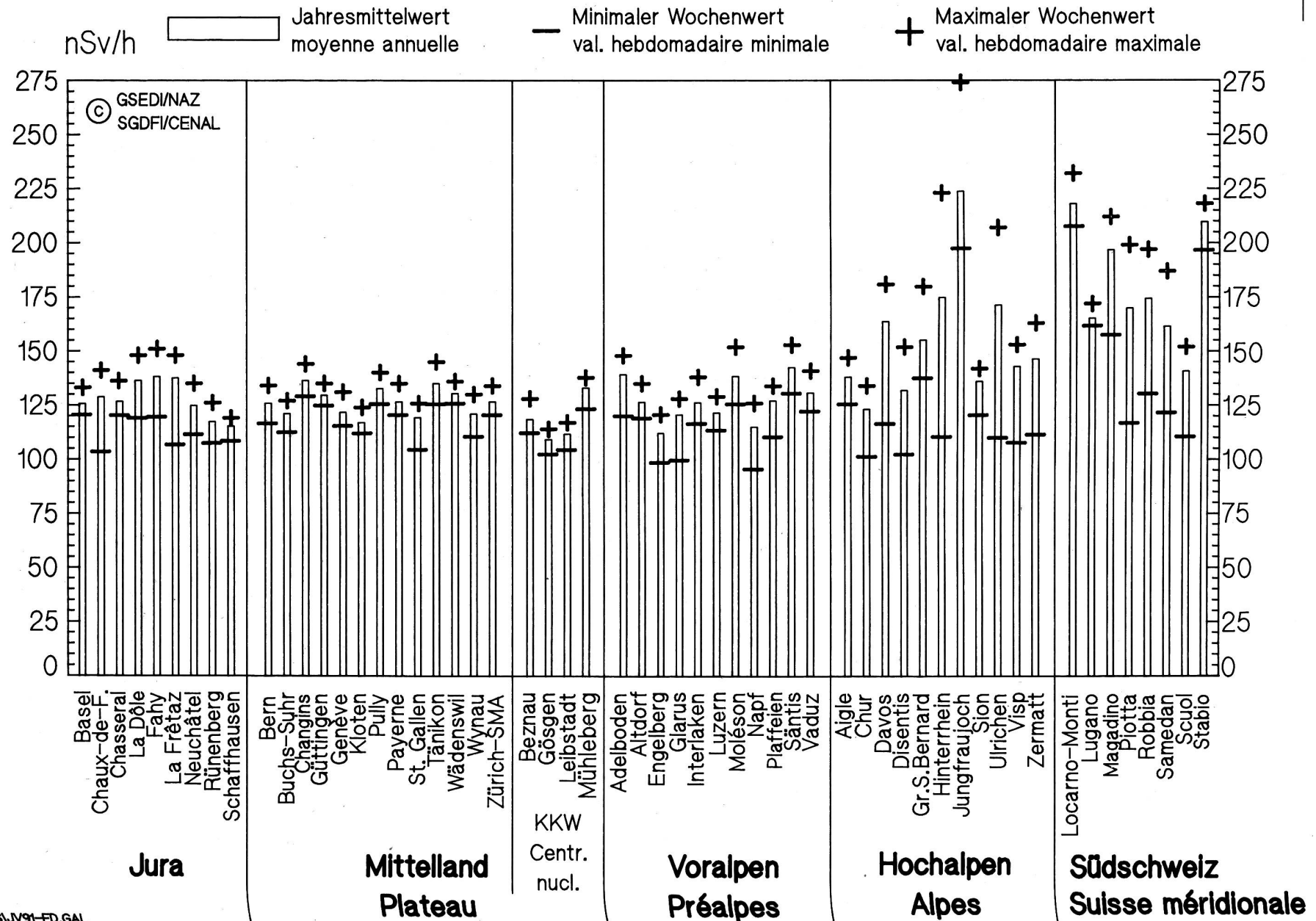
Fig. 1

NADAM STATIONEN



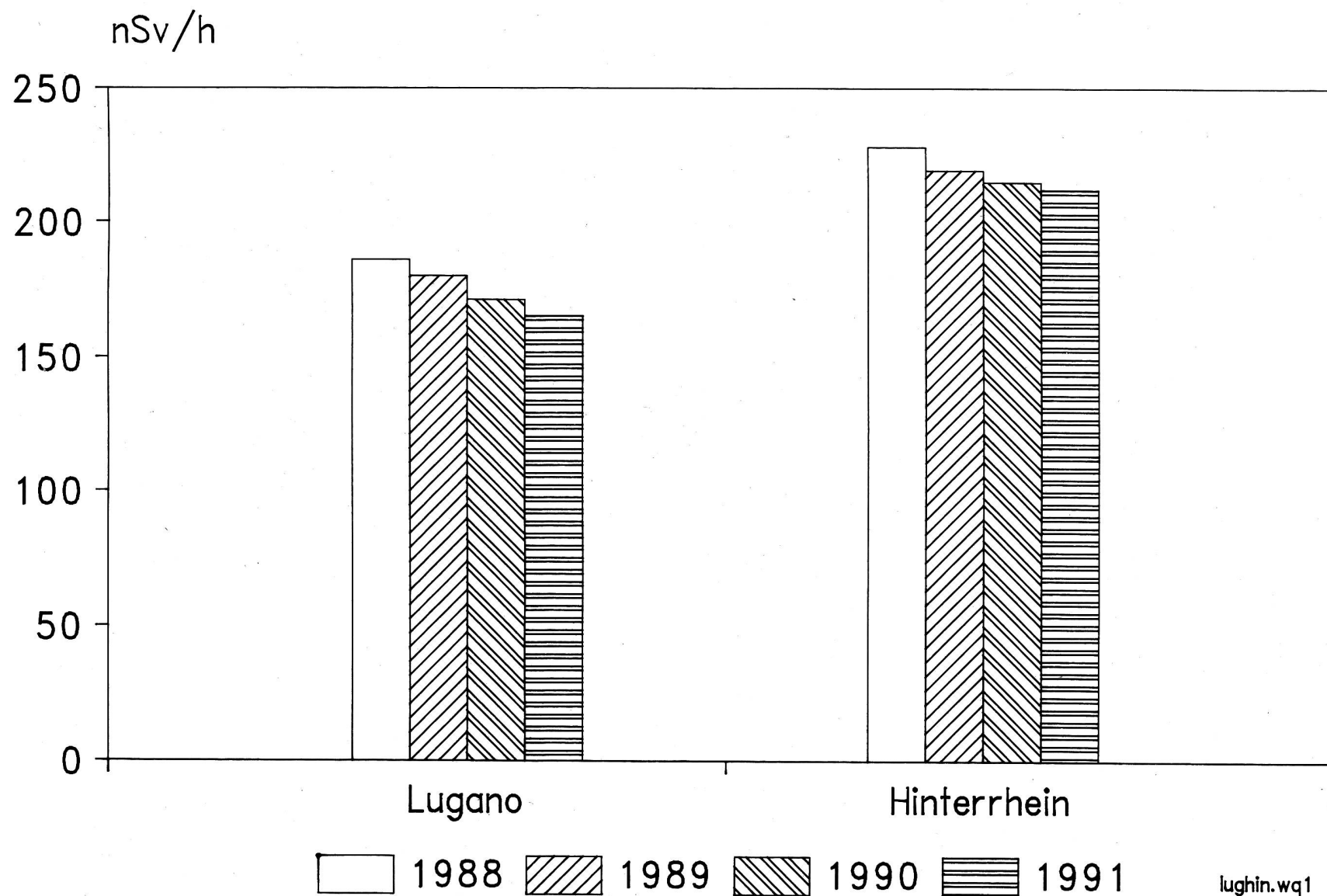
Jahresmittelwerte 1991 nach Regionen/Moyennes annuelles 1991 par régions

