

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

Herausgeber: Bundesamt für Gesundheitswesen, Abteilung Strahlenschutz

Band: - (1989-1990)

Rubrik: Allgemeine Überwachung

Nutzungsbedingungen

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

Conditions d'utilisation

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

Terms of use

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

Download PDF: 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 1989 und 1990 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). Es konnte kein Hinweis darauf gefunden werden, dass eventuelle neue Abgaben in Tschernobyl bis zu uns gelangt wären.

An den Stationen mit konventionellen Aerosol-Sammlern ($50 \text{ m}^3/\text{h}$) lag die Aktivität in den Wochenproben unterhalb der Nachweisgrenze. Dank eines Hochvolumen-Sammlers ($500 \text{ m}^3/\text{h}$) sind wir aber seit Ende 1990 in der Lage Aktivitäten im $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ -Bereich zu messen. Mit dieser Anlage konnte La-140 festgestellt werden, das vermutlich in Frankreich für militärische Uebungen benutzt wurde.

In Gras- und Milchproben aus dem Tessin war der Einfluss des Tschernobyl-Fallouts von 1986 noch deutlich zu erkennen, in Proben aus der übrigen Schweiz nur vereinzelt. Zwischen den Daten für 1989 und denen von 1990 besteht kein signifikanter Unterschied.

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 La-boranalysen 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 (Kurzfassung in Kap.2).

3.1.3. Methodik

a) LUFT

Durch ein 3"-Filter werden ca. $50\text{m}^3/\text{h}$ 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 Fribourg, KKM, KKG und KKL (Umgebungsüberwachung der Kernkraftwerke) pro Standort die Filter eines Monates 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 Cs-137 liegt bei einer Sammelzeit von einer Woche (ca. 70000 m³) und einer Messzeit von 160'000 sec bei ca. 0.3 µBq/m³.

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. Bis Ende 1989 wurden jeweils alle Regenproben der Schweiz zusammen wöchentlich gemessen. Seit 1990 werden die Proben pro Station monatlich zusammengefasst.

In Locarno werden Regen und Trockenstaub-Ablagerungen separat gesammelt.

c) Flusswasser

Wöchentliche Sammelproben von Flusswasser werden eingedampft und gammaspektrometrisch untersucht. Wie bei den Niederschlägen wurden bis Ende 1989 alle Flusswasserproben der Schweiz zusammen wöchentlich gemessen. Seit 1990 werden die Proben pro Station monatlich zusammengefasst.

Die Station St.Ursanne ist nach längerem Unterbruch wieder funktionstüchtig. Ab 1991 werden daher wieder Daten des Doubs verfügbar sein.

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 Cs-137 liegt bei der Frischmilch bei ca. 0.5 Bq/Liter, beim Milchpulver bei ca. 0.3 Bq/Liter.

3.1.4. Ergebnisse

Dieses Kapitel enthält die Resultate der Proben, die gemäss dem Probenahmeplan der KÜeR genommen und im Labor der SUeR gemessen wurden. Resultate von Proben aus der Umgebung von kern-technischen 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, Boden- und Grasproben sind im Kapitel "Lebensmittel" enthalten (Kap.3.5).

A. Aerosolproben

a) Höhenflugfilter

Probenahme : 6.11.90, 15h00, 1965 kg Luft aus 11'000 m Höhe

Resultat der Messung:

Be- 7: (136'000±3000) μ Bq/kg
Cs-137: (232±19) μ Bq/kg
Cs-134: (34±9) μ Bq/kg

$$\begin{aligned} \rightarrow \text{Cs-137/Cs-134} &= 6.8 \pm 2.3 \\ \text{Cs-137/Be-7} &= (1.7 \pm 0.2) * 10^{-3} \end{aligned}$$

Innerhalb der Fehlergrenzen entspricht das Cs-137/Cs-134-Verhältnis dem, was von der 1986er Freisetzung in Tschernobyl zu erwarten wäre (Nov.90: 8.1).

Entwicklung des Cs-137/Cs-134-Verhältnisses für die Tschernobyl-Abgabe im Mai 1986: (Annahme für das Verhältnis im Mai 1986: 2.0)

Datum	Cs-137/Cs-134
Mai 89	5.1
Nov 89	6.0
Mai 90	7.0
Nov 90	8.1
Mai 91	9.5
Nov 91	11.1

Die hohe Be-7 Konzentration zeigt, dass die Probe am oberen Rand der Tropopause oder in der Stratosphäre genommen wurde. Falls der Filterhalter nicht noch mit Tschernobyl-Fallout kontaminiert ist, bedeutet das gefundene Cs-137/Cs-134 Verhältnis, dass das Inventar in der Stratosphäre nun im wesentlichen aus Tschernobyl-Material besteht.

b) Hochvolumen- und konventioneller- Sammler Fribourg

Die Resultate für den Hochvolumen-Sammler (500 m³/h) sind in Fig.1 aufgezeichnet.

In etwa der Hälfte der Proben konnte auch das Cs-134 bestimmt werden. Das Cs-137/Cs-134 Verhältnis erreicht in diesen Fällen mit 6 ± 2 noch knapp den für Tschernobyl-Fallout zu erwartenden Wert.

Das Cs-137/Be-7 Verhältnis liegt bei etwa 10^{-3} (min. $0.3 * 10^{-3}$, max. $2.2 * 10^{-3}$).

In der 38. Woche wurden $(5.7 \pm 1.5) \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ La-140 gemessen. Aufgrund der vorherrschenden Windrichtung dürfte dieses La-140, das nicht von Ba-140 begleitet war, aus Frankreich stammen. Es ist bekannt, dass in Frankreich von Zeit zu Zeit militärische Uebungen mit La-140 durchgeführt werden.

Das I-131, das in der 39. Woche mit $(0.4 \pm 0.3) \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ nur knapp über der Nachweisgrenze festgestellt wurde, dürfte aber aufgrund der Windrichtung (Bise) einen lokalen Ursprung haben (Kehrichtverbrennungsanlage Bern ?). Keine der übrigen europäischen High-Volume-Stationen konnte in dieser Woche I-131 feststellen.

Die Figuren 2 und 3 zeigen die Be-7- und Cs-137-Werte auf den Filtern der kleinen Aerosol-Sammelstation (ca. $45 \text{ m}^3/\text{h}$). Der Vergleich der Be-7 Werte der beiden Stationen (Fig.2) ist einigermassen befriedigend.

Weniger befriedigend ist der Vergleich der Cs-137-Aktivitäten (für die kleine Station ist Cs-137 nur in den veraschten Monatsfiltern messbar). Der deutlich höhere Wert für die kleine Station im Dezember könnte bedeuten, dass irgendwo im Ansaugkanal dieses Aerolsammlers noch Staub aus der Tschernobyl-Zeit vorhanden ist, oder in der unmittelbaren Umgebung aufgewirbelt wurde. Ein einzelnes aktives Staubkorn wirkt sich beim kleinen Filter wesentlich stärker aus als beim grossen Filter. Für das, wofür diese Art Sammler eigentlich vorgesehen ist, nämlich für die Alarmierung bei Bq/m^3 -Pegeln, ist das bedeutungslos.

B. Regen und Trockenstaub-Ablagerungen

Bis Ende 1989 wurden die Regenproben der Standorte Cernier, Davos, Fribourg, Valsainte, KKG und KKL wöchentlich zusammen gammaspektrometrisch untersucht. Mit einer Ausnahme lagen die Cs-137-Aktivitäten in diesen Wochenproben unter 50 mBq/Liter. Die Ausnahme betrifft die Woche 5, in der wir nur von einem einzigen Standort, Cernier, eine Probe erhielten. Die Nachweisgrenze lag hier bei 200 mBq/Liter. Seit 1990 werden die Regenproben pro Standort monatlich zusammengefasst.

Die Cs-137-Aktivitäten im Regen von Cernier, Davos, Fribourg, Locarno und Valsainte lagen 1990 in allen Monaten unter 50 mBq/Liter. Für die wenigen Fälle, in denen Cs-137 nachgewiesen werden konnte, liegen die Werte zwischen 5 und 25 mBq/Liter. Für die 1990 durch den Regen abgelagerte Cs-137-Aktivität kann nur eine obere Grenze angegeben werden. Sie liegt für alle oben angegebenen Stationen bei $25 \text{ Bq}/\text{m}^2$.

An Be-7 wurde 1990 total abgelagert (Fehler ca. $\pm 10\%$, Aktivitäten jeweils auf das Ende der Sammelperiode von einem Monat bezogen):

	Be-7 Jahresniederschlagsmenge	
	[Bq/m ²]	[mm]
Fribourg	330	1230
Valsainte	380	1788
Cernier	520	1425
Davos	870	1108
Locarno	530	1474
Alpennordseite 1989	545	959

Für 1989 ist wegen der wöchentlichen Messung nur eine Angabe für die gesamte Alpennordseite möglich. Für Locarno lagen die Werte bei der wöchentlichen Messung häufig unterhalb der Nachweisgrenze.

Mit Ausnahme der Station Locarno enthalten diese Werte auch die trockene Ablagerung.

An der einzigen Stelle in der Schweiz, an der Regen und Trockenstaubablagerungen separat gesammelt werden, ergaben sich für 1990 folgende Ablagerungen:

Trockenstaub Locarno-Monti

$$\begin{aligned} \text{Be-7} &: (21 \pm 5) \text{ Bq/m}^2 \\ \text{Cs-137} &: (2 \pm 1) \text{ Bq/m}^2 \end{aligned}$$

Diese Angabe ist für 1989 wegen der wöchentlichen Messung nicht möglich (Nachweisgrenzen selten überschritten).

C. Flusswasser

Die Cs-137-Aktivitäten lagen 1990 in allen Flusswasserproben (Rhone Wallis, Rhone Genf, Ticino) unter 35 mBq/Liter (monatliche Sammelproben).

Wie bei den Regenproben wurden bis Ende 1989 wöchentliche Sammelproben gemessen (alle Flusswasserproben einer Woche zusammen). Die Cs-137-Aktivitäten lagen in allen diesen Sammelproben für 1989 unter 30 mBq/Liter.

D. Erde

Die Cs-137-Aktivitäten in der Bodenschicht 0-5cm (Tab.1, Fig.4 und 5) sind für 1990 gegenüber 1989 nicht signifikant verschieden. Die regionalen Unterschiede zeigen das schon 1986 festgestellte Muster des Tschernobyl-Fallouts. Unterschiede am gleichen Standort sind durch nicht immer exakt gleiche Probenahme, örtliche Variationen und im Falle von Rasa durch die unterschiedliche Bodenbearbeitung erklärbar. Bei den Proben mit den höchsten Cs-137-Aktivitäten sind noch Spuren von Rh-106 und Sb-125 feststellbar (weitere Daten: siehe Seite B.3.52).

E. Gras

Wenig aussagekräftig sind die Resultate für die Grasproben (Tab.2, Fig.4 und 5). Der Grund für die grosse Variationsbreite am selben Standort dürfte sein, dass die Grasproben unterschiedlich mit Bodenmaterial verunreinigt sind. Ein Uebergangsfaktor Boden → Gras lässt sich aus diesen Daten nicht bestimmen (weitere Daten: siehe Seite B.3.52).

F. Milch

Bei den Milchproben (Tab.3, Fig.4 und 5) sind bei Proben vom selben Ort starke Variationen zu beobachten. Möglicherweise wurde hier zeitweise zugekauftes Futter oder altes Heu verfüttet (weitere Daten: siehe Kap. 3.5: Lebensmittel).

Die Daten für Gras und Milch streuen zu stark um daraus einen zuverlässigen Uebergangsfaktor Gras → Milch zu bestimmen.

Bemerkungen

Die sehr grossen Streuungen bei den Gras- und Milchproben vom nominell gleichen Standort sind unbefriedigend. Die Probenahme ist zu überprüfen. Das gemessene Gras sollte für die Bestimmung des Transferfaktors Boden → Gras frei von Verunreinigungen mit Boden sein. Für die Bestimmung des Transferfaktors Gras → Milch sollte die Grasprobe dem entsprechen was die Kühe fressen, deren Milch gemessen wird.

Tab. 1

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

Ort	Probenahmedatum	K-40	Cs-137	Cs-134
Grangeneuve	28. 6.89	526±16	13±1	0.7±0.2
"	18. 6.90	437±12	15±1	0.6±0.2
Kemphal	23. 8.89	403±12	174±2	30±1
"	19. 4.90	459±13	184±2	25±1
Arenenberg	15. 5.90	452±12	98±2	14±1
Chur	7. 8.89	971±20	<3	<5
"	26. 4.90	862±19	32±1	1.6±0.3
Davos 0-5cm	8. 8.89	693±14	127±3	11±1
"	17. 7.90	750±17	148±2	6.4±0.4
Davos 5-10cm	8. 8.89	782±16	51±1	1.0±0.3
"	17. 7.90	871±16	30±1	1.0±0.2
Rodi	14. 6.89	572±18	227±3	37±1
"	15. 6.90	465±15	218±2	25±1
Rasa Feld	26. 7.90	557±18	1385±6	174±2
Rasa Garten	26. 7.90	693±17	276±2	33±1
Breganzona	26. 7.90	499±13	186±2	20±1
Breganzona	26. 7.90	475±12	135±2	13±1
Sessa	17. 5.89	733±22	97±1	16±1
"	25. 5.90	791±16	101±2	13±1

Tab. 2

K-40, Cs-137 und Cs-134-Aktivitäten in Grasproben. Werte in Bq/kg Trockensubstanz, falls nicht anders angegeben. Bezugsdatum = Probenahmedatum.

* = bezogen auf Frischgewicht.

Ort	Probenahme- datum	K-40	Cs-137	Cs-134
Grangeneuve	28. 6.89	1086±30	<5	<2
"	25.10.89	1050±30	3±1	<2
"	18. 6.90	940±30	<2	<1
Saignelegier	16. 5.90	1020±60	<2	<1
"	9. 7.90	880±30	<2	<2
Kemptthal	23. 8.89	694±25	4.8±0.8	1.1±0.3
"	31.10.89	702±20	18±2	3.3±0.4
"	19. 4.90	640±20	6.8±0.8	0.8±0.3
"	20.11.90	920±30	23±2	2.4±0.4
Arenenberg	15. 5.90	1080±40	1.5±1.2	<2
"	9. 8.90	910±30	<2	<2
Chur	7. 8.89	1010±30	<5	<2
"	19.10.89	695±25	<2	<2
"	26. 4.90	1040±30	<3	<1
"	30. 7.90	950±40	<7	<2
Davos	8. 8.89	725±25	12±1	1.4±0.4
"	17.10.89	1380±30	<5	<2
"	17. 7.90	1360±40	1.2±0.9	<2
"	19. 9.90	760±40	22±2	2.0±0.5
Rodi	14. 6.89	950±60	13±2	2.3±0.8
"	22. 8.89	600±50	81±4	14±2
" , Heu	15. 6.90	690±40	14±2	2.0±0.6
" , "	24. 8.90	1160±40	28±2	3.7±0.5
Rasa	31. 5.89	580±50	480±10	94±3
" *	31. 5.89	130±20	63±2	12±1
" *	7. 9.89	240±30	76±3	13±1
"	26. 7.90	1390±40	22±2	2.2±0.6
" , Heu	26. 7.90	930±30	100±3	13±1
" , "	31. 7.90	950±30	110±3	13±1
Bregan zona	1. 5.89	433±50	249±8	49±3
"	15. 5.89	410±40	265±6	51±3
" *	19. 5.89	140±20	14±2	2.5±5
"	1. 9.89	270±50	493±10	93±3
"	9. 9.89	236±30	22±2	3.9±0.5
" *	26. 7.90	117±25	98±3	14±1
Sessa	17. 5.89	980±50	3±1	<2
"	20. 6.89	970±50	<4	<3
" , Heu	29. 5.90	770±40	12±2	2.0±0.5
Ison e	10. 5.89	360±40	390±10	80±3
"	15. 6.89	600±60	298±10	55±3
"	1. 8.89	1090±60	88±5	14±2
Cimadera	*	189±20	13±2	3±1
"	1. 7.89	280±40	277±7	55±3
" *	14. 9.89	150±30	23±2	4.4±0.5
"	15. 8.89	590±50	249±5	47±3
Cimalmotto	30. 6.89	330±40	264±8	50±3

Tab. 3

K-40, Cs-137 und Cs-134-Aktivitäten in Milchproben. Werte in Bq/Liter, bezogen auf das Probenahmedatum. Messung mit Ausnahme der Proben (F = Frischmilch) an Milchpulver. Falls nicht anders angegeben handelt es sich um Kuhmilch. M = Mischprobe.

Ort	Probenahme- datum	K-40	Cs-137	Cs-134
Grangeneuve	28. 6.89	60±4	< 0.6	< 0.3
"	25.10.89	55±4	< 0.9	< 0.3
"	18. 6.90	49±2	< 0.4	< 0.2
Vaud (Orlait)	2. 4.90	55±4	< 0.8	< 0.2
"	20.12.90	54±4	< 0.2	< 0.2
Mürren	20.10.89	45±3	0.3±0.1	< 0.3
"	22. 8.90	48±3	1.0±0.2	< 0.2
Kemptthal	22. 8.89	45±3	< 0.6	< 0.3
"	31.10.89	48±3	< 0.6	< 0.3
"	19. 4.90	50±4	< 0.9	< 0.2
"	20.11.90	50±4	< 0.5	< 0.2
Arenenberg	14. 5.90	56±4	< 0.9	< 0.2
"	9. 8.90	47±3	< 0.6	< 0.2
Dagmersellen	17. 1.89	51±5	< 0.6	< 0.3
"	29. 1.90	50±3	< 0.7	< 0.2
"	5. 9.90	48±3	< 0.3	< 0.2
Chur	7. 8.89	55±3	< 0.6	< 0.3
"	19.10.89	45±3	< 0.6	< 0.3
"	20. 5.90	47±3	< 0.5	< 0.2
"	30. 7.90	52±3	< 0.6	< 0.2
Davos	8. 8.89	50±3	2.7±0.2	0.23±0.02
"	17.10.89	45±3	0.5±0.1	< 1
"	17. 7.90	39±3	2.0±0.2	0.17±0.04
"	19. 9.90	42±3	0.46±0.1	< 0.2
Stampa(GR), Ziege F	10. 5.90	68±6	11±1	1.6±0.2
" , "	F 31. 7.90	71±7	4.2±0.5	0.6±0.2
Alta Leventina	FM 29. 5.89	49±5	5.8±0.4	1.1±0.2
"	FM 10.10.89	46±5	7.0±0.5	1.0±0.2
Val Blenio	FM 29. 5.89	56±6	7.2±0.5	1.5±0.2
P. di Magadino	FM 29. 5.89	52±6	2.7±0.4	0.5±0.1
"	FM 10.10.89	39±5	6.7±0.5	1.1±0.2
Luganese	FM 31. 5.89	52±6	3.2±0.4	0.8±0.2
"	FM 12.10.89	46±5	9.1±0.6	1.3±0.2
Mendrisotto	FM 31. 5.89	52±6	1.5±0.5	0.3±0.1
"	FM 12.10.89	50±6	3.0±0.5	0.7±0.2
Malcantone	FM 31. 5.89	62±7	1.8±0.3	0.5±0.1
Rasa	F 31. 5.89	54±6	66±2	13±1
"	F 7. 9.89	60±6	48±2	8.4±0.4
" , Schaf	F 7. 9.89	71±7	120±3	20±1
"	F 26. 7.90	62±7	58±1	7.5±0.3
" , Ziege	F 26. 7.90	76±7	41±1	5.4±0.3
Breganzone	F 19. 5.89	56±6	12±1	2.3±0.2
"	F 9. 9.89	51±6	5.9±0.6	1.2±0.2
"	F 26. 7.90	49±5	9.7±0.5	1.1±0.2
Cimadera, Schaf	F 17. 5.89	44±5	43±1	8.7±0.4
" , Ziege	F 14. 9.89	43±5	55±1	9.8±0.4
Isone	F 21. 5.89	50±6	35±1	6.8±0.3
"	F 21.11.89	53±6	50±1	8.3±0.3