Fig. 2



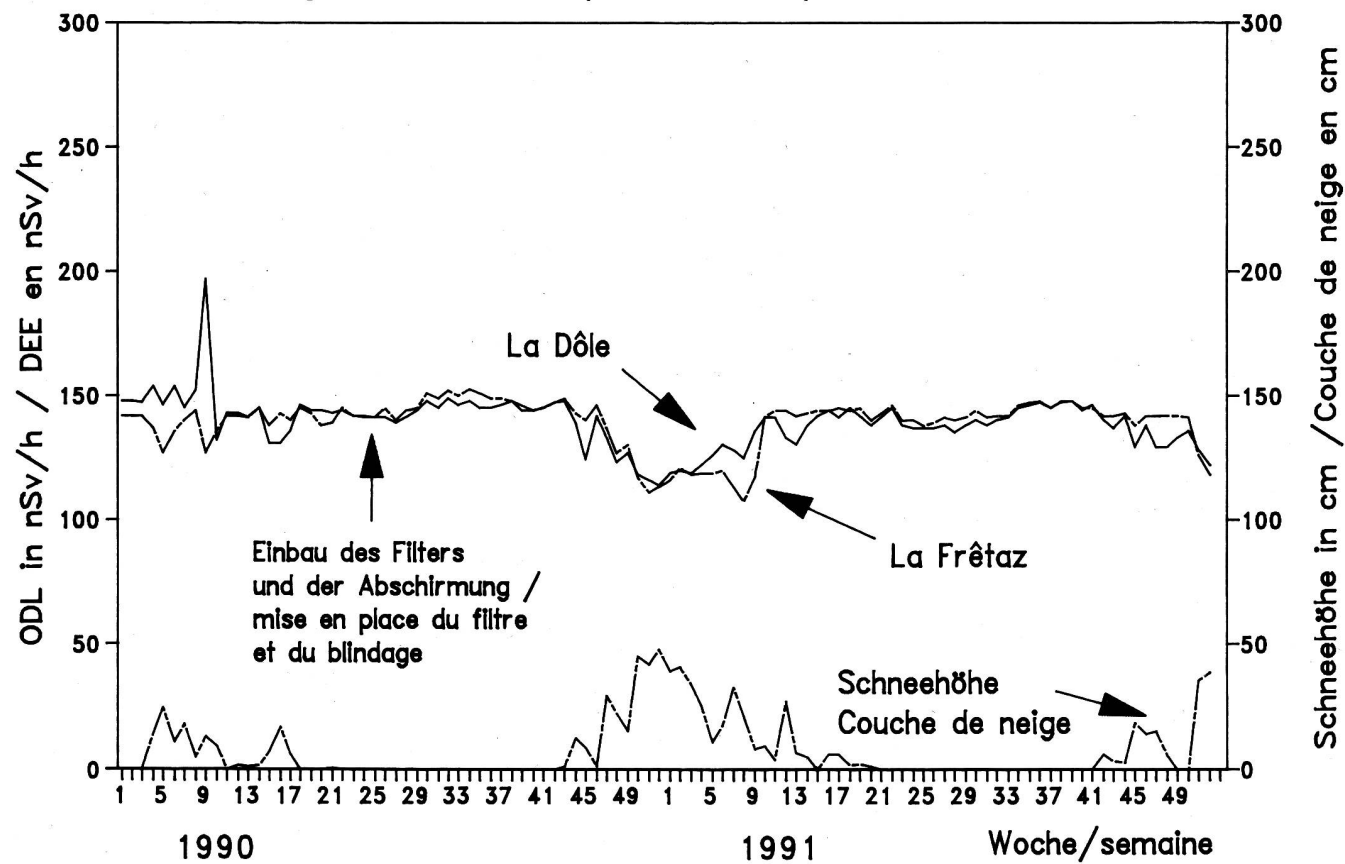
Verlauf der Erfahrungswerte für zwei ausgewählte Stationen
Evolution des valeurs de référence de deux stations

Fig. 3



Figur 4

La Dôle – La Frêtaz Ortsdosisleistung 1990–1991 / Débit d'exposition externe 1990–1991



3.9. AERORADIOMETRISCHE AUFNAHMEN IN DER UMGEBUNG DER SCHWEIZERISCHEN KERNANLAGEN

G. Schwarz, L. Rybach und E. Klingelé

Forschungsgruppe Geothermik und Radiometrie am Institut für Geophysik der ETH Zürich.