Fig.1 : High-Volume Aerosolsammler Fribourg

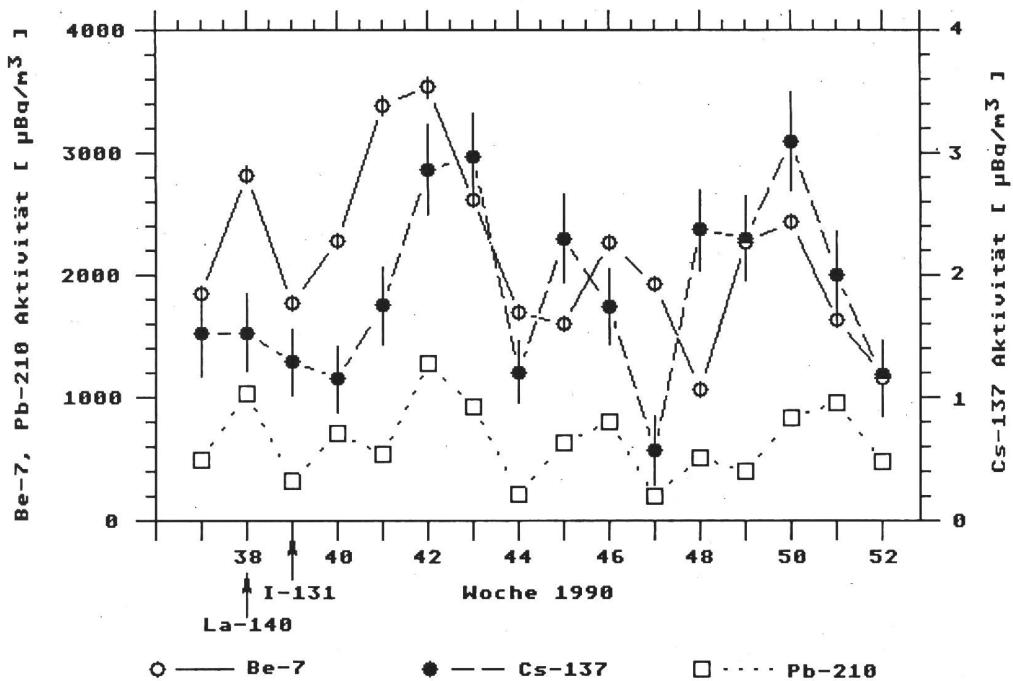


Fig.2 : Wochenfilter Fribourg

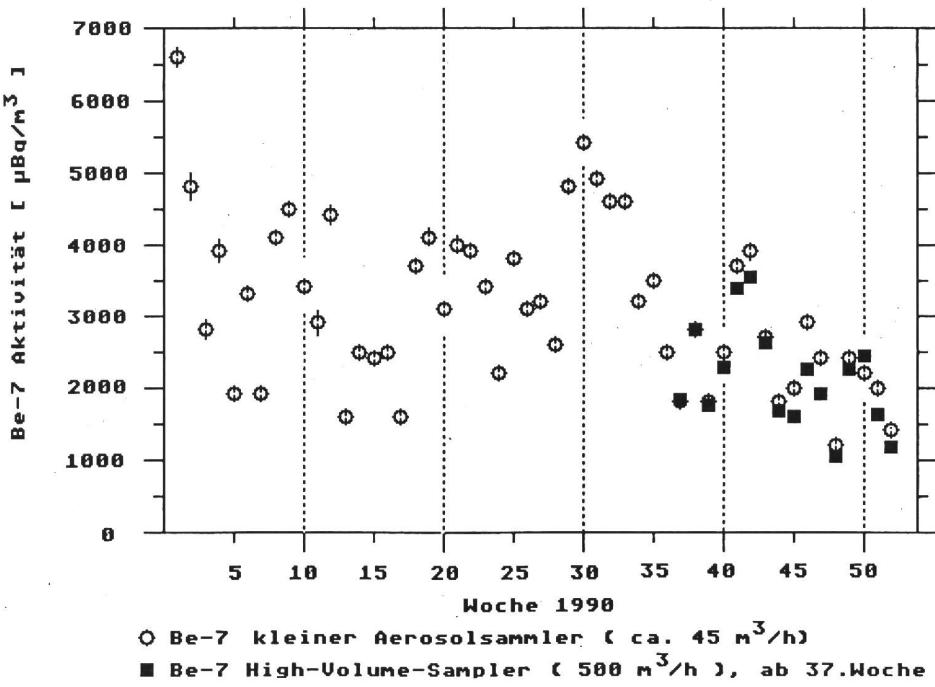
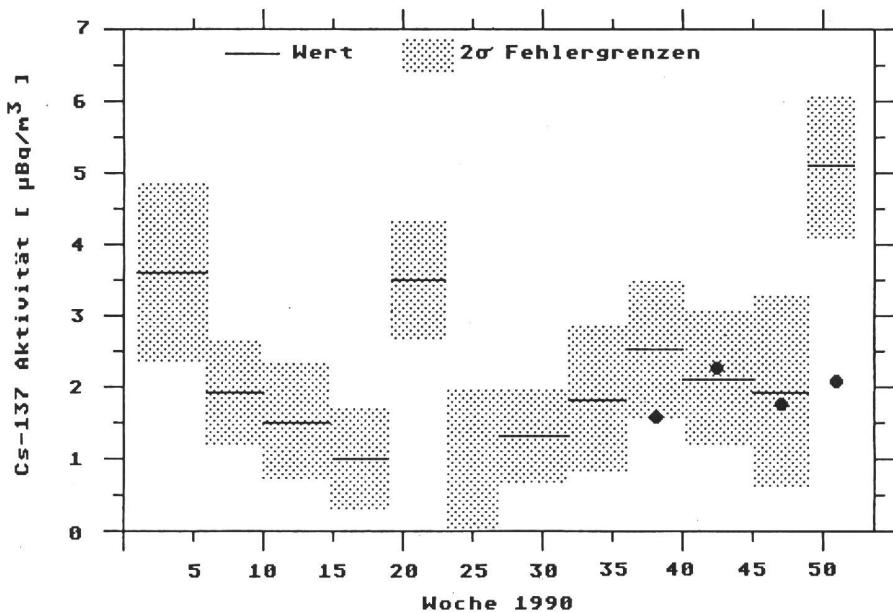


Fig.3 : Aerosolfilter Fribourg (kleine Station), verascht (4 oder 5 Filter zusammen). ● = Monatsmittel grosse Station.



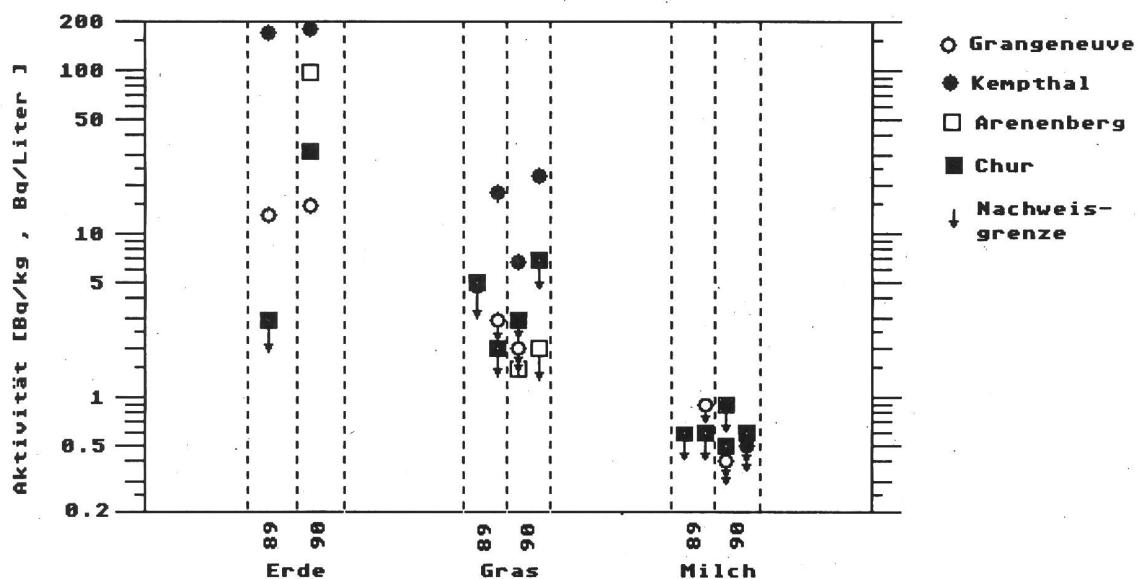


Fig.4 : Cs-137 Aktivitäten in Boden, Gras und Milch 1989 und 1990
Alpennordseite

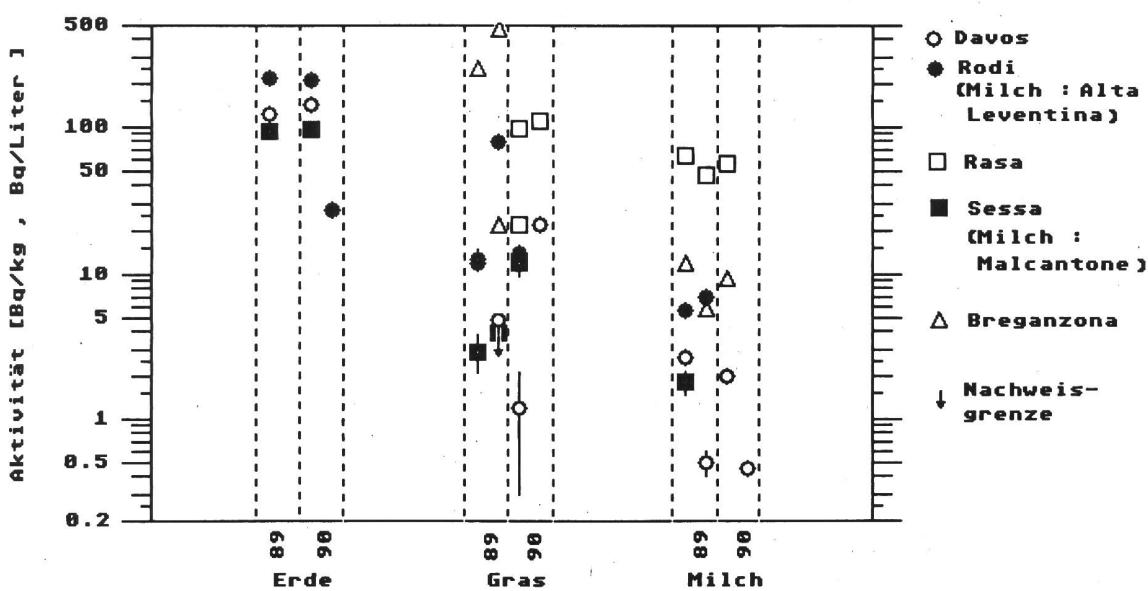


Fig.5 : Cs-137 Aktivitäten in Boden, Gras und Milch 1989 und 1990
Alpen und Alpensüdseite

3.2 H-3, C-14-, Ar-37- und Kr-85-AKTIVITÄT IN UMWELTPROBEN

H. Oeschger, H. Loosli, U. Schotterer

Abt. Klima- und Umweltphysik, Physikalisches Institut,
Universität Bern

3.2.1. Tritium-Aktivität in Niederschlägen 1989 und 1990 (Tabelle 1, Figuren 4-7)

Die Tritium-Konzentrationen (H-3) in den Niederschlägen, Bern ausgenommen, haben 1990 gegenüber 1989 leicht abgenommen. Der Grund dafür liegt in der Entleerung des stratosphärischen Reservoirs aus der Zeit der Kernwaffentests. Das bedeutet aber auch, dass dieser Trend nicht oder nur unwesentlich durch lokale oder regionale Abgaben von Industrietritium gestört wurde.

Tritium in den Niederschlägen von Niedergösgen war in beiden Jahren gegenüber den natürlichen Konzentrationen leicht erhöht, was durch die unmittelbare Nachbarschaft des KKW erklärt werden kann. Da bei den eingesandten Proben die Angaben der Niederschlagsmengen fehlen, konnte kein gewichtetes Mittel angegeben werden.

Stichproben der weiterhin gesammelten Flusswasserproben weisen Konzentrationen zwischen 1,5 - 3,0 Bq/L auf. Da die Messgenauigkeit im Moment nicht ausreicht, um den vorhandenen Jahresgang in den Tritium-Konzentrationen eindeutig nachzuweisen, wurden diese Messungen einstweilen zurückgestellt. Die erhöhten Werte der Aare bei Brugg - zwischen 4,7 - 7,1 (1987) - würden sich hingegen eignen, eine grossräumige Tritium-Bilanzierung zu versuchen. Dazu müsste allerdings das Messprogramm entlang der Aare erweitert werden.

3.2.2. Kohlenstoff-14 in Baumblättern

Kohlenstoff-14-Aktivitäten (C-14) werden seit 1977 in Blättern von Buchen aus der Umgebung der Kernanlagen gemessen, um im Vergleich mit Proben einer Referenzstation allfällige Abgaben von assimilierbarem $^{14}\text{CO}_2$ durch die KKW festzustellen. In Übereinstimmung mit den von der HSK abgeschätzten Emissionsraten werden erhöhte Werte besonders in der Umgebung der Siedewasserreaktoren Leibstadt und Mühleberg nachgewiesen.

An den **Referenzstationen** nahm die Netto-Aktivität im Laufe der letzten Jahre kontinuierlich ab, weil die durch die Bombentests in den 60er-Jahren in die Atmosphäre gebrachte zusätzliche C-14-Aktivität langsam in den Ozean eindringt (Figur 1). Die Verdünnung der atmosphärischen $^{14}\text{CO}_2$ -Aktivität mit fossilem (C-14-freien) CO_2 aus der Verbrennung von Öl und Kohle trägt zur gemessenen Aktivitäts-Abnahme in der Atmosphäre bei.

In der **Umgebung des KKL** zeigten die Messwerte in den Jahren 1989 und 1990 (Tabelle 2) ähnliche Erhöhungen gegenüber der Referenzstation wie in den vorderen 2 Jahren. Daraus kann auf eine etwa gleich bleibende Quellstärke von $^{14}\text{CO}_2$ geschlossen werden. Das 1989 erstmalig erhobene Längsprofil in den Haupt-

windrichtungen wurde 1990 wiederholt und gegen Südwesten erweitert (Fig. 2). Die Messwerte von 1990 stimmen gut mit denjenigen von 1989 überein, so dass damit eine gute Grundlage zur Diskussion der Langzeitausbreitung im Tal des Rheins gegeben ist. Gemäss den Erwartungen kommen die höchsten Werte in ca. 1 bis 2 km Entfernung vom Emissionszentrum vor. Beachtenswert ist ferner, dass gegen Südwesten die $\Delta C-14$ -Erhöhungen erst allmählich abnehmen. Es kann vermutet werden, dass das Tal des Rheins die Luftmassen stark kanalisiert, und dass dadurch eine rasche Verdünnung eines Schadstoffs verlangsamt wird.

Stichproben aus der **Umgebung des KKB/PSI, des KKG und des KKM** (Tabelle 2) ergaben in den Berichtsjahren ähnliche $\Delta C-14$ -Erhöhungen wie in früheren Jahren. Die grössten Erhöhungen traten nach wie vor in der unmittelbaren Umgebung des Reaktors Saphir im PSI auf, weil dort die Probenahme auf Emissionshöhe erfolgt und damit nur eine geringe Verdünnung möglich ist. Die in der Umgebung des KKG gemessenen Nettowerte gegenüber der Referenzstation sind gering und zum Teil nahe der Nachweisgrenze, wie es in der Umgebung eines Druckwasserreaktors erwartet werden kann. Allerdings scheint der Vergleich zwischen erwarteten und gemessenen Erhöhungen nicht ganz zu stimmen: entweder sind die Abgaberaten von C-14 in assimilierbarer Form kleiner als die von der HSK angegebenen 50%, oder die höchsten C-14-Konzentrationen treten in etwas anderer Windrichtung auf.

Für eine konservative **Dosisabschätzung** wird angenommen, dass sich jemand nur mit landwirtschaftlichen Produkten ernährt, die 80% mehr C-14 aufweisen als solche an der Referenzstation. Die zusätzliche jährliche effektive Dosis beträgt ca. $1\mu\text{Sv}$. Das stimmt mit den Berechnungen der HSK gut überein, siehe: HSK-AN-2287: Dosisbelastung am kritischen Punkt durch die Abgabe von C-14 durch die KKW's, 26.11.1990.

3.2.3. Argon-37 in Troposphärenluft

In Argon-Proben, welche die Firma CARBA-Gas in Wiler bei Utzenstorf aus bodennaher Luft abtrennte und uns zur Verfügung stellte, wurde ca. alle 3 Wochen die Ar-37-Aktivität gemessen. Die Messwerte schwanken unregelmässig zwischen 0.06 und 0.6 mBq/L Ar, sind also meist höher als der früher bestimmte natürliche Level von 0.06 Bq/L Ar. Als Ursache der künstlichen Erhöhung sind vermutlich europäische Quellen anzusehen, z.B. Nuklearinstalltionen. Die durch Ar-37 bewirkte Jahresdosis ist viel kleiner als 0.01 mSv und deshalb vernachlässigbar.

3.2.4. Krypton-85 in Luftproben

Kr-85 ist in der Luft das künstliche Radionuklid mit der höchsten Aktivität; sie beträgt heute ca. $1\text{ Bq}/\text{m}^3$ Luft. Dieses Nuklid stammt vor allem aus Anlagen zur Wiederaufbereitung von Kernbrennelementen. Die in Bern gemessenen Stichproben ergaben in den Berichtsjahren Werte zwischen 0.89 und $1.11\text{ Bq}/\text{m}^3$ Luft, je mit ca. 5% statistischem Fehler. Diese Werte stimmen gut mit denjenigen überein, die in Proben von anderen europäischen

Standorten gemessen wurden, z.B. mit Werten, wie sie im Institut für atmosphärische Radioaktivität, Freiburg i.Br. (Dr. W. Weiss) an wöchentlichen Proben vom Jungfraujoch bestimmt wurden (Fig. 3). Die Variationen sind unterschiedlichen Abgabe- und Verdünnungs-Situationen zuzuschreiben. Die durch Kr-85 verursachte Dosis ist vernachlässigbar. Der Beitrag zur Ionenproduktion in der Atmosphäre ist mindestens 100 mal kleiner als derjenige durch die natürlichen Quellen Radon, Folgeprodukte, terrestrische und kosmische Strahlung; er fällt somit nicht ins Gewicht.

Tabelle 1a.

TRITIUM IN NIEDERSCHLÄGEN 1989/1990 in Bq/Liter

1989	BERN	GUTTAN.	LOCARNO	BASEL	SÄNTIS
JAN	5.1±0.5	1.6±0.3	keine Probe	5.9±0.4	1.8±0.3
FEB	13.4±0.6	1.0±0.3	1.6±0.3	3.6±0.4	2.1±0.3
MAR	7.8±0.5	2.3±0.3	1.8±0.3	2.1±0.3	1.9±0.3
APR	22.1±0.7	3.8±0.4	2.2±0.3	6.2±0.3	7.1±0.4
MAI	7.6±0.4	3.7±0.3	2.6±0.3	4.0±0.3	3.9±0.3
JUN	8.3±0.4	4.5±0.4	3.7±0.4	4.3±0.4	4.9±0.3
JUL	5.2±0.4	2.9±0.3	2.3±0.3	3.6±0.3	3.1±0.3
AUG	5.6±0.4	2.7±0.3	2.0±0.3	3.2±0.3	2.6±0.3
SEP	7.3±0.4	2.8±0.3	2.7±0.3	2.9±0.3	2.8±0.3
OKT	6.9±0.4	1.5±0.3	2.6±0.3	2.2±0.3	2.6±0.3
NOV	9.2±0.4	1.7±0.3	1.2±0.3	3.1±0.3	1.3±0.3
DEZ	6.5±0.4	1.1±0.3	0.8±0.3	5.0±0.3	1.2±0.3

Niederschlag gewichtetes Mittel 1989

T	9.10	2.74	2.03	4.02	3.22
N	744.00	1371.80	1478.10	655.80	2375.40

1990	BERN	GUTTAN.	LOCARNO	BASEL	SÄNTIS
JAN	4.8±0.4	1.3±0.3	1.0±0.3	6.0±0.4	1.6±0.3
FEB	20.8±0.8	1.2±0.3	1.0±0.3	3.1±0.3	1.7±0.3
MAR	10.2±0.5	2.0±0.3	2.5±0.3	3.4±0.3	2.3±0.3
APR	9.7±0.4	4.6±0.4	2.3±0.3	6.9±0.4	5.4±0.4
MAI	9.5±0.4	4.2±0.3	2.6±0.3	5.6±0.4	3.7±0.3
JUN	17.1±0.6	2.5±0.4	1.5±0.3	2.6±0.3	2.1±0.3
JUL	9.9±0.5	3.6±0.3	1.7±0.3	3.1±0.4	4.3±0.3
AUG	3.4±0.4	4.3±0.3	1.9±0.3	2.8±0.3	2.8±0.3
SEP	4.4±0.4	1.7±0.3	1.7±0.3	1.3±0.3	1.6±0.3
OKT	5.7±0.4	1.1±0.3	1.1±0.3	1.5±0.3	0.9±0.3
NOV	7.3±0.4	2.7±0.3	0.7±0.3	2.8±0.3	2.8±0.3
DEZ	12.1±0.5	1.7±0.3	1.0±0.3	4.8±0.4	2.7±0.3

Niederschlag gewichtetes Mittel 1990

T	10.83	2.55	1.43	2.88	2.47
N	1249.20	1563.30	1394.90	865.50	3041.10

T = Tritium in Becquerel pro Liter Wasser
 N = Niederschlag (mm)

Tabelle 1b.

TRITIUM IN NIEDERSCHLÄGEN VON NIEDERGÖSGEN 1989/1990

1989	Bq/L \pm Err	1990	Bq/L \pm Err
27.12.-10.01.	4.44 \pm 0.4	09.01.-23.01.	10.48 \pm 0.4
10.01.-24.01.	5.77 \pm 0.4	23.01.-06.02.	6.38 \pm 0.4
24.01.-07.02.	5.76 \pm 0.4	06.02.-20.02.	1.81 \pm 0.4
07.02.-21.02.	7.30 \pm 0.4	20.02.-06.03.	1.92 \pm 0.4
21.02.-07.03.	7.29 \pm 0.4	06.03.-20.03.	4.08 \pm 0.4
07.03.-21.03.	9.64 \pm 0.4	20.03.-03.04.	3.54 \pm 0.4
21.03.-04.04.	9.42 \pm 0.4	03.04.-17.04.	5.33 \pm 0.4
04.04.-18.04.	13.61 \pm 0.4	17.04.-01.05.	5.10 \pm 0.4
18.04.-02.05.	13.61 \pm 0.4	01.05.-15.05.	5.79 \pm 0.4
02.05.-30.05.	3.71 \pm 0.4	15.05.-29.05.	3.74 \pm 0.4
30.05.-27.06.	8.50 \pm 0.4	29.05.-12.06.	4.47 \pm 0.4
27.06.-11.07.	3.48 \pm 0.4	12.06.-26.06.	6.05 \pm 0.4
11.07.-25.07.	3.60 \pm 0.4	26.06.-14.07.	3.28 \pm 0.4
25.07.-11.08.	4.93 \pm 0.4	14.07.-07.08.	3.28 \pm 0.4
11.08.-22.08.	4.93 \pm 0.4	07.08.-21.08.	4.55 \pm 0.4
22.08.-19.09.	3.56 \pm 0.4	21.08.-04.09.	2.69 \pm 0.4
19.09.-17.10.	3.26 \pm 0.4	04.09.-18.09.	4.59 \pm 0.4
17.10.-31.10.	3.26 \pm 0.4	18.09.-02.10.	1.82 \pm 0.4
31.10.-28.11.	5.59 \pm 0.4	02.10.-16.10.	2.29 \pm 0.4
28.11.-19.12.	4.58 \pm 0.4	16.10.-30.10.	2.42 \pm 0.4
19.12.-27.12.	4.22 \pm 0.4	30.10.-27.11.	4.68 \pm 0.4
27.12.-09.01.	10.40 \pm 0.4	27.10.-11.12.	5.39 \pm 0.4
		11.12.-25.12.	6.93 \pm 0.4
		25.12.-00.01	2.80 \pm 0.4

Tabelle 2

Kohlenstoff-14-Messungen an Laubproben (Sammeljahr 1989 und 1990) für die KUER

Sammelstelle	Umgebung	1989	1990
		$(\Delta^{14}\text{C} \text{ ‰})$	$(\Delta^{14}\text{C} \text{ ‰})$
Wiler	Ref.station		$+ 165 \pm 4$
Imihubel	Ref.station	$+ 166 \pm 4$	$+ 166 \pm 4$
Imihubel	Ref.station	$+ 153 \pm 4$	
Schibenächer	KKL	$+ 197 \pm 4$	$+ 193 \pm 4$
Ried	KKL	$+ 246 \pm 4$	$+ 231 \pm 4$
Schlüsselgraben	KKL	$+ 246 \pm 4$	$+ 246 \pm 4$
Unterem Tal	KKL	$+ 227 \pm 4$	$+ 209 \pm 4$
Reuenthal	KKL	$+ 173 \pm 4$	$+ 179 \pm 4$
Chlämmi	KKL	$+ 223 \pm 4$	$+ 221 \pm 4$
Station Leibstadt	KKL	$+ 205 \pm 4$	$+ 213 \pm 4$
Ebni	KKL		$+ 187 \pm 4$
Laufenburg	KKL		$+ 177 \pm 4$
Wasserkraftwerk	KKB	$+ 197 \pm 4$	$+ 202 \pm 4$
EIR Süd	PSI	$+ 206 \pm 4$	$+ 209 \pm 4$
EIR Ost	PSI	$+ 210 \pm 4$	$+ 199 \pm 4$
Au	PSI/KKB	$+ 234 \pm 4$	$+ 261 \pm 4$
Saphir 1	PSI	$+ 1381 \pm 4$	
Saphir 3	PSI	$+ 939 \pm 4$	
Obergösgen	KKG	$+ 179 \pm 4$	
Gretzenbach Waldrand	KKG	$+ 171 \pm 6$	
Gretzenbach Reithalle (Aarfeld)	KKG	$+ 188 \pm 4$	
Igelrain	KKM		$+ 177 \pm 4$
Ufem Horn	KKM		$+ 250 \pm 4$
Elektrizitätswerk	KKM		$+ 205 \pm 4$

Messfehler der C-13-Werte: $\pm 0.1 \text{ ‰}$. Berücksichtigter Fehler bei der Berechnung von $\Delta\text{C-14}$: $\pm 0.5\text{‰}$.

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

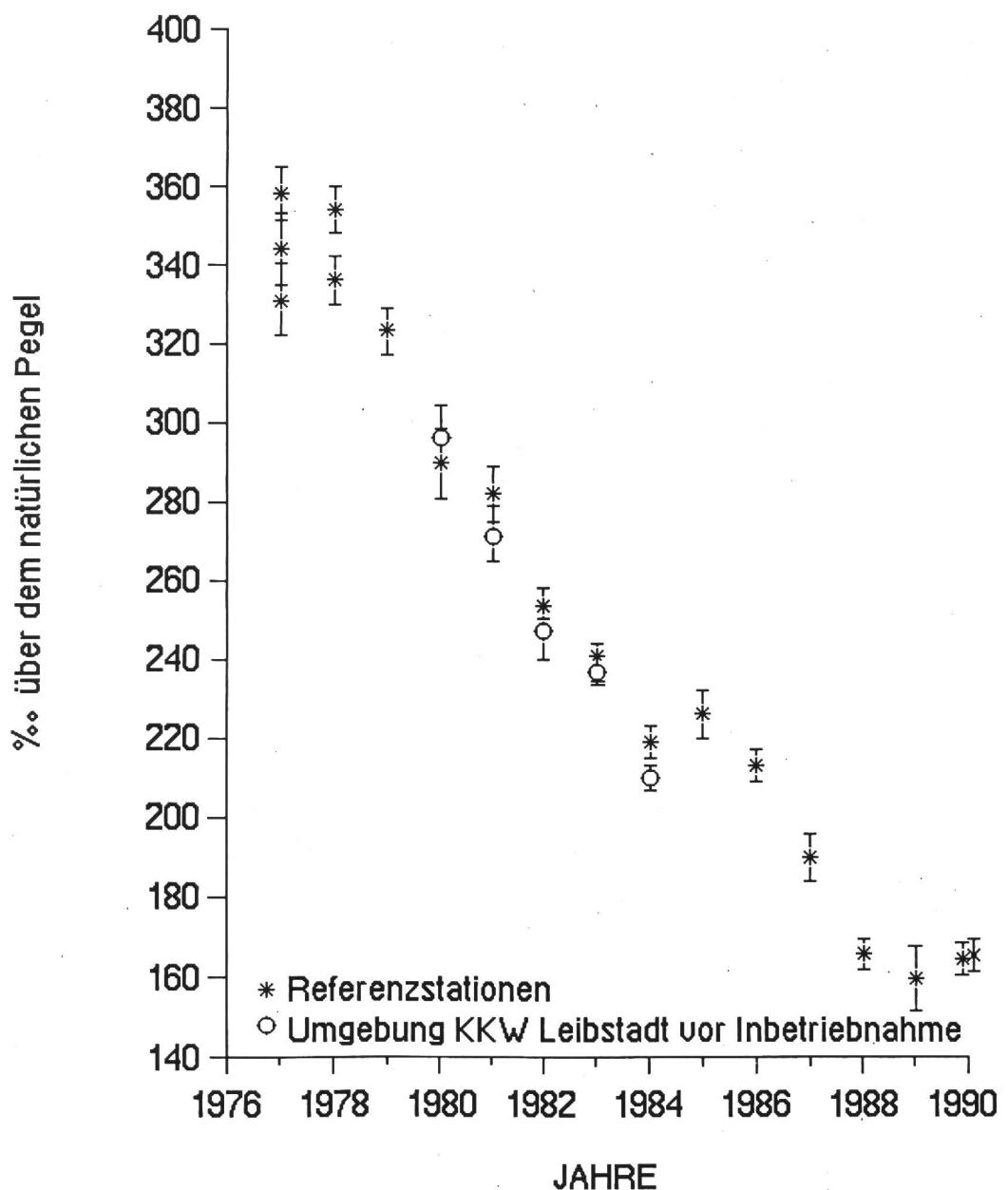


Fig 2 : Netto $\Delta^{14}\text{C}$ in der Umgebung des KKL

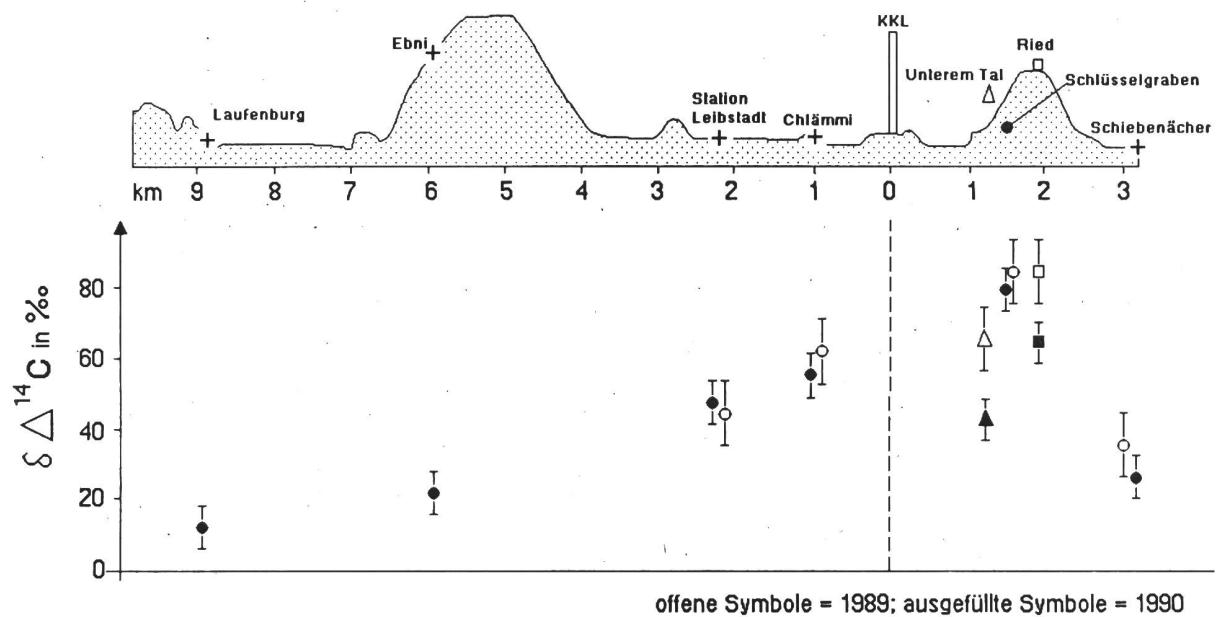


Fig. 3 : ^{85}Kr - Aktivität in der Luft auf dem Jungfraujoch
(Messung : W. Weiss, IAR, Freiburg I.B.)

* Proben aus Bern

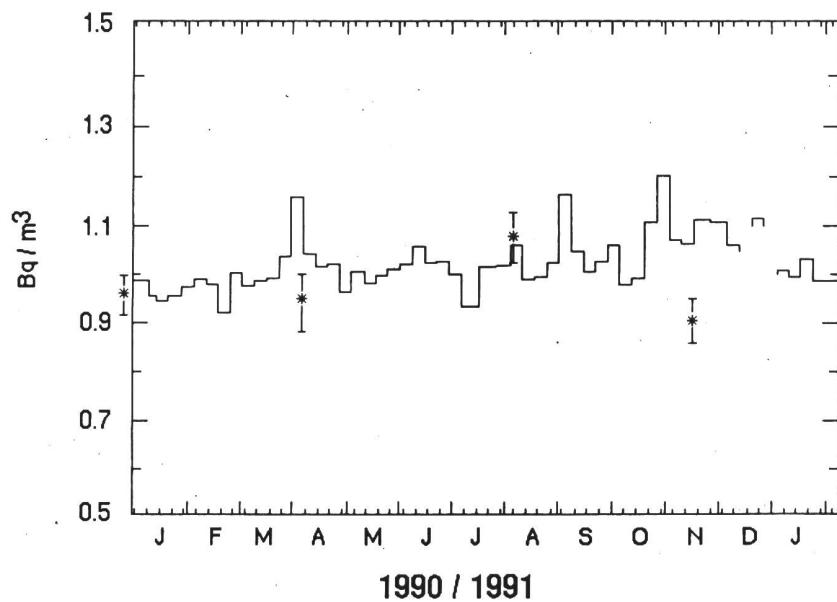


Fig. 4 : Tritium in Niederschlägen von Basel und Säntis
($\pm 0.3 - 0.5$ Bq/l)

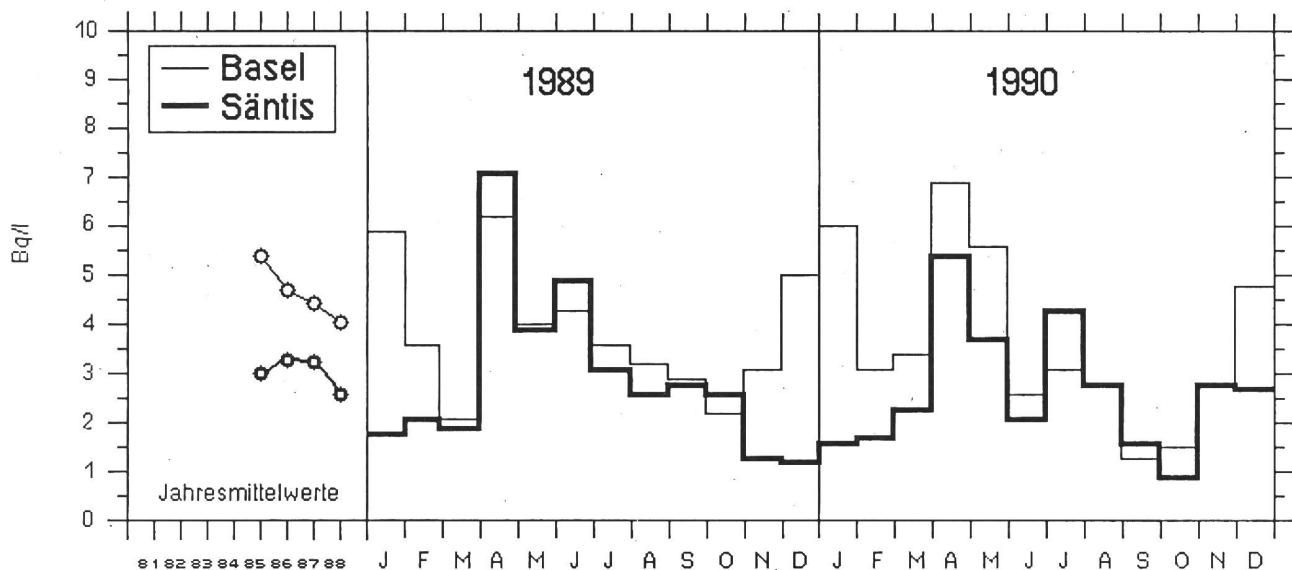


Fig. 5 : Tritium in Niederschlägen von Grindelwald / BE und Guttannen / BE
($\pm 0.3 - 0.5$ Bq/l)

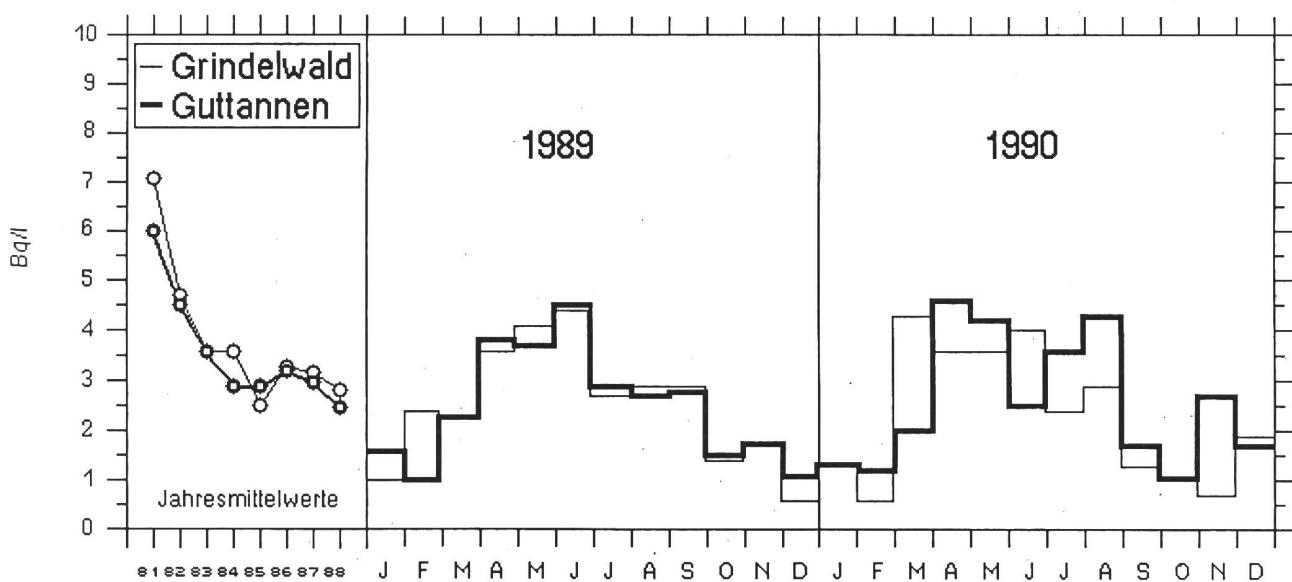


Fig. 6 : Tritium in Niederschlägen von Uisp / US und Locarno / TI
($\pm 0.3 - 0.5$ Bq/l)

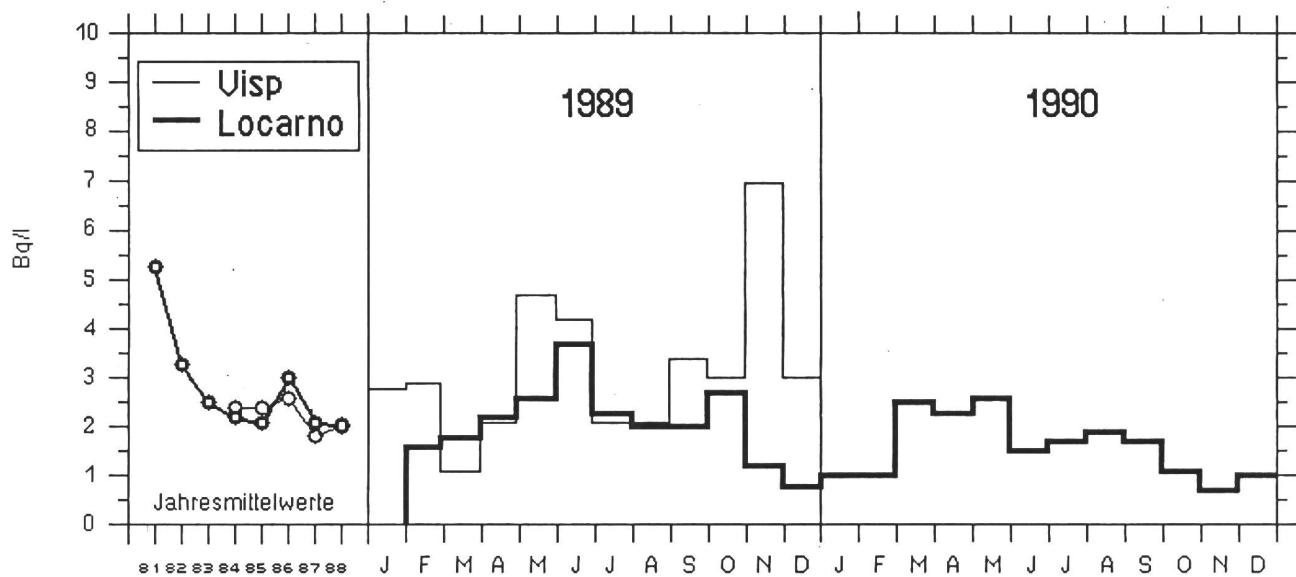
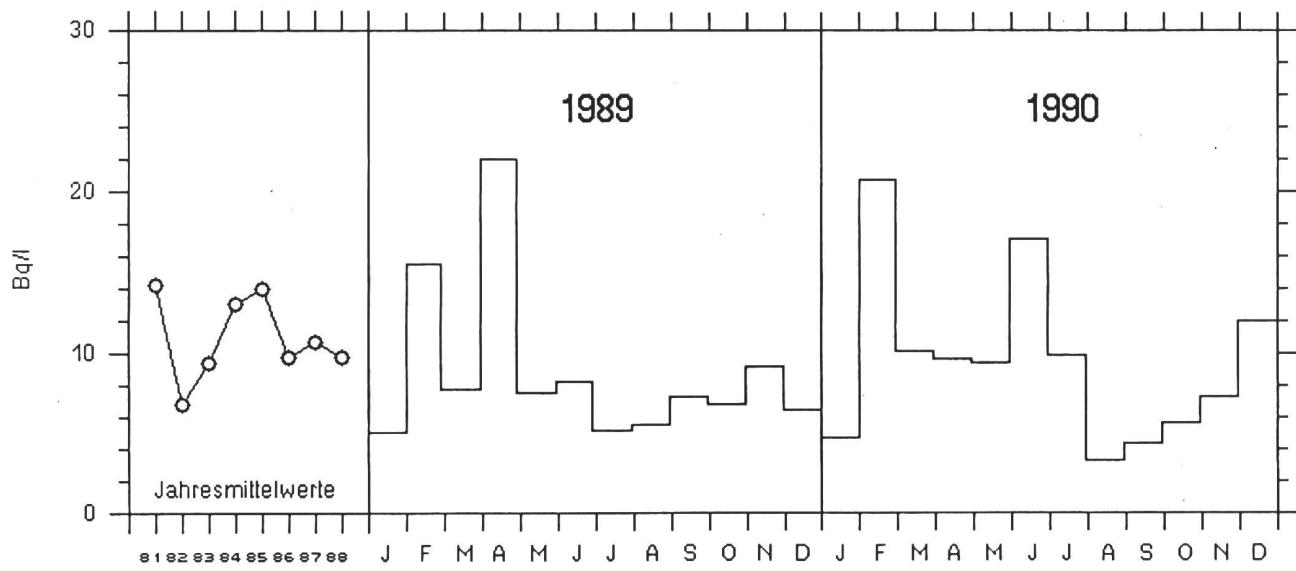


Fig. 7 : Tritium in Niederschlägen von Bern
($\pm 0.3 - 0.5$ Bq/l)



3.3 MESURES IN SITU ET IRRADIATION EXTERNE

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

3.3.1 Résumé

L'exploitation de la spectrométrie gamma in situ permet de déterminer les niveaux de la **radioactivité gamma naturelle et artificielle** et d'en suivre l'évolution sur une grande partie de notre territoire, en distinguant l'impact des différentes composantes du point de vue de **l'irradiation externe du public**. La fiabilité de cette information est attestée par les mesures comparatives entre le débit de dose ambiante enregistré en chaque site à l'aide d'une **chambre d'ionisation** et celui calculé à partir des spectres gamma in situ, compte tenu de la part cosmique. Sur l'ensemble de près de 300 mesures, ces comparaisons ont confirmé une **concordance** meilleure que $\pm 10\%$. Les performances de la méthode la place à l'avant-garde, lorsqu'il s'agit d'évaluer **rapidement** des contaminations du sol, suite à des retombées radioactives. Les résultats 1989/1990 ont confirmé le **recul** de la part artificielle et n'ont mis en évidence aucune **nouvelle** contribution à l'exposition externe, due aux activités humaines, qui soit significative du point de vue de la santé.