3.9.1. Zusammenfassung

Es wird über die Ziele und Ergebnisse der Aero-Gammaspektrometrie-Flüge von 1991 in der Umgebung der Kernkraftwerke und deren Ergebnisse berichtet sowie über die geplanten weiteren Untersuchungen.

3.9.2. Projektziele 1991

Durch jährlich wiederholte Helikopter-Flüge wird die Umgebung (rund 50 km²) der schweizerischen Kernanlagen Mühleberg, Beznau, Gösgen-Däniken und Leibstadt und des Paul-Scherrer-Institut (PSI) in Villigen radiometrisch vermessen. Für die Messungen steht ein Gammaspektrometer bestehend aus 4 Stück 4x4x16 Zoll Natriumjodid-Kristallen mit einem Gesamtvolumen von 16.8 Litern mit Flugroutenerfassung zur Verfügung. Solche Geräte wurden ursprünglich für die Erfassung natürlicher Radionuklide, insbesondere Uran und Thorium entwickelt. Im vorliegenden Fall steht jedoch die Erfassung der künstlichen Radioaktivität und deren kartographische Darstellung im Massstab 1:50'000 im Vordergrund.

Durch Anfliegen derselben Flugrouten werden Vergleiche zwischen den jährlichen Messungen möglich ("Beweissicherung"). Aufgrund eines Vertrages zwischen der HSK und der Forschungsgruppe Geothermik und Radiometrie am Institut für Geophysik der ETH Zürich sind die Messungen für fünf Jahre vorgesehen, erstmals 1989. Die Messungen gehören daher zur Umgebungsüberwachung der Kernanlagen; das Messsystem soll aber auch bei Stör- und Unfällen mit Freisetzung von Radioaktivität eingesetzt werden, weshalb diese Flüge auch der Störfallvorsorge dienen. Die Resultate werden jährlich in Berichten niedergelegt (s.u.).

3.9.3. Im Jahre 1991 geleistete Arbeiten und Ergebnisse

Bei der Messung wird die terrestrische Gammastrahlung, herrührend von den künstlichen und natürlichen Radionukliden im Erdboden spektrometrisch erfasst. Es geht dabei insbesondere um die Nuklide der Uran/Radium- und Thorium-Zerfallsreihen, um das natürliche Kalium-40 sowie um künstliche, d.h. durch menschliche Aktivitäten verursachte Beiträge, z.B. Caesium-137 vom Atombombenfallout früherer Jahre und vom Tschernobylunfall und eventuell Beiträge aus den Abgaben der Kernanlagen an die Umwelt. Während des Fluges wird jede Sekunde ein 256 Kanäle umfassendes Gammaspektrum registriert und auf Magnetband festgehalten. Dies entspricht bei der durchschnittlichen Flugge-

schwindigkeit von 25 m/s einem Messpunktabstand von 25 m auf der Messlinie. Die Flughöhe beträgt 100 m, der Fluglinienabstand 250 m. Die Flüge wurden mit einem Ecureuil-Helikopter der HELISWISS AG (Belp/BE) durchgeführt. Die Positionierung der Messpunkte erfolgte 1990 erstmals mit Hilfe der Satelliten-Navigation (Global Positioning Systeme GPS).

Für die Datenverarbeitung nach dem Flug sowie für die kartographische Darstellung wurde von G. Schwarz das integrierte Softwarepaket GAMERO entwickelt. Die Qualitätskontrolle der Messresultate, sowie eine erste Schnellauswertung kann bereits im Felde nach der Landung des Helikopters mittels eines transportablen Auswertesystems bestehend aus einem PC, einer Bandstation und einem Plotter, erfolgen.