3.3.2 Objectifs et programme de mesure

La spectrométrie gamma in situ est prioritairement destinée au contrôle de **l'impact des centrales nucléaires suisses** dans leur voisinage (voir chap. 4) ainsi qu'à l'examen de l'évolution des **retombées de Tchernobyl**, en particulier au Tessin, et à l'évaluation de la part des **essais nucléaires passés**. Notre laboratoire a également collaboré à la mise au point des systèmes portables de spectrométrie acquis par la Division principale pour la sécurité des installations nucléaires (DSN) et le laboratoire AC de l'armée (**Spiez**), spécialement intéressés par l'exploitation de cette méthode pour **l'intervention en cas d'accident**. Nous procédons annuellement à des mesures comparatives avec ces deux laboratoires. Il s'avère en outre judicieux de tirer profit des atouts de la spectrométrie in situ pour interpréter et apprécier les résultats des analyses en **laboratoire** ainsi que des mesures de **l'aéroradiométrie** et de **l'exposition externe** (NADAM, TLD). Afin de compléter notre information sur les niveaux de l'irradiation externe, nous avons également effectué des mesures spectrométriques sur différentes catégories de sol et à l'intérieur de bâtiments. Ce **domaine** et d'autres champs d'application, tels que la recherche des sites à forte teneur en radium ou des habitations pouvant présenter d'importantes contributions des descendants du **radon**, restent à explorer de manière plus **approfondie**.

3.3.3 Méthode de mesure et d'évaluation [Références 1 et 2]

La spectrométrie gamma in situ consiste à placer un détecteur germanium haute pureté 1m au-dessus du sol sur des surfaces planes dégagées d'obstacles. Le détecteur est relié à un multicanal portable autonome. L'évaluation des spectres gamma s'opère à l'aide du programme **Intergamma**, également utilisé pour l'analyse des échantillons en laboratoire. Elle se base sur les **modèles** de répartition de l'activité dans le sol ou dans l'air suivants:

- répartition **homogène dans le sol** des radionucléides naturels primordiaux de l'écorce terrestre: séries U-238, U-235, Th-232 et K-40,
- répartition **homogène en surface** du sol d'une contamination artificielle récente, du radionucléide naturel cosmogénique Be-7 ou des descendants du radon (série U-238) déposés au sol à la suite de précipitations,
- répartition **exponentielle selon la profondeur** des radionucléides artificiels, dus à des activités humaines; leur diffusion dans le sol est caractérisée par la "**longueur de relaxation**", paramètre qui indique l'épaisseur de sol en cm correspondant à une diminution de 37% de l'activité superficielle,
- répartition **homogène dans l'air** des radionucléides artificiels d'un panache radioactif ou des descendants du radon dans l'air.

Dans le but de vérifier les modèles de répartition des radionucléides naturels et artificiels dans le sol, nous avons analysé en laboratoire des **profils** prélevés en chaque site de mesure. Les résultats qui s'y rapportent sont examinés ci-après.

3.3.4 Aperçu des résultats de mesure

A. Analyses gamma en laboratoire des profils de sol (fig. 3.3.4a - 3.3.4c)

Ces analyses ont dans une large mesure **confirmé** l'hypothèse d'une répartition homogène des radionucléides primordiaux dans les couches supérieures du sol. Les deux exemples proposés sous la rubrique radionucléides primordiaux (fig. 3.3.4a) en constituent une illustration et mettent en évidence une teneur accrue de Ra-226 à la Tête de Ran/NE respectivement de K-40 à Magadino/TI, **caractéristiques** des sols de ces régions. Dans cette même figure, les deux graphiques du milieu décrivent des répartitions différentes des radionucléides artificiels. A la Tête de Ran, l'activité fortement concentrée dans la couche supérieure montre une répartition **exponentielle** avec une longueur de relaxation de l'ordre de 3cm pour le césium de Tchernobyl. Par contre, à Niederruntigen dans le voisinage immédiat de la centrale nucléaire de Mühleberg, aussi bien les retombées de Tchernobyl que celles des essais nucléaires passés et les rejets de résines radioactives de septembre 86 par cette centrale (d'où la présence de **Co-60**) apparaissent **homogénéisés**. Cela tient au fait qu'à Niederruntigen, il s'agit d'un sol cultivé alors qu'à la Tête de Ran, le sol n'est pas in-

fluencé par des activités humaines. Enfin, les deux illustrations au bas de cette figure montrent le rôle important que joue la **profondeur** à laquelle s'effectue le prélèvement pour une évaluation précise du degré de contamination d'un sol; celle-ci nécessite un grand nombre d'échantillons de qualité, ce qui s'avère en pratique fort complexe et laborieux, et entraîne un investissement temporel considérable.

Les nombreux profils prélevés en Suisse permettent néanmoins une comparaison relative des activités artificielles présentes dans chaque couche et ainsi l'estimation des **longueurs de relaxation**. L'évolution de ce paramètre ressort de la fig. 3.3.4b. Il augmente en moyenne de l'ordre de 1cm par an pour le césium dans les sols non influencés par des activités humaines. La plus grande dispersion des valeurs en 1989 et 1990 incombe au fait que de 1986 à 1988, les profils ont été prélevés principalement dans des stations météo (**sols non cultivés**), alors qu'en 1989 et 1990 d'autres types de site ont également été examinés (**sols labourés**). Afin de rendre compte de l'influence du modèle de répartition, la fig. 3.3.4c présente la **surestimation** du débit de dose total en fonction du temps résultant d'une hypothèse homogène au lieu d'exponentielle pour les radionucléides artificiels du sol à Caslano/TI. On remarque qu'avec le temps on se rapproche d'une répartition homogène, du fait de la pénétration des radionucléides dans le sol ainsi que des interventions humaines (labourage). Certains profils ont été mis à disposition de l'institut d'électrochimie et de radiochimie de l'EPFL pour des études similaires au niveau du **Sr-90** (voir 3.6.).

B. Spectrométrie in situ (fig. 3.3.4d - 3.3.4g) [Réf. 4]

Outre l'information rapide et représentative sur les concentrations moyennes des émetteurs gamma présents dans l'environnement, la spectrométrie gamma in situ offre l'avantage d'en déterminer les contributions **individuelles** à l'exposition externe du public. Le tableau ci-après résume les résultats de l'évaluation de près de **300 mesures** in situ effectuées jusqu'alors concernant les contributions naturelles.

Radionucléides naturels	Activité en Bq/kg $\bar{X} \pm SD$ ¹⁾ extrêmes	Débit de dose en nSv/h $\bar{X} \pm SD$ extrêmes ²⁾
U -238 (Ra-226)	40± 20 (20- 130)	20±10 (10-65)
Th-232 (Ac-228)	24± 7 (4- 60)	18± 5 (3-45)
K - 40	370±130 (50-1000)	17± 6 (2-46)
U -235 ³⁾	1.8±0.9 (0.9- 6)	0.3±0.1 (0.1-1.0)
Contribution totale des radio-nucléides terrestres primordiaux:		55±17 (16 -156)

1) $\bar{X} \pm SD$: moyenne et déviation standard

2) Le calcul du débit de dose tient compte de l'ensemble des lignes du radionucléide en question (descendants compris). Nous avons admis la conversion: $1 \mu\text{R/h} = 10 \text{ nSv/h}$

3) La contribution U-235 a été déduite du rapport d'abondance $U-235/U-238 = 0.72\%$ correspondant à un rapport d'activité $U-235/U-238 = 4.6\%$.

Nous avons occasionnellement déterminé la concentration et le débit de dose incombant aux **descendants du radon** dans l'air ou sur le sol suite aux précipitations. Dans l'air, 1 m au-dessus du sol, les concentrations des descendants du radon ont été en moyenne de l'ordre de 6 Bq/m³ chacun, occasionnant un débit de dose gamma total voisin de 2 nSv/h, et n'ont jamais dépassé 30 Bq/m³ entraînant **temporairement** jusqu'à 10 nSv/h. Par contre, des augmentations **momentanées** du débit de dose jusqu'à 30 nSv/h ont été enregistrées à la suite de précipitations correspondant à une **déposition** de bismuth-214 resp. de plomb-214 en surface du sol de l'ordre de 4 kBq/m² chacun.

Autres contributions naturelles, la composante gamma des **rayonnements cosmiques** et le radionucléide cosmogénique **Be-7** ont également été pris en considération. D'après nos mesures effectuées à l'aide d'une chambre d'ionisation lors d'un vol en ballon [réf. 3], la dépendance cosmique selon l'altitude z en km peut être décrite par: $D (\text{nSv/h}) = 37 \cdot \exp(0.38 \cdot z)$. Il en résulte aux altitudes extrêmes de mesure 200 m et 3100 m, une contribution de 40 resp. 120 nSv/h. Pour le Be-7 (en moyenne 350 Bq/m² induisant 0.07 nSv/h), le maximum s'est situé autour de 1600 Bq/m² correspondant à 0.3 nSv/h. Cette **faible** contribution n'a été décelée qu'occasionnellement.

Sur la base de l'ensemble des mesures, l'**irradiation externe naturelle** en Suisse varie entre 60 et 200 nSv/h et occasionne en moyenne 100 ± 20 nSv/h, dont en moyenne ~55% proviennent du rayonnement terrestre et ~45% du rayonnement cosmique. La fig. 3.3.4d rend compte des concentrations Ra-226, U-235, Ac-228 et K-40 dans les sites examinés de 1984 à 1990.

Concernant la **radioactivité artificielle**, vu la considérable variabilité locale et temporelle de ses composantes, il n'est pas raisonnable d'en indiquer des valeurs moyennes. Nous avons distingué dans leur examen, les contaminations provenant de Tchernobyl, des essais nucléaires passés et des rejets de centrales nucléaires suisses.

La **composante Tchernobyl** a rapidement décrue après les retombées de mai 86 du fait des radionucléides de courte période impliqués, tandis que ceux de longue période pénètrent progressivement dans le sol. La radioactivité du sol due aux retombées de Tchernobyl fut plus élevée dans les régions où il avait **plu** pendant le passage du nuage radioactif. Contrairement aux retombées des essais nucléaires passés qui se sont échelonnées sur plusieurs années, la déposition consécutive à l'accident de Tchernobyl s'est opérée sur une période restreinte. Cela explique également la considérable **inhomogénéité** de l'activité Cs-137 **Tchernobyl** déposée sur notre territoire. Cette constatation ressort de la fig. 3.3.4e, où la part Cs-137 des essais nucléaires passés et celle de Tchernobyl sont distinguées. Pour cette dernière, les **variations cantonales** mesurées sont indiquées. Le domaine des valeurs s'échelonne de quelques 100 Bq/m² dans la vallée du Rhône à 45000 Bq/m² au Tessin. Pour un site de référence de ce canton, la fig. 3.3.4f illustre l'**évolution** de la contamination Tchernobyl. Outre le césium-137 et le césium-134, des **traces** d'antimoine-125, d'argent-110m et de ruthénium-106 subsistent encore dans les sites les plus touchés.

Quant au Cs-137 de la retombée des **essais nucléaires passés**, les valeurs vont de près de 1000 Bq/m² dans la vallée du Rhône à 8000 Bq/m² au Tessin et dans des sites d'altitude des Grisons et du Jura. La contribution de ces retombées à l'irradiation externe s'avère cependant **atténuée**, car le Cs-137 a déjà partiellement pénétré dans des couches plus profondes.

Concernant les **installations nucléaires suisses**, (voir chap. 4), seules des traces incombant encore aux résines radioactives rejetées par la **CNM** en 1986 ont été signalées par les mesures *in situ* 1989/1990. Leur contribution à l'endroit critique Ufem Horn en 89/90 n'a pas dépassé 10 nSv/h, occasionnant une dose ambiante en plein air inférieure à **0.1 mSv/an**. La dose individuelle externe qui en résulte est encore bien moindre, compte tenu du séjour limité en plein air et du facteur d'atténuation dans les maisons.

La moyenne et le domaine des valeurs des contributions à l'**exposition externe** sont représentés dans la fig. 3.3.4g.

3.3.5 Mesures particulières (Fig. 3.3.5a et 3.3.5b)

Nous avons effectué des mesures comparatives sur **divers sols** et à l'**intérieur de bâtiments**. Il en ressort que la contribution du césium (Cs-137 et Cs-134) est très faible sur l'asphalte et pratiquement inexistante dans les bâtiments, où s'ajoute une réduction de la composante cosmique due à l'écran des matériaux de construction. Sur terrain **asphalté**, l'exposition externe est 5 à 50% (Tessin) **inférieure** à celle enregistrée sur des sols naturels (fig. 3.3.5a). La fig. 3.3.5b compare les contributions à l'exposition externe à l'**intérieur de bâtiments** et sur des sols voisins. Ces comparaisons mettent en évidence des **écart**s de l'exposition externe jusqu'à $\pm 30\%$, incombant d'une part à la **variabilité** des composantes naturelles selon les bâtiments et d'autre part à la **réduction** du rayonnement artificiel et cosmique dans les locaux examinés.

Des mesures *in situ* ont aussi été effectuées auprès des stations du réseau de surveillance automatique du débit d'exposition externe (**NADAM**) pour la centrale nationale d'alarme (**CENAL**), afin d'en caractériser les niveaux de référence. Ces mesures ont mis en évidence une **surestimation** du débit d'exposition externe par les sondes NADAM de l'ordre de $20 \pm 10\%$ selon la composition locale du rayonnement, due à une différence de la **sensibilité spectrale** de ces instruments.

En collaboration avec l'Institut Paul Scherrer (**IPS**), nous avons examiné un terrain de la **décharge** de Tambrig Obfelden/ZH, où des boues d'épuration avaient été concentrées en 1986 sur une profondeur de 20 cm. Nous y avons déterminé en juillet 1990 une contribution artificielle (Tchernobyl) voisine de 140 nSv/h occasionnée principalement par ~ 120 kBq/m² de Cs-137.

Concernant les industries (chap. 5), la mesure sur le remblai auprès de l'**entreprise Radium Chemie** à Teufen/AR, où la terre de jardin contaminée au radium a été enfouie suite à l'assainissement par la Caisse Nationale suisse d'Assurance (**CNA**), a montré que le débit d'exposition externe incombant au radium et à ses descendants y est maintenant inférieur à 50 nSv/h.

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

Les figures 3.3.6a respectivement 3.3.6b donnent un aperçu des contributions à l'exposition externe dans les sites de notre pays examinés en 1989 et 1990, en admettant la conversion $1 \mu\text{R/h} = 10 \text{ mSv/h}$. Le domaine des doses ambiantes en plein air s'établit comme suit: 0.6 à 2.3 mSv/an, dont 0.5 à 1.7 mSv/an du rayonnement naturel et ~0.01 à 0.8 mSv/an du rayonnement artificiel. Si l'irradiation externe naturelle à laquelle la population est soumise se maintient presque indéfiniment, la proportion de l'irradiation externe artificielle, due avant tout aux retombées de Tchernobyl et dans une moindre mesure aux essais nucléaires passés, diminue progressivement du fait de la décroissance des radionucléides impliqués et de leur pénétration dans le sol. Ainsi au Tessin, la part artificielle qui représentait près de 70 à 80% de l'exposition externe dans les sites examinés le 20 mai 1986, n'y constitue plus que 20 à 40% en octobre 1990. Enfin, il convient de rappeler que la dose individuelle externe provenant des contaminations est encore bien moindre, si l'on admet une durée de séjour en plein air de 6 heures par jour et un facteur 10 d'atténuation de la composante artificielle à l'intérieur des habitations pour le reste de la journée. Les mesures comparatives effectuées jusqu'à présent montrent les variations suivantes au niveau des doses ambiantes: en plein air sur sol naturel: 0.7 à 1.8 mSv/an; en plein air sur sol asphalté: 0.7 à 0.9 mSv/an; à l'intérieur de bâtiments: 0.6 à 1.5 mSv/an. Ainsi, par rapport au séjour sur sol naturel, le séjour sur sol asphalté occasionne des doses externes inférieures (jusqu'à 50% moindres au Tessin), alors que dans les habitations, elles s'avèrent selon les cas examinés tantôt supérieures, tantôt inférieures dans une fourchette de ± 30%.

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.

Références

- [1] Beck H.L., De Campo J. And Gogolak C. "In-situ Ge(Li) and NaI(Tl) Gamma-ray spectrometry". HASL-258, Health and Safety Labor, New York, 1972
- [2] Murith Ch., Völkle H. and Weimer S. "Insitu-Gammaspektrometrie zur Überwachung der Umweltradioaktivität". Lose-Blattsammlung Arbeitskreis Umweltüberwachung des Fachverband für Strahlenschutz; 3.4.5; 1989
- [3] Murith Ch. "La radioactivité de l'environnement: Une méthode rapide d'estimation de l'exposition externe du public". Radioprotection 22, p. 231-239, 1987
- [4] Murith Ch., Völkle H., Piller G., Surbeck H., Ribordy L. "In situ gamma spectroscopy in Switzerland using a portable gamma-ray spectrometer". In: Feldt, W. (ed.) Proc. XVth Regional Cong. of IRPA, Visby, Gotland, Schweden, 10-14 Sept 1989, P. 389-394, Fachverband für Strahlenschutz, ISSN 1013-4506

Fig. 3.3.4.a : Analyses gamma en laboratoire de profils de sol (Bq/kg sol frais)

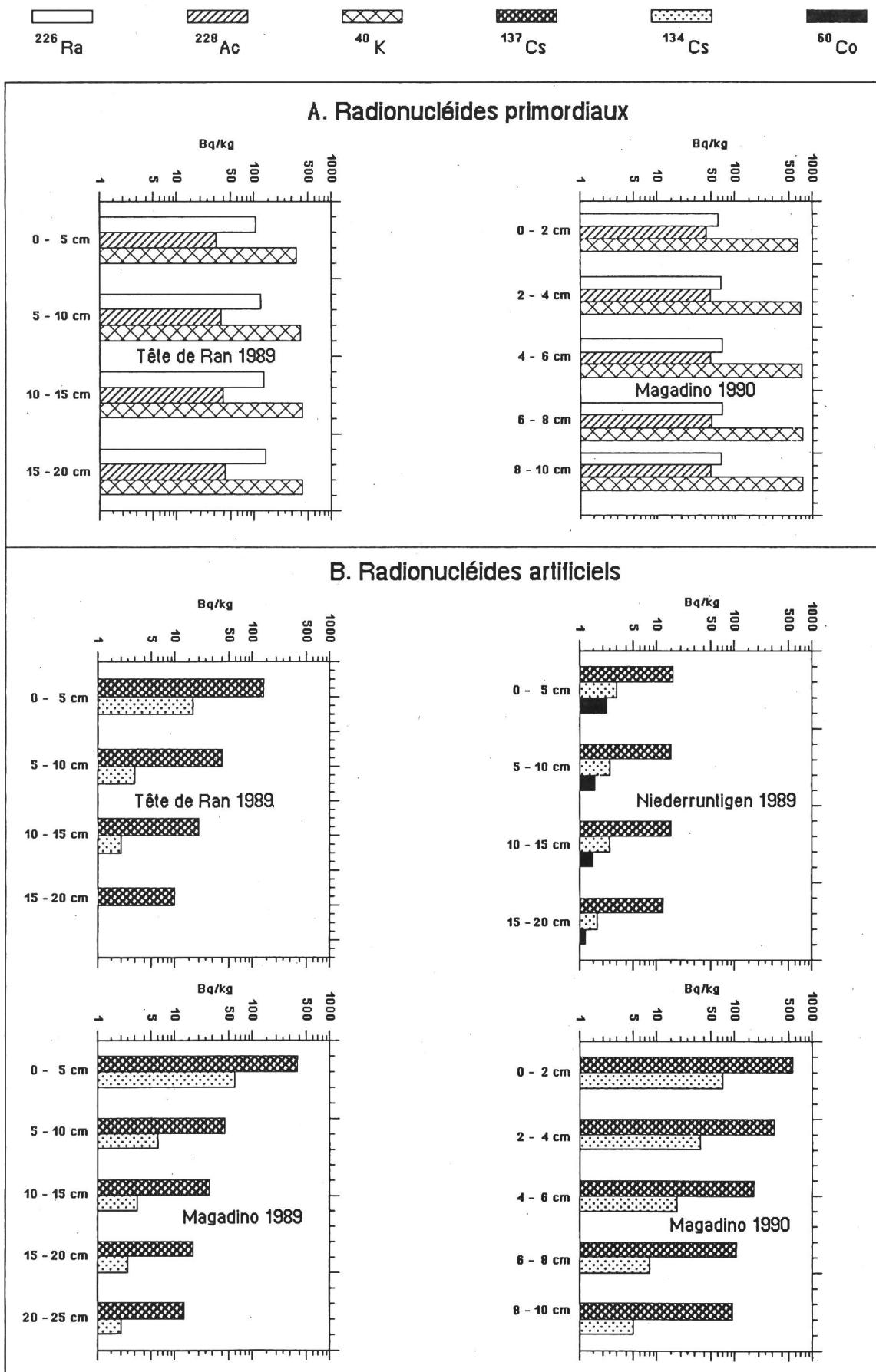


Fig. 3.3.4.b : Longueurs de relaxation du césium provenant de Tchernobyl

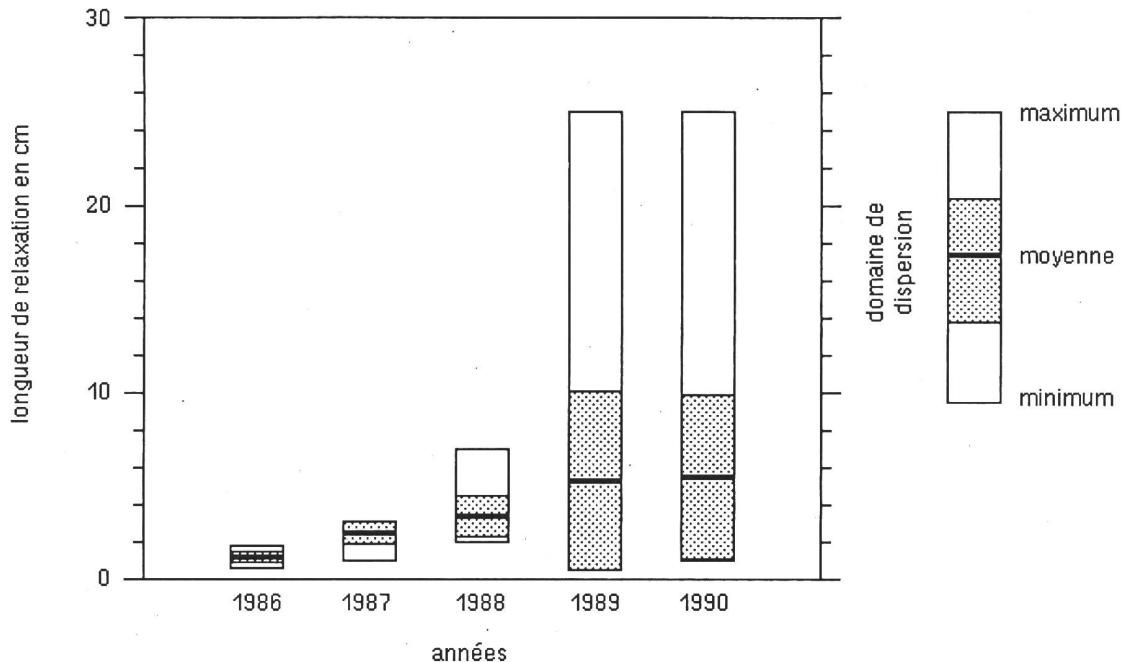


Fig. 3.3.4.c : Surestimation de l'exposition externe totale due à l'hypothèse homogène au lieu d'exponentielle pour les radionucléides artificiels à Caslano / TI

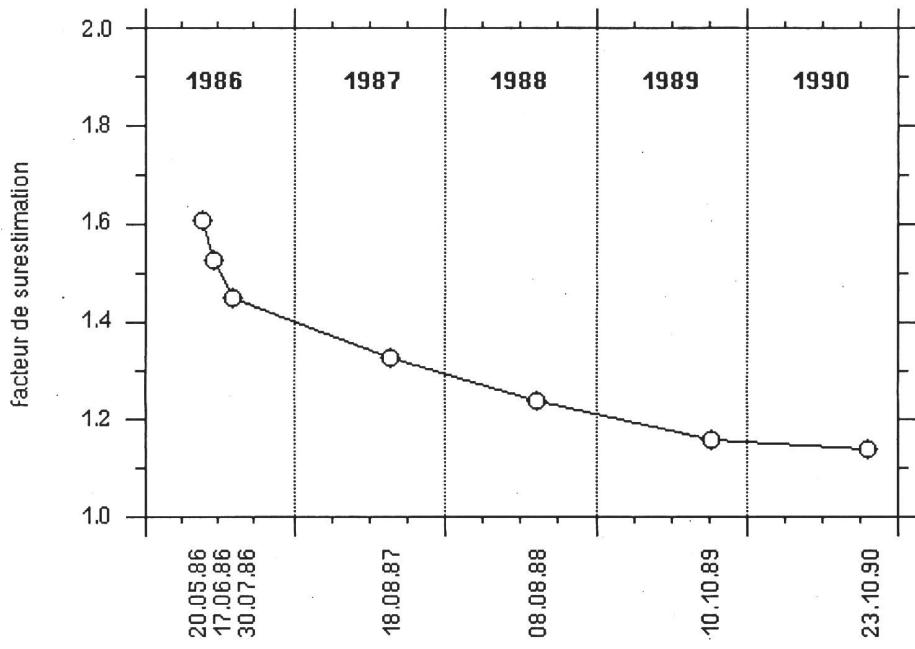


Fig. 3.3.4.d : Activités spécifiques calculées à partir des spectres in situ de 1984 à 1990 pour une répartition homogène des radionucléides dans le sol.

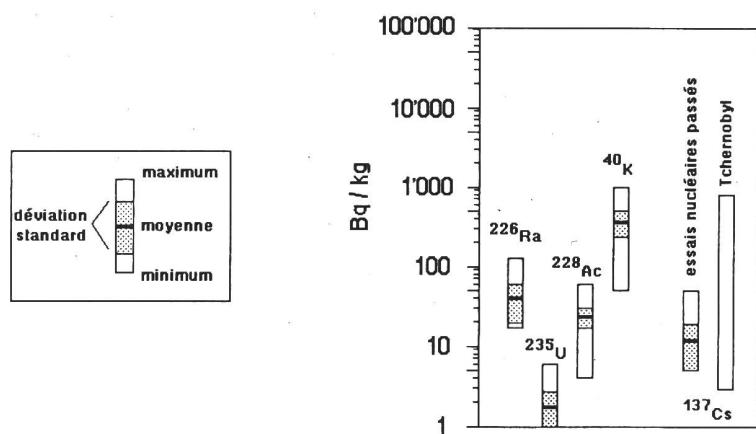


Fig. 3.3.4.e : Activités spécifiques calculées à partir des spectres in situ de 1984 à 1990 pour une répartition exponentielle du césium-137.

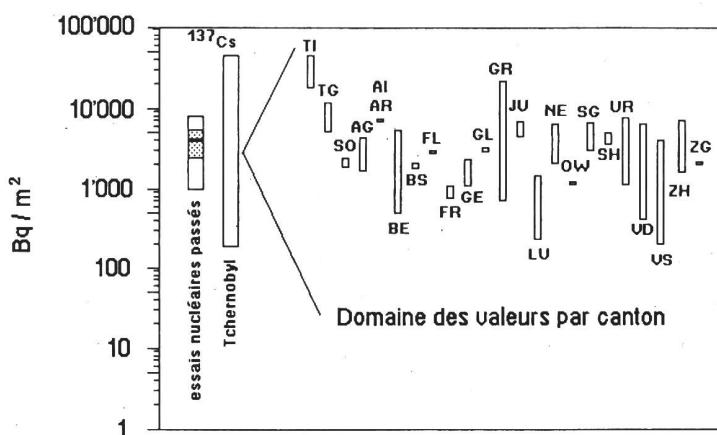
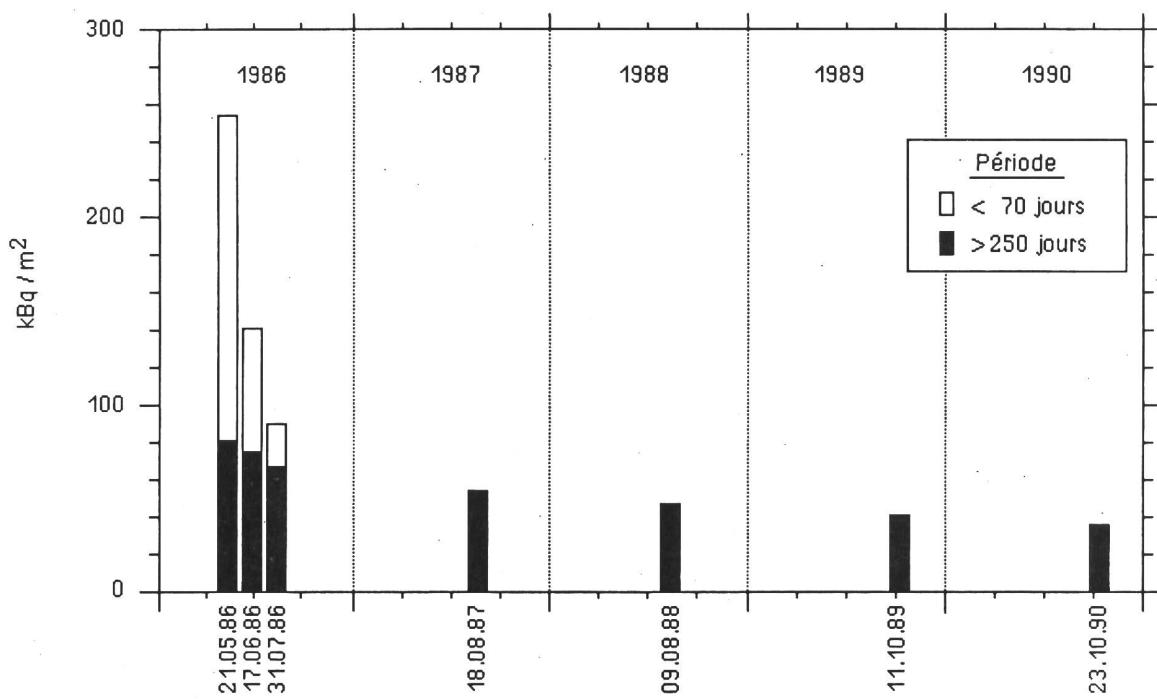


Figure 3.3.4.f :

Evolution de la contamination du sol occasionnée par les retombées de Tchernobyl à Caslano / TI



Evolution de la contribution des retombées de Tchernobyl à l'exposition externe 1 m au-dessus du sol à Caslano / TI

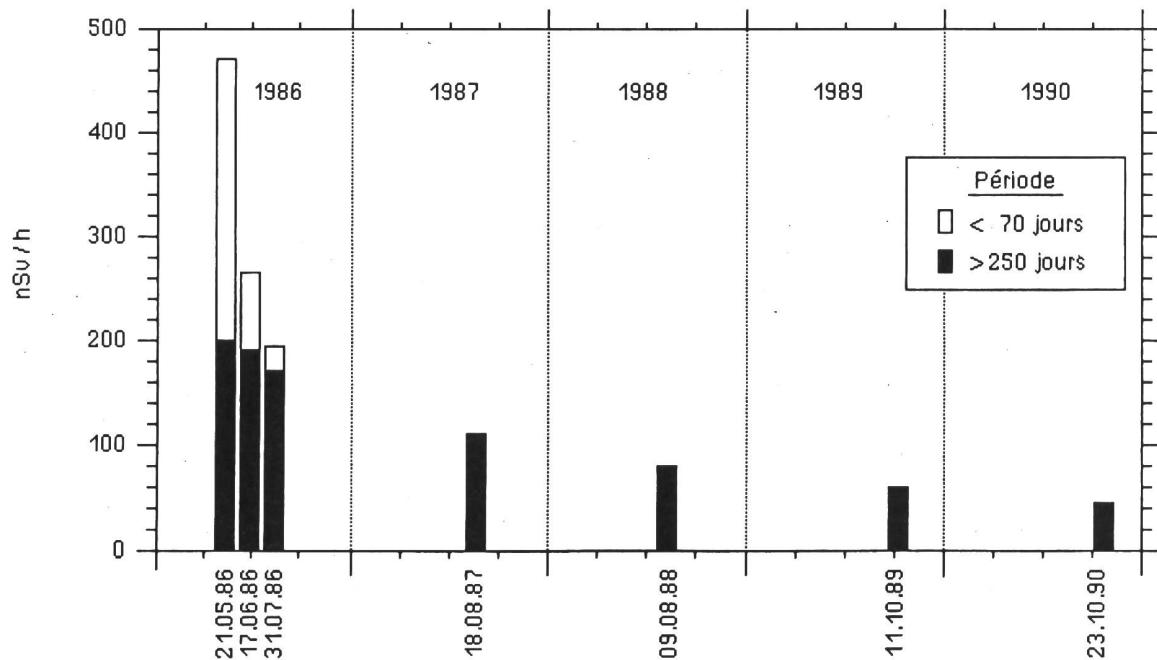


Fig. 3.3.4.g : Exposition externe en plein air, 1 m au dessus du sol
calculée à partir des spectres in situ de 1984 à 1990

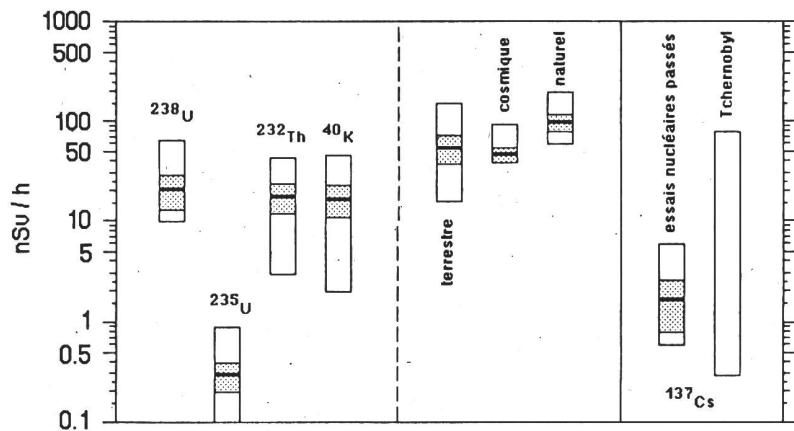
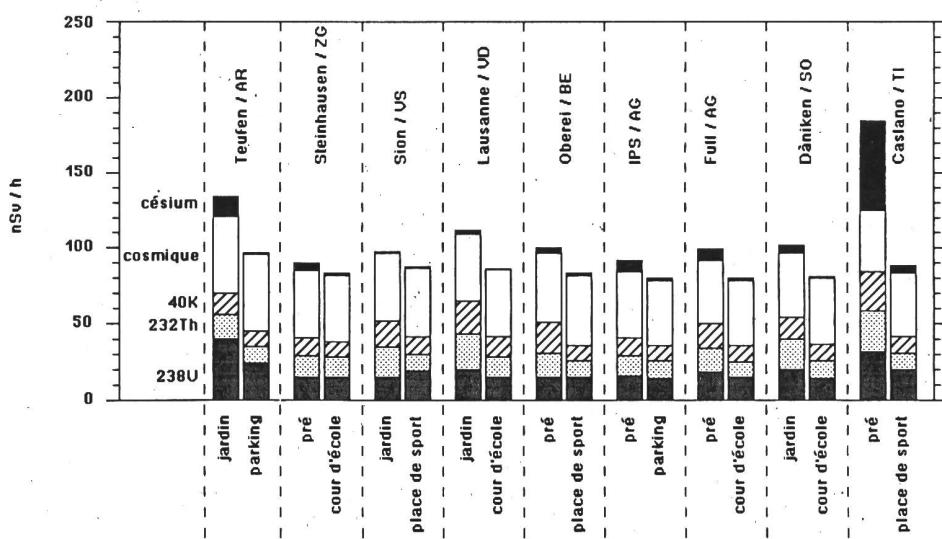


Fig. 3.3.5.a : Contributions à l'exposition externe en plein air
sur des sols naturels et des terrains goudronnés



**Fig. 3.3.5.b : Contributions à l'exposition externe
à l'extérieur et à l'intérieur de bâtiments**

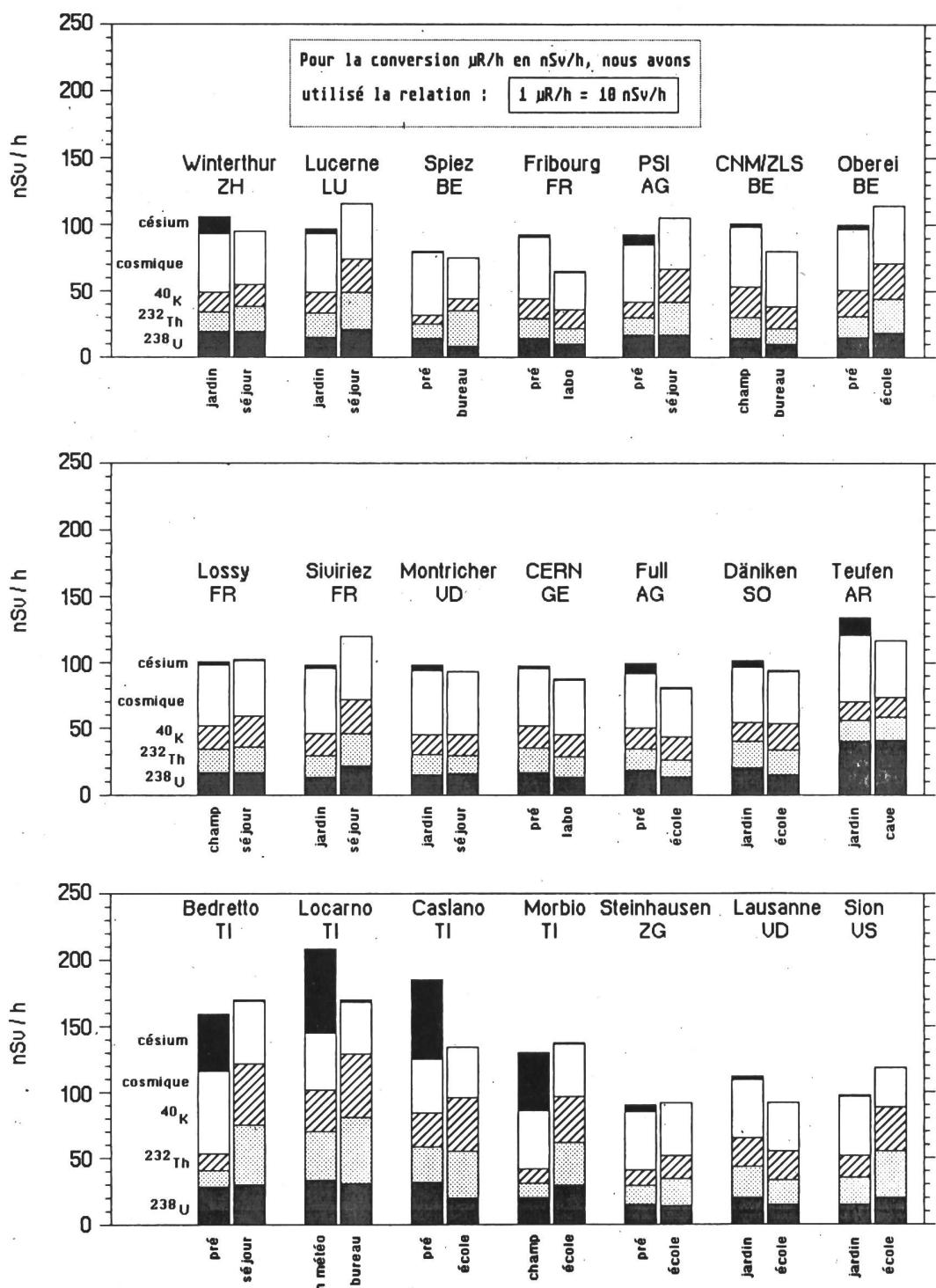


Fig.3.3.6.a. : Contributions à l'exposition externe

(la conversion $\mu\text{R}/\text{h}$ en nSv/h a été effectuée d'après $1 \mu\text{R}/\text{h} = 10 \text{nSv}/\text{h}$)