Für die numerische Auswertung können entweder die spektralen Energiebereiche der gesuchten Radionuklide einzeln ausgewertet werden (z.B. Co-60-Fenster, Cs-137-Fenster); es hat sich jedoch auch als nützlich erwiesen, das Verhältnis des hochenergetischen zum niederenergetischen Anteil des Spektrums, die sogenannte MMGC-Ratio, heranzuziehen. Für die Kartographierung der Ergebnisse sind Farbwertkarten bzw. 3D-Darstellungen für die Spektral-Summe (Total-Counts), die MMGC-Ratio (= Man Made Gross Counts Ratio) oder für die ausgewählten Energiefenster am geeignetsten.

Auf den entsprechenden Karten zeichnen sich die Kernanlagen - mit Ausnahme des KKG - unterschiedlich deutlich ab. Besonders stark treten PSI-Ost und PSI-West sowie KKM in Erscheinung. Im Jahre 1991 waren die beiden Siedewasser-Reaktoren KKL und KKM während der Messungen in Betrieb (zum ersten Mal seit Beginn der Messflüge 1989). Die hochenergetische Gamma-Strahlung des Aktivierungsproduktes ^{16}N konnte aus der Luft an beiden Standorten gut detektiert werden. Ansonsten waren auf den Aufnahmen keine signifikanten Änderungen der Aktivitätsverteilung gegenüber früheren Jahren ersichtlich.

Für die Vermessung der insgesamt 875 km Messstrecke und der Kalibrations-Flüge wurden insgesamt 1299 Flugminuten benötigt.

3.9.4. Zusammenarbeit mit andern schweizerischen Institutionen

Die Messprogramme werden von der Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK) begleitet. Im weiteren ist der Einsatz des Messsystems unter der Regie der Nationalen Alarmzentrale (NAZ) bei radiologischen Notfällen vorgesehen. Ferner wird intensiv mit der Schweizerischen Geophysikalischen Kommission (SGPK, Organ der Schweizerischen Akademie der Naturwissenschaften SANW) zusammengearbeitet, da diese Institution die aeroradiometrische Kartierung von Gebieten mit erhöhtem natürlichem Strahlungspegel der Schweiz im Massstab 1:200'000 mit dem gleichen Messsystem und der gleichen Mannschaft betreibt.

Für die Kalibrierung des Messsystems (Bestimmung der Detektorempfindlichkeit, Umrechnung der gemessenen Zählraten in Dosisleistung oder Radionuklidkonzentration) besteht eine enge Zusammenarbeit mit der Sektion Überwachung der Radioaktivität

(SUER) des BAG. Hierzu wurden 1991 besondere Kalibrierflüge in der Magadino-Ebene/TI durchgeführt und mit den von der SUER dort durchgeführten in-situ-Messungen verglichen (Fig. 1). Dieses Gebiet wurde für die Kalibrierung ausgewählt, da im Tessin am meisten Cs-137 vom Tschernoby-Unfall abgelagert wurde.

3.9.5. Perspektiven für 1992

Die jährliche, routinemässige radiometrische Vermessung der Fluglinien in der Umgebung der Kernanlagen wird weitergeführt. Hierzu wird das seinerzeit vom Bundesamt für Gesundheitswesen beschaffte gammaspektrometrische Messsystem grundlegend erneuert (Revision des Detektor-Paketes, Ersatz des 256-Kanal-Spektrometers durch ein neues Modell, Ersatz des Daten-Acquisitionssystems durch PC, Ersatz des Magnetbandgerätes durch Flush-Memory).

3.9.6. Publikationen 1991

- [1] G. Schwarz (1991): Methodische Entwicklungen zur Aerogammaspektrometrie. Beitr. Geol. Schweiz, Ser. Geophysik Nr. 23, Kümmerly & Frey AG, Bern, 147 S.
- [2] G. F. Schwarz, E. E. Klingelé und L. Rybach: "Aeroradiometrische Messungen in der Umgebung der schweizerischen Kernanlagen". Bericht für das Jahr 1991 zuhanden der Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK). ETH-Zürich, Institut für Geophysik, Dezember 1991.

Fig. 1: Kalibrierung des Aeroradiometrie-Gerätes anhand von in-situ-Messungen mit tragbarem Ge-Spektrometer (HSK & SUER). Vergl. auch Proceedings zum gemeinsamen Seminar FS-SFRP vom 15.-18. Sept. 1992 in Fribourg.