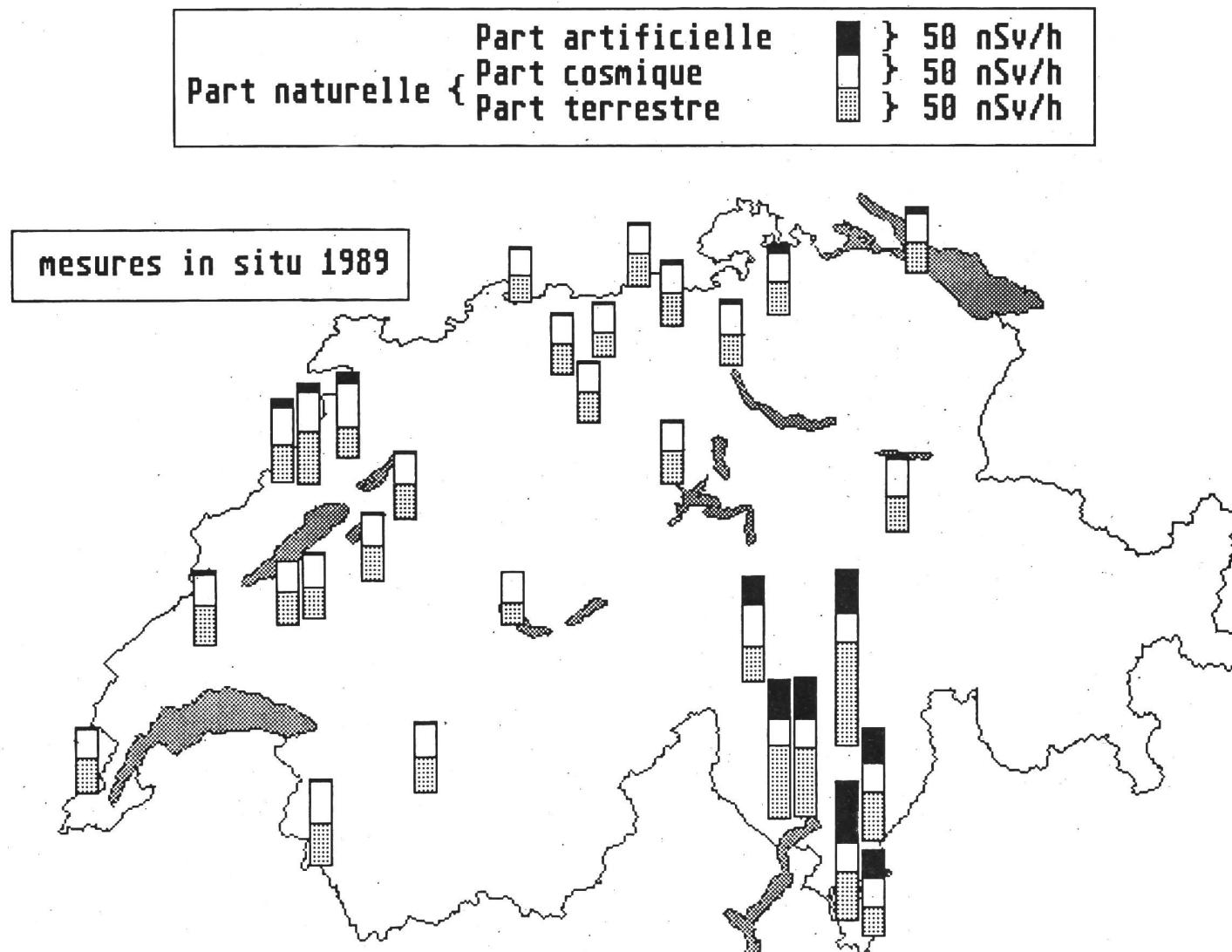
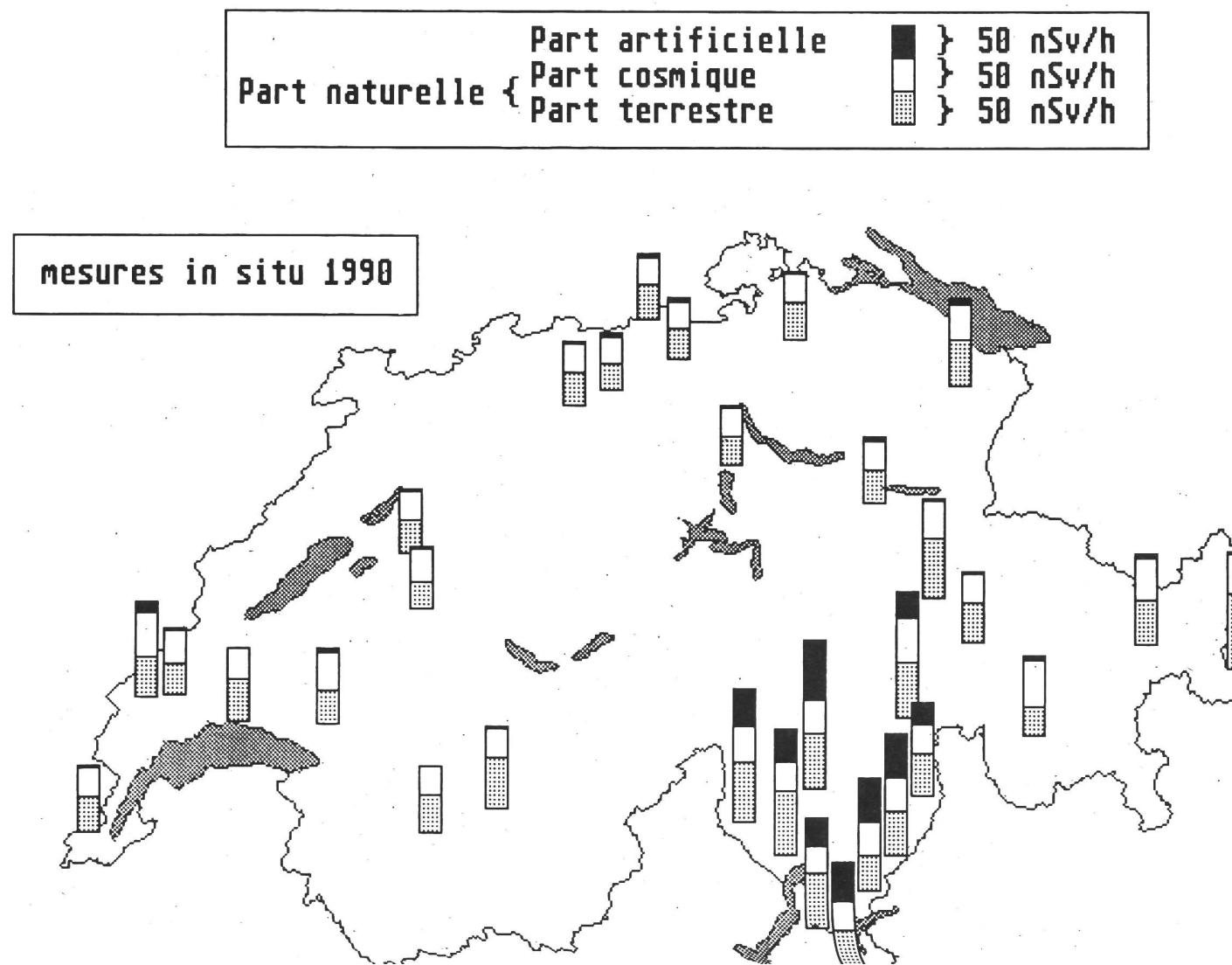


Fig.3.3.6.b. : Contributions à l'exposition externe

(la conversion $\mu\text{R/h}$ en nSv/h a été effectuée d'après $1 \mu\text{R/h} = 10 \text{nSv/h}$)



3.4. RADIOAKTIVITÄT IN AQUATISCHEN SYSTEMEN

J. Beer, U. Beutler, S. Bollhalder und A. Lück

Abteilung Umweltphysik, 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. Allerdings liegen die Werte immer noch klar unter der maximal zulässigen Trinkwasserkonzentration von 12 kBq/l. Weiter wurde Co-60, das aus Kernanlagen stammt, in Sedimenten, Wasserpflanzen und vereinzelt auch in Fischen festgestellt. Schliesslich zeigen die monatlichen Gesamtalpha-Messungen an Rheinwasser von Zeit zu Zeit Erhöhungen um bis zu einem Faktor 5, deren Ursachen nicht genau verstanden sind.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die beobachteten Aktivitäten nicht natürlicher Radionuklide zu keiner relevanten zusätzlichen Strahlenbelastung der schweizerischen Bevölkerung führen.

3.4.2. Ziele

Die Gruppe "Radioaktive und chemische Tracer" der Abteilung Umweltphysik 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, Änderungen der natürlichen Umgebungsradioaktivität festzustellen und die Radionuklide, die dafür verantwortlich sind, zu identifizieren. Während früher vor allem Gesamtbeta-Messungen durchgeführt wurden, die nur beschränkt Rückschlüsse auf die verursachenden Radionuklide zulassen, werden seit 1990 vorwiegend Gamma-Messungen gemacht, die es erlauben, die Mehrzahl der im Rahmen einer Ueberwachung relevanten Radionuklide einzeln zu identifizieren und zu quantifizieren. Weiter werden Tritium-, Alpha- und in einigen Fällen Strontium-90-Aktivitäten bestimmt.

3.4.3. Ueberwachungsverfahren

Ueberwacht werden die Umgebungen wichtiger potentieller Quellen wie Kernanlagen und Isotopen-verarbeitender Betriebe, sowie das Abwasser der ARA Zürich und der Rhein, der Hauptabfluss der Schweiz. Zu den Kernanlagen gehören die Kernkraftwerke Beznau, Mühleberg, Gösgen und Leibstadt sowie das Paul Scherrer Institut. Die Ueberwachung erfolgt durch halbjährli-

che Stichproben. Untersucht werden Wasserproben aus dem jeweiligen Fluss ober- und unterhalb der Anlage, Plankton, Wasserpflanzen, Sediment und, falls möglich, Fische sowie Grundwasser aus der Umgebung. Zu den überwachten Isotopen-verarbeitenden Betrieben gehören die Uhrenindustrie von La Chaux-de-Fonds und die Radiumchemie 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 HTO an die Luft abgegeben wird. Parallel dazu werden die Abflüsse der lokalen Abwasserreinigungsanlagen sowie das Sickerwasser vorhandener Abfalldeponien 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 Rheinkommission zusätzlich auf verschiedene Schadstoffe untersucht werden.

3.4.4. Zusammenfassung und Ergebnisse

Kernanlagen

Wasserproben aus dem jeweiligen Fluss (Aare, Rhein) zeigen generell tiefe Tritium-Werte (<10 Bq/l) unabhängig davon, ob die Proben oberhalb oder unterhalb des Werks genommen wurden oder aus dem Grundwasser stammen. Gamma-aktive Radionuklide konnten keine nachgewiesen werden. In den Sedimentproben aus der Umgebung der Kernanlagen wurden Cs-137 (4-9 Bq/kg) und Cs-134 (0.5-1.2 Bq/kg) gefunden. Als Quelle dieses Cäsiums kann der beschädigte Reaktor von Tschernobyl angenommen werden, da das Cs-137/Cs-134-Verhältnis 7.5 ± 1.4 beträgt, was gut mit dem erwarteten Wert von ca. 8 übereinstimmt. Das Vorhandensein von Be-7 (Halbwertszeit: 53.4 Tage), das kontinuierlich durch die kosmische Strahlung in der Atmosphäre produziert wird, ist ein Hinweis darauf, dass das Sediment frisch ist. In einigen Sedimenten (Stausee Klingnau, Aare oberhalb und unterhalb Kernkraftwerk Gösgen, Rhein oberhalb Kernkraftwerk Leibstadt) wurde Co-60 (1-3 Bq/kg) gefunden. Wasserpflanzen aus dem Stausee Niederried und dem Rhein unterhalb des Kernkraftwerks Leibstadt sowie Fische zeigen ebenfalls Spuren von Co-60. Es ist anzunehmen, dass die beobachteten Aktivitäten aus den Kernanlagen entlang der Aare stammen.

Isotopen-verarbeitende Betriebe

La Chaux-de-Fonds:

In Fig. 1a ist die Tritium-Aktivität im Niederschlag und in Fig. 1b die Tritium-Aktivität im gereinigten Abwasser der ARA von La Chaux-de-Fonds für die Periode 1986-1990 dargestellt. Der Vergleich der beiden Kurven zeigt folgendes: Die Tritium-Aktivität des Niederschlags liegt meist im Bereich von 10-30 Bq/l, was vergleichbar ist mit Bern, aber höher als die typischen Stationen in der Schweiz (vgl. Kapitel 3.2). Die Abwasser der ARA jedoch zeigen rund tausendmal höhere Tritiumkonzentrationen. Dies bedeutet, dass die Tritiumabgabe fast ausschliesslich über das Abwasser erfolgt. Insgesamt sind 1989 36 und 1990 33 TBq Tritium abgeflossen. Die Tritiumaktivität im Abwasser zeigt eine leicht steigende Tendenz.

Radiumchemie Teufen:

Die Resultate der Tritium-Messungen von Regenwasser, das 65 m östlich des Kamins der Radiumchemie in Teufen gesammelt wurde, sind in Fig. 2 dargestellt. Die Aktivitäten liegen wie in den letzten 5 Jahren zwischen 1 und 10 kBq/l und sind damit 100 bis 1000 mal höher als im typischen Niederschlag in der Schweiz.

Deponien

Im Abwasser der ehemaligen Abfalldeponie Teufen sowie im Sickerwasser der Abfalldeponie von Stein/AR lassen sich wie in früheren Jahren Alpha-Strahler (1 Bq/l), sowie Tritium (10 kBq/l) und Sr-90 (1.4 Bq/l) nachweisen, nicht jedoch gammaaktive 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. Es konnten keine gammaaktiven Radionuklide nachgewiesen werden. I-131, das in Spitätern 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 Gesamtalpha-Aktivität in mBq/l 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 10-40 mBq/l absanken. Die relativ hohe Alpha-Aktivität von 170 mBq/l im Februar 1988 konnte nur bei Village-Neuf nicht aber bei Rekingen beobachtet werden. Sie ist möglicherweise auf eine höhere Schwebstofffracht aus der Aare zurückzuführen.

Der Verlauf der Gesamtbeta-Aktivität ist in Fig. 4 gezeigt. Deutlich sichtbar ist der Anstieg im April/Mai 1986, der durch den Unfall in Tschernobyl verursacht wurde, und eine Zunahme der Aktivität um ca. einen Faktor 10 zur Folge hatte. Bereits 1987 erreichte die Aktivität wieder die üblichen Werte von 40-100 mBq/l. Vereinzelte leicht erhöhte Werte sind vermutlich auf Hochwassereignisse zurückzuführen.

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

Fig. 1a

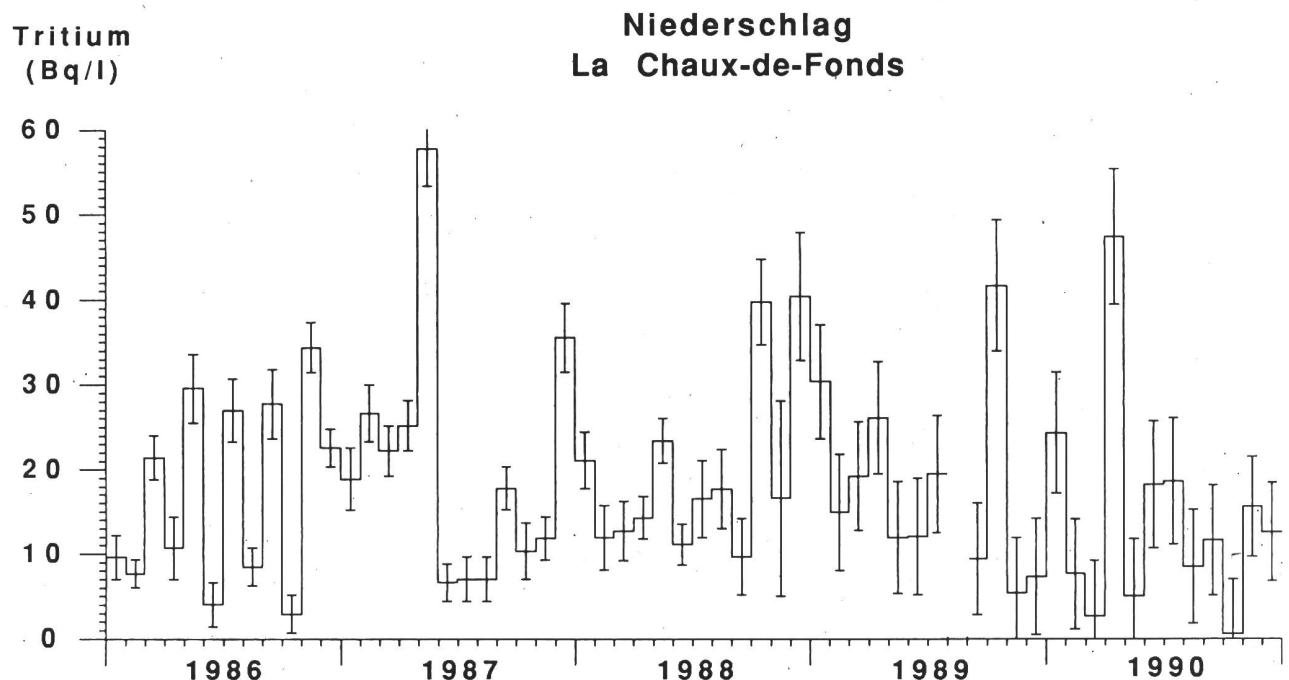


Fig. 1b

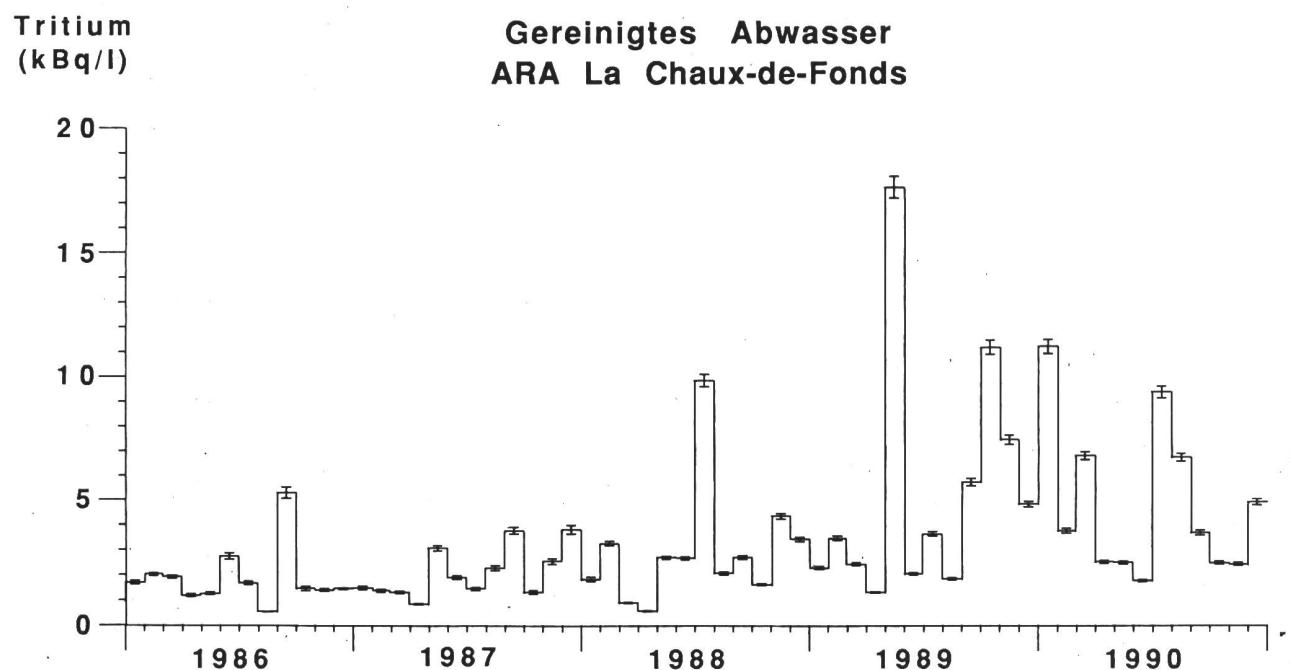


Fig. 2

Tritium (kBq/l)

Niederschlag Teufen / AR 65 m östlich des Kamins

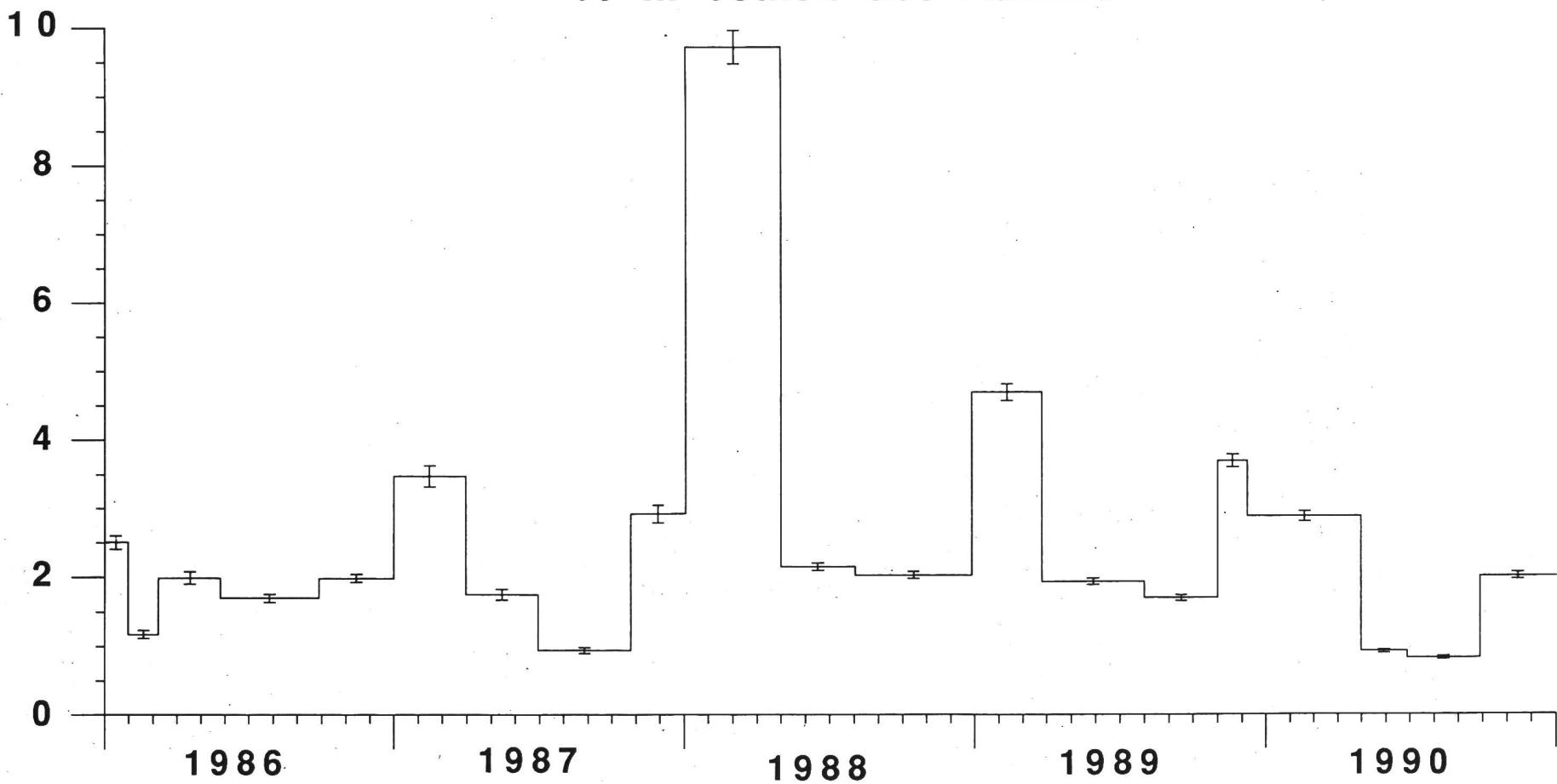


Fig. 3a

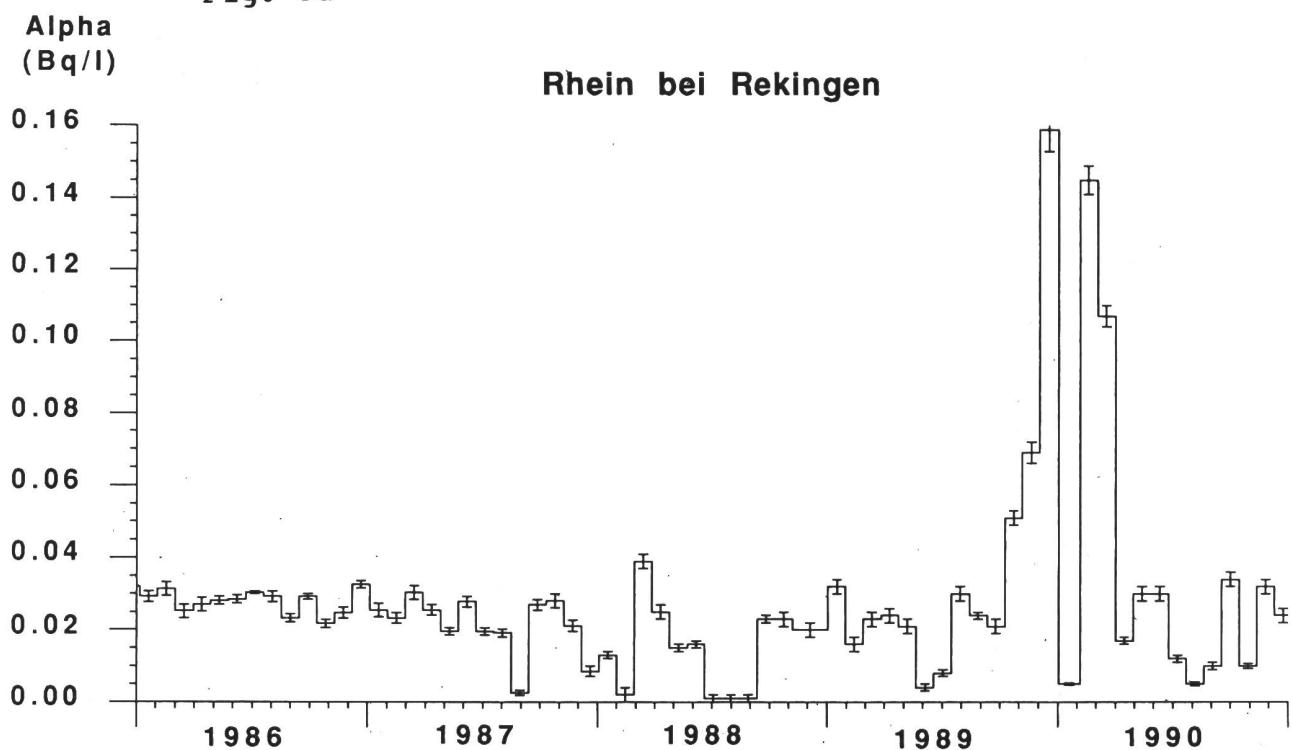
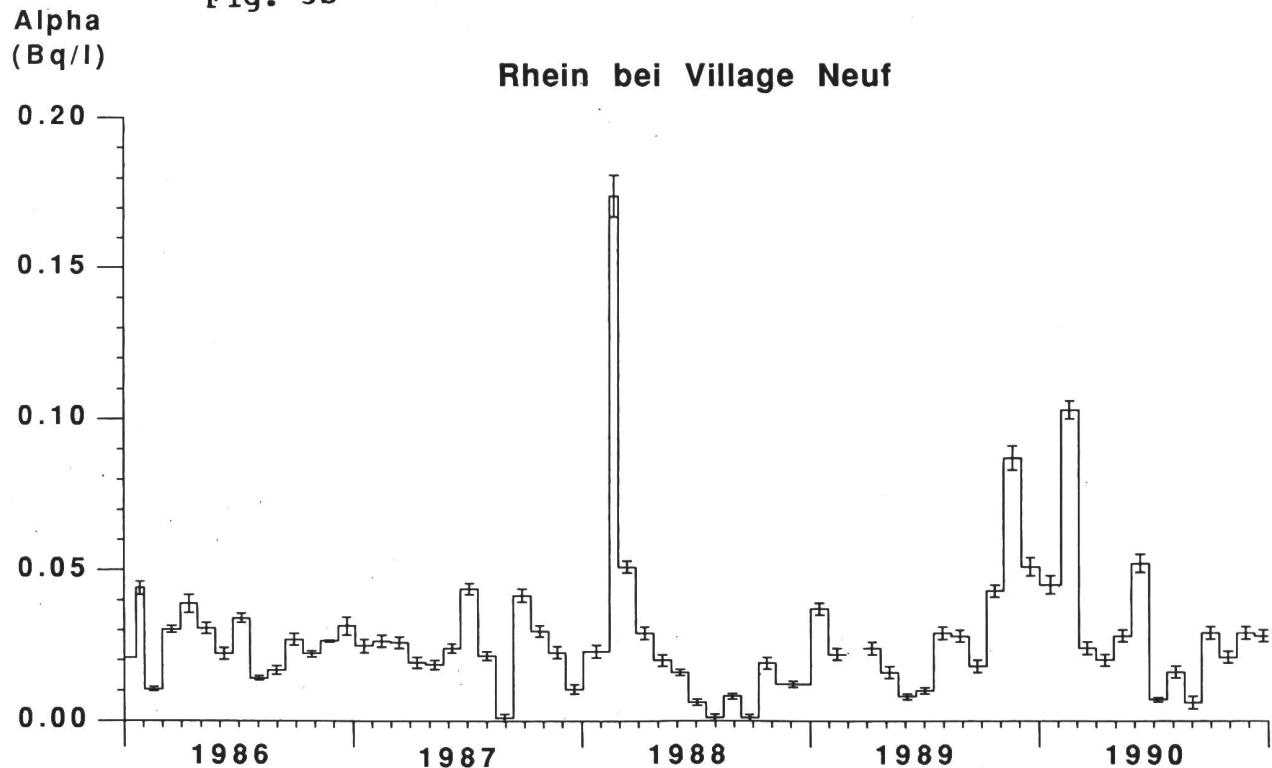
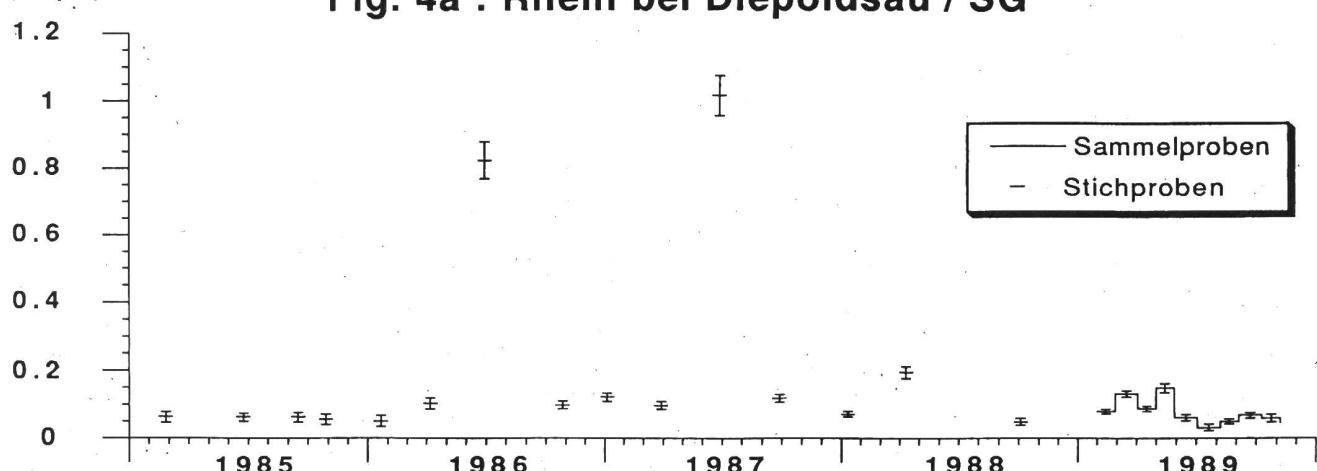


Fig. 3b



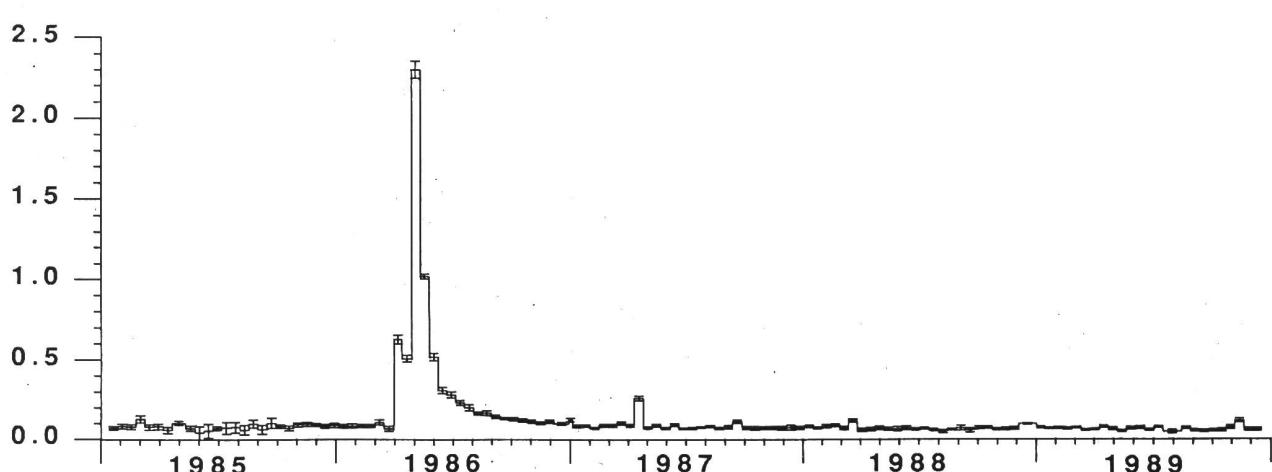
Beta
(Bq/l)

Fig. 4a : Rhein bei Diepoldsau / SG



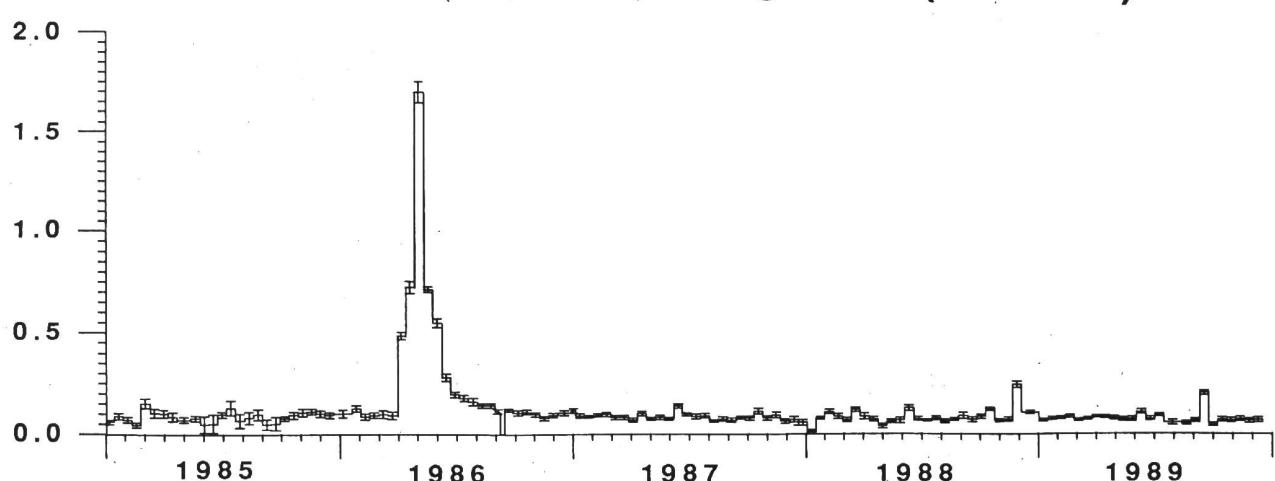
Beta
(Bq/l)

Fig. 4b : Rhein bei Rekingen / AG



Beta
(Bq/l)

Fig. 4c : Rhein bei Village Neuf (bei Basel)



3.5. RADIOAKTIVITÄT IN LEBENSMITTELN IN DER SCHWEIZ 1989 UND 1990

H. Völkle¹⁾, C. Bajo²⁾, A. Herrmann³⁾ 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

Das Überwachungsprogramm und die Ergebnisse der Radioaktivitätsmessungen an Lebensmitteln in der Schweiz werden präsentiert und kommentiert. An den Messungen sind nebst kantonaler Laboratorien auch Messstellen des Bundes und der Hochschulen beteiligt. An künstlicher Radioaktivität ist in gewissen Lebensmitteln (z.B. Wildfleisch, gewisse Pilze) noch das vom Reaktorunfall Tschernobyl stammende Caesium vorhanden, dieses führt wegen der geringen Konsumraten allerdings nicht zu nennenswerten Dosen. In den Hauptnahrungsmitteln liegt die Caesium-Aktivität meist unter der Nachweisgrenze; außer Strontium-90, das in Kapitel 3.6. behandelt wird, sind keine andern künstlichen Radionuklide zu erwähnen. Das Caesium in Lebensmitteln führt im Durchschnitt in den Jahren 1989 und 1990 zu einer jährlichen Strahlenexposition von höchstens 0.01 milli-Sievert.

3.5.2. Ziele und Messprogramm

Die Überwachung der Radioaktivität der Lebensmittel geschah bisher in Zusammenarbeit zwischen dem Bundesamt für Gesundheitswesen (Abteilungen Strahlenschutz und Lebensmittelwissenschaft), der Eidg. Kommission zur Überwachung der Radioaktivität (KUER) und der am 30. Juni 1989 aufgelösten "Arbeitsgemeinschaft zur Überwachung der Radioaktivität der Lebensmittel" (ARL). Gemäss dem neuen Strahlenschutzgesetz und analog zum Lebensmittelgesetz wird der Bundesrat für radioaktive Nuklide in Lebensmitteln in der neuen Strahlenschutzverordnung Toleranz- und Grenzwerte festlegen. Für deren Vollzug werden inskünftig die kantonalen Behörden zuständig sein. Seit dem 12. September 1986 gilt zudem in der Schweiz eine Verordnung, die die Konzentration der beiden Nuklide Caesium-134 und Caesium-137 in Lebensmitteln, bezogen auf den verzehrsbereiten Zustand, auf zusammen 600 Bq/kg begrenzt, bzw. auf 370 Bq/kg bei Milch und -konserven sowie Kindernährmitteln. Diese Werte sind Toleranzwerte.

Eine Intensivierung der Zusammenarbeit bei der Überwachung der Radioaktivität der Lebensmittel zwischen Bundes- und Kantonsstellen fand schon während des Unfalls in Tschernobyl statt, und hat sich bewährt. Damals wurden die 31 Gamma-Messplätze der Territorialorganisation der Armee (Gamma-Spektrometer mit NaJ-Kristallen) an die Kantone ausgeliefert und z.T. in den Kantonslaboratorien eingerichtet. Die hier zum Einsatz kommenden NaJ-Kristall-Detektoren eignen sich allerdings, wegen der geringen Energieauflösung nur bei Gamma-Spektren mit wenigen

Nukliden oder bekannter Nuklidzusammensetzung. Einige der Kantonslaborors haben sich deshalb schon seit einiger Zeit mit Germanium-Detektoren ausgerüstet, wie sie bei den Bundes- und Hochschullaboratorien schon lange im Einsatz sind. Mit Ausnahme weniger Spezialnuklide, wie Tritium, Kohlenstoff-14, Strontium-90 und der Alpha-Strahler Uran, Radium, Thorium, Plutonium etc., für die andere Verfahren verwendet werden, lassen sich praktisch alle künstlichen und natürlichen Radionuklide mit diesem Gerät mit guter Reproduzierbarkeit quantitativ nachweisen.

Beim Überwachungsprogramm für die Radioaktivität der Lebensmittel, das bisher im Rahmen der KUER gemeinsam von allen beteiligten Laboratorien aufgestellt wurde, geht es darum, 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 vor allem die Beiträge des Reaktorunfallen Tschernobyl zu erwähnen, aber auch noch vorhandene Spuren des früheren Kernwaffenausfallen und u.U. Abgaben an die Umwelt aus Kernanlagen, Industriebetrieben und Spülern. Da die Strahlenexposition nicht nur vom Radionuklideinhalt abhängt, sondern auch von der verzehrten Menge, müssen in erster Linie die Hauptnahrungsmittel (Milch & -Produkte, Getreide und andere landwirtschaftliche Produkte, Fleisch) überwacht werden. Nach dem Reaktorunfall Tschernobyl erwies sich auch die Kontrolle einiger Lebensmittel als notwendig, die nicht regelmässig in grösseren Mengen konsumiert werden. Es betraf dies Wildfleisch (importiertes und einheimisches), frische Wildpilze (besonders Maronenröhrlinge und Zigeunerpilze) und die Fische aus dem, nach Tschernobyl meistbetroffenen, Laganersee. In der Nahumgebung der Kernanlagen werden Milch, Getreide und weitere Lebensmittel gemäss den jeweiligen Umgebungsüberwachungsprogrammen untersucht; für deren Ergebnisse sei auf das Kapitel 4 verwiesen.

3.5.3. Methodik und Messverfahren

Der Nachweis von Radioaktivität in Lebensmitteln erfolgt für die meisten künstlichen und natürlichen Radionuklide durch Gamma-Spektrometrie mittels Germanium-Detektoren (in wenigen Fällen noch mit NaJ-Kristallen). Solche Geräte werden von den Laboratorien des Bundes und der Hochschulen sowie in acht kantonalen Laboratorien eingesetzt. Zur Erhöhung der Messempfindlichkeit können die Proben eingedampft (Milch lyophilisiert) bzw. getrocknet werden. Meistens wird eine Nachweisempfindlichkeit für die Routinemessungen von wenigen Bq/kg erreicht (z.T. auch bis unter 1 Bq/kg). Durch periodische Ringversuche soll inskünftig die Reproduzierbarkeit der Untersuchungsverfahren sichergestellt werden.

Nuklide, die mit der Gamma-Spektrometrie nicht nachgewiesen werden 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, die dieses Nuklid verarbeiten, ge-

nügend überwacht. Deshalb sind, auch wegen der geringen Radio-toxizität dieses Nuklides, zusätzliche Lebensmittelmessungen nicht nötig (Für Strontium-90-Messungen vergl. Kapitel 3.6.). Alpha-Messungen sind sowohl bei der Probenaufbereitung wie auch bei der Aktivitätsbestimmung wesentlich aufwendiger. Auch hier genügen i.a. die in der Umwelt und bei der Emissionsüberwachung von Betrieben und Kernanlagen durchgeführten Messungen, sodass Routinemessungen in Lebensmitteln nicht erforderlich sind. Eine Ausnahme bilden spezielle Lebensmittel wie Mineralwässer oder Hartschalenobst, die u.U. eine erhöhte Alpha-Aktivität (Radium) aufweisen können (z.B. Paranüsse aus Brasilien).

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 Untersuchungen von Milchproben sind auf der Tabelle 1 zusammengestellt. Nebst dem natürlichen Kalium-40 von im Schnitt etwa 50 Bq/L (entsprechend 1.6-1.7 g Kalium/L) waren nur noch in Kuhmilch-Proben aus den Alpen und aus dem Tessin die beiden Nuklide Caesium-134 und Caesium-137 von Tschernobyl feststellbar. Während in Proben aus dem schweizerischen Mittelland Caesium-137 meist nicht mehr nachweisbar war (unter 1 Bq/L), war es an den Probenahmestellen aus den Alpen (Davos), dem Jura (Freiberge) und dem Nord-Tessin noch geringfügig (einige bis zehn Bq/L) und in solchen aus dem südlicheren Tessin (Isone südöstlich des Monte Ceneri und Rasa im Centovalli) etwas deutlicher (bis 60 Bq/L) erhöht. In den Südtälern von Graubünden ergaben sich Werte für die beiden Caesium-Nuklide zusammen von bis 55 Bq/L. Im Mittel lagen die Aktivitätswerte für die Summe der Caesium-Nuklide im Bergell bei 29 (1989) bzw. 19 (1990) Bq/L; im Misox und Calancatal bei 17 (1989) bzw. 8 (1990) Bq/L. Höher als in der Kuhmilch sind die Caesium-Werte immer noch in Ziegen- und Schafmilch aus dem Tessin und Graubünden.

In zehn Getreideproben der Jahre 1989 und 1990 aus der ganzen Schweiz waren die Caesium-Werte (beide Nuklide) durchwegs unter 2 bis 3 Bq/kg. Das natürliche Kalium-40 ergab Werte zwischen 130 und 150 Bq/kg. Die Proben stammten aus der Umgebung der vier schweizer Kernanlagen, bzw. waren Mischproben aus den Regionen West-Schweiz, Bern/Freiburg/Solothurn, Jura/Nordwest-Schweiz, Ost-Schweiz und Tessin.

Zwei Kalbfleischproben aus dem Tessin von 1989 ergaben 53 bzw. 109 Bq Cs-137/kg sowie weniger als 20 Bq/kg für Cs-134. Zwei Rindfleischproben aus Graubünden von 1990 ergaben 0.6 bzw. 2 Bq Cs-137/kg und weniger als 0.5 Bq Cs-134/kg. Bei zwei Schweinefleischproben und einer Schaffleischprobe aus Graubünden von 1990 waren die Aktivitäten beider Caesium-Nuklide un-

Tab. 1.

Wertebereich der Aktivitäten von Milch, 1989/1990
wenn nicht anders vermerkt: Kuhmilch

Domaine des valeurs des activités du lait, 1989/1990
sans remarque: lait de vache

Entnahmestelle (Anzahl Proben)	Kalium-40 (natürlich)	Caesium-137	Caesium-134	Strontium-90
Lieu de prélèvement (Nombre d'échantillons)	Potassium-40 (naturel)	Césium-137	Césium-134	Strontium-90
(Bq/l), 1989				
Lausanne (2)	52-60	< 0.3	--	0.22-0.26
Pfyn (Finges)/VS (2)	47-59	< 0.3	--	0.02-0.04
Grangeneuve/FR (2)	53-58	< 0.9	< 0.3	0.10-0.12
Dagmersellen/LU (1)	51	< 0.6	< 0.3	--
Mürren/BE (1)	43	0.3	< 0.3	0.75
Rossberg bei (2)	45-48	< 0.6	< 0.3	0.06-0.08
Kemptthal/ZH				
Ajoie/JU (4)	--	< 0.2	--	0.09-0.12
Freiberge/JU (4)	--	< 0.2-1.5	--	0.12-0.13
Rotberg/BS (4)	--	< 0.2	--	0.07-0.08
Sissach/BL (2)	52-54	< 0.02-0.13	< 0.02	0.05-0.06
Basel (Pastmilch) (8)	51-59	0.1-0.2	< 0.03-0.1	--
Kaiseraugst/AG (4)	--	< 0.2-0.5	--	0.11-0.12
Chur/GR (2)	46-55	< 0.6	< 0.3	0.05-0.12
Davos/GR (2)	41-46	0.5-2.5	0.1-0.2	0.39-1.03
Val Blenio/TI (1)	56	7.2	1.5	--
Breganzone/TI (2)	51-56	6-12	1-2	--
Isone/TI (2)	50-53	35-50	7-8	--
A. Leventina/TI (2)	46-49	6-7	~ 1	--
Locarno/TI (2)	--	13-14	2.2-2.3	--
Luganese/TI (2)	46-52	3-9	0.8-1.3	--
P. Magadino/TI (2)	39-52	3-8	0.5-1	--
Mendrisiotto/TI (2)	50-52	1.5-3	0.3-0.7	--
Prato/TI (1)	--	4.7	0.9	0.3
Rasa/TI (2)	54-60	48-66	8-13	--
Rodi/TI (1)	53	4.8	0.8	0.3
Sessa/TI (2)	--	2.6-19	0.3-3.9	0.4-0.5
Schafmilch/TI (2)	44-70	43-120	9-20	--
Ziegenmilch/TI (1)	43	55	10	--
(Bq/l), 1990				
Lausanne (1)	54	< 0.1	--	0.24
Pfyn (Finges)/VS (1)	53	< 0.1	--	0.03
Grangeneuve/FR (1)	47	< 0.6	0.1	0.14
Dagmersellen/LU (2)	39-48	< 0.6	< 0.1	--
Mürren/BE (1)	38	0.9	< 0.1	0.80
Rossberg bei (7)	44	< 0.6	< 0.1	0.07-0.09
Kemptthal/ZH				
Ajoie/JU (4)	50-54	0.7-0.8	< 0.03	0.08-0.11
Freiberge/JU (4)	49-57	0.1-1.1	< 0.03-0.13	0.11-0.14
Rotberg/BS (4)	52-59	< 0.03-21.7 *)	< 0.03-2.7	0.08-0.12
Sissach/BL (2)	57-60	0.03-0.8	< 0.03-0.12	0.04-0.07
Basel (Pastmilch) (8)	51-57	< 0.03-0.5	< 0.03	--
Kaiseraugst/AG (4)	48-54	< 0.03-0.12	< 0.03	0.09-0.14
Arenenberg/TG (2)	42-45	< 0.6	< 0.1	0.06-0.07
Wil u. Altstätten/SG (2)	--	< 1	< 1	--
Davos/GR (2)	36-45	0.4-1.9	< 0.1	0.36-0.81
Chur/GR (2)	49-50	< 0.6	< 0.1	0.07-0.08
Stampa/GR (1)	71	4.2	0.6	--
Breganzone/TI (1)	49	9.7	1.1	--
Prato/TI (1)	54	4.1	0.3	0.3
Rasa/TI (1)	62	58	7.5	--
Rodi Fieso/TI (1)	20	6.4	0.3	0.3
Sessa/TI (2)	49-51	2.9-3.6	< 0.4	0.5-0.6
Stampa/GR (Ziege) (1)	68	11	1.6	--
Grabs/SG (Schafmilch) (1)	--	< 1	< 1	--

*) einmaliges Vorkommen (altes Heu)

ter 2 Bq/kg. Weitere Proben von Fleischwaren (Rohschinken, Bündnerfleisch) aus dem Kanton Graubünden ergaben für die beiden Caesium-Nuklide Werte unter 4 Bq/kg. Am Paul Scherrer Institut untersuchte 89 Proben von (für den Export bestimmtem) Schweizer Fleisch und Fleischwaren ergaben mit einer Ausnahme von 35 Bq/kg (für beide Caesium zusammen), weniger als 10 Bq/kg; die meisten Werte lagen unter der Nachweisgrenze von 4 Bq/kg.

b. Wild und Wild-Importe

Zehn Rotwildproben aus dem Tessin von 1989 ergaben Caesium-137-Werte zwischen 15 und 280 Bq/kg mit einem Mittelwert von 130 Bq/kg.

Proben von importiertem Wild wurden hauptsächlich vom Paul Scherrer Institut (1989: 426 Proben), vom Kantonslabor Bern (1989: 134 Proben), vom Kantonslabor Basel-Stadt (1989: 52 und 1990: 267 Proben) und von Kantonslabor Zürich (1989: 36 Proben) auf Radioaktivität untersucht. Auch in den beiden Berichtsjahren wurden bei importiertem Wildfleisch teilweise noch erhöhte Caesium-Aktivitäten festgestellt, wobei aber nur noch wenige Prozent der erhobenen Proben Caesium-Konzentrationen über dem Toleranzwert von 600 Bq/kg aufwiesen und deshalb zurückgewiesen werden mussten: 1989 6 % und 1990 weniger als 2 %. Bei den nicht zurückgewiesenen Proben lag der durchschnittliche Caesium-Gehalt (Cs-134 + Cs-137 zusammen) in den Berichtsjahren im Gamsfleisch bei rund 220 Bq/kg, bei Hirsch und Reh bei etwa 80 bis 100 und bei Wildschweinen bei etwa 60 Bq/kg.

Mit 6 (1989) bzw. 8 (1990) entspricht das Caesium-137/Caesium-134-Verhältnis dem Erwartungswert für die Tschernobyl-Ablagerungen; der Anteil an "altem" Caesium ist somit gering. Geht man davon aus, dass die Bevölkerung pro Jahr etwa 1 kg Wildfleisch konsumiert, dann trägt dessen Caesiumgehalt nicht wesentlich zur Strahlenexposition bei (weniger als 2 micro-Sievert/Jahr).

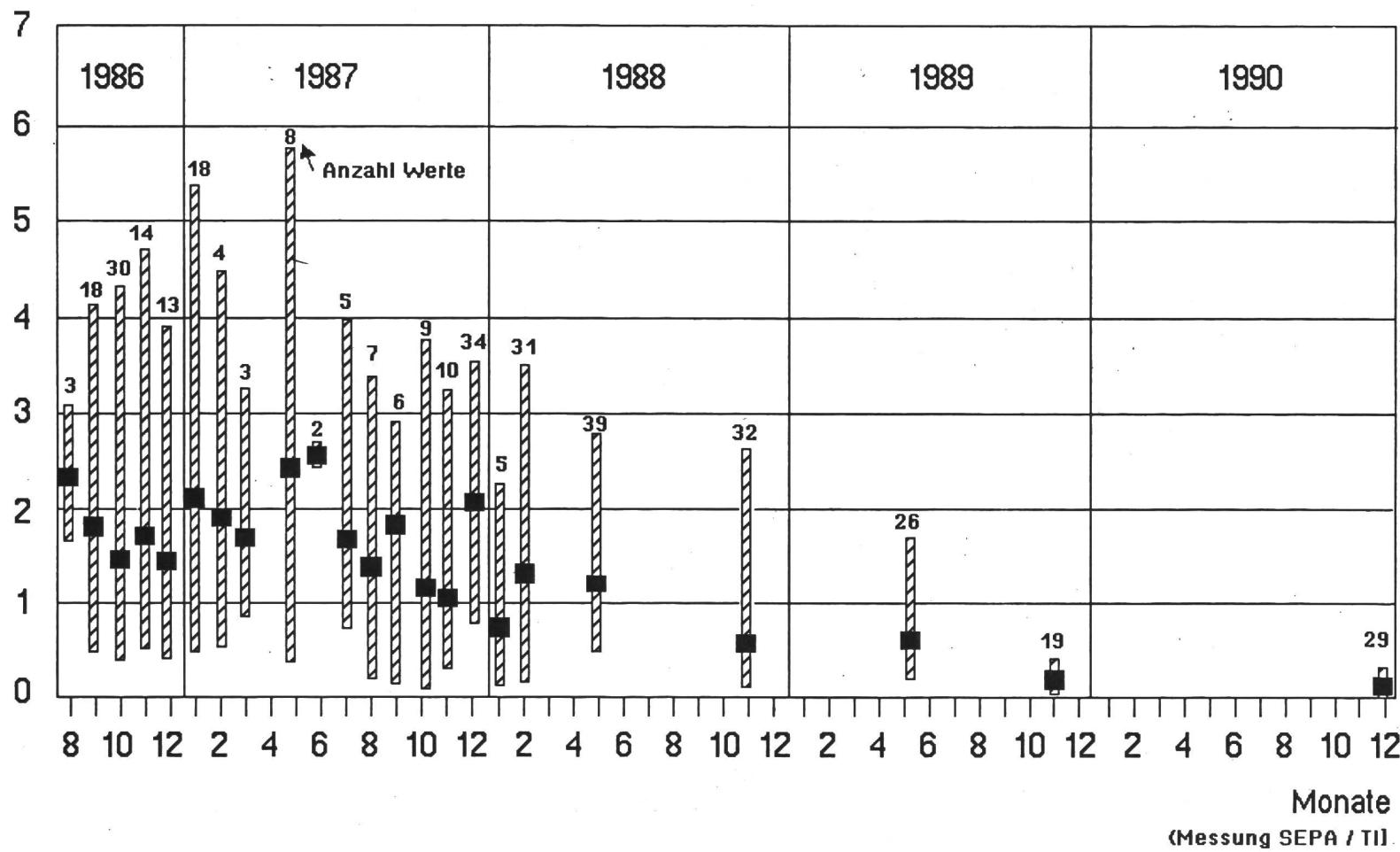
c. Fische aus dem Lüganersee (Tessin)

Die 1986 begonnenen Messreihen von Fischen (hauptsächlich Barsch) aus dem durch den Unfall Tschernobyl meistbelasteten Lüganersee wurden auch 1989 und 1990 weitergeführt und bestätigen den 1987 und 1988 beobachteten allmählichen Rückgang der künstlichen Radioaktivität in den Fischen dieses Sees (Fig. 1). Die Werte (für die Summe der beiden Nuklide Caesium-134 und Caesium-137) lagen im Mai 1989 unter 2000 Bq/kg (Mittelwert: 600 Bq/kg) und Ende 1990 unter 300 Bq/kg (Mittelwert: 100 Bq/kg). Das nach Tschernobyl vom Bundesrat für diesen See erlassene Fischereiverbot konnte am 9. Juli 1988 aufgehoben werden.

d. frische, inländische Wildpilze und importierte Pilze

Eine Übersicht über die in der Schweiz 1989 und 1990 untersuchten Pilzproben ist auf den beiden Tabellen 2 und 3 zusammengestellt. Sie zeigen nach wie vor bei den Maronenröhrlingen, Zigeunerpilzen und Rotfussröhrlingen die höchsten Werte

Fig.1 : Cs-134 und Cs-137 im Barsch aus dem Lugarnersee kBq/kg (Cs-134 + Cs-137)
Wertbereich und Mittelwerte



und noch keine klare Abnahme der Caesium-Aktivität. Diese Tatsache ist darauf zurückzuführen, dass die lokalen Verhältnisse sehr unterschiedlich sein können und, dass die untersuchten Proben von 1989 nicht unbedingt vergleichbar sind mit denjenigen von 1990. Bei den Röhrlingen lagen 1989 ein Viertel der untersuchten Proben über 500 Bq/kg; 1990 waren es weniger als Zehn Prozent. Auch zeigen gewisse Proben von Maronenröhrlinge einen nicht zu vernachlässigenden Anteil an altem, d.h. vom Atombomben-Ausfall stammendem Caesium-137. Zieht man in Betracht, dass die durchschnittliche Konsumrate von frischen Wildpilzen gering ist (ca. 0.3 kg/Jahr, davon 0.1 kg/Jahr Steinpilze und Röhrlinge), dann sind die dadurch verursachten Strahlendosen unbedeutend (kleiner als 1 micro-Sievert/Jahr).

Eine Übersicht über die von den kantonalen Laboratorien untersuchten inländischen Pilzen gibt die folgende Tabelle.

Tabelle 2: Caesium in inländischen frischen Wildpilzen
(angegeben ist die Summe der beiden Caesium-Nuklide in Bq/kg)

Probe-bezeichnung	Kanton	1) 1989				1) 1990			
		n	Min.	Mit.	Max.	n	Min.	Mit.	Max.
Maronenröhrlinge	FR	2	10	--	240	--	--	--	--
	BE	11	47	444	1260	17	26	243	511
	AG	6	260	440	1090	25	115	430	1510
	LU	1	--	730	--	--	--	--	--
	BS	1	--	1550	--	5	130	--	1800
	TG	6	250	--	1300	9	195	780	3740
	TI	5	580	1400	1850	--	--	--	--
Zigeunerpilze	BE	10	200	712	1650	4	299	532	687
	LU	1	--	330	--	--	--	--	--
	GR	2	410	--	847	--	--	--	--
	TI	1	--	7620	--	--	--	--	--
andere Röhrlinge	FR	1	--	172	--	--	--	--	--
	BE	2	139	312	485	3	28	114	199
	LU	1	--	35	--	--	--	--	--
	AG	7	5	66	232	32	1	120	470
	GR	4	18	65	120	--	--	--	--
	Steinpilze	BE	5	8	28	54	4	9	32
Steinpilze	BS	1	--	100	--	--	--	--	--
	LU	1	--	6	--	--	--	--	--
	AG	4	9	12	16	5	5	16	32
	TG	--	--	--	--	4	40	101	115
	übrige Pilze	FR	4	5	40	124	--	--	--
übrige Pilze	BE	11	<4	--	59	15	<4	--	86
	BS	7	--	--	20	--	--	--	--
	AG	20	1	17	87	59	1	54	86
	TG	2	--	--	3	5	2	8	29
	TI	7	20	--	500	4	20	--	130
	verschiedene Pilze	ZH	45	<2	85	1450	--	--	--
verschiedene Pilze	GR	--	--	--	--	?	5	--	48

1) n = Anzahl Proben

Bei importierten Pilzen wurden folgende Werte gefunden

Tabelle 3: Caesium in importierten Pilzen

(angegeben ist die Summe der beiden Caesium-Nuklide in Bq/kg)

Probe- bezeichnung	Kanton	1) 1989				1) 1990			
		n	Min.	Mit.	Max.	n	Min.	Mit.	Max.
Pfifferlinge	TG	7	<4	--	270	6	--	396	1530
" "	BE	--	--	--	--	10	<4	156	721
" "	AG	--	--	--	--	2	35	69	103
Spitzmorcheln getr.	AG	--	--	--	--	15	8	34	130
Steinpilze getr.	AG	--	--	--	--	8	18	161	673
Herbststrompeten getr.	AG	--	--	--	--	5	234	361	494

e. Weitere Lebensmittel

Im weiteren wurden von den kantonalen Laboratorien folgende Lebensmittel untersucht:

Tabelle 4: Caesium in den andern Lebensmittel

(angegeben ist die Summe der beiden Caesium-Nuklide in Bq/kg)

Probe- bezeichnung	Kanton	1) 1989				1) 1990			
		n	Min.	Mit.	Max.	n	Min.	Mit.	Max.
Gemüse	ZH	17	<2	--	10	--	--	--	--
Gemüse & Früchte	GR	?	--	--	4	?	--	--	4
Obst & Früchte	ZH	7	<5	14	37	--	--	--	--
Frucht- & Obstsäfte	TG	2	--	--	-3	2	--	--	3
Kastanien	GR	?	--	19	--	--	--	--	--
Haselnüsse	TG	15	<3	--	24	7	--	3	7
" "	ZH	29	<3	13	56	--	--	--	--
" "	BS	2	3	4	5	--	--	--	--
" "	BE	14	6	12	32	6	--	--	4
Haselnusscrème	BE	6	--	--	49	4	--	--	4
Mandeln	TG	--	--	--	--	2	--	--	3
Vollkornmehl	BS	--	--	--	--	6	<1	--	24
Getreideprodukte	TG	3	--	--	3	2	--	--	3
" "	ZH	37	<1	1	12	--	--	--	--
" "	BS	46	<1	--	5	49	<1	--	3
Tee	ZH	14	<1	33	220	--	--	--	--
"	BS	13	<5	--	180	--	--	--	--
Säuglings-/Kindern.	ZH	27	<1	--	5	--	--	--	--
Säuglingsnahrung	BE	20	--	--	1	--	--	--	--
Schokolade	TG	4	--	--	3	--	--	--	--
Haselnusschokolade	BE	11	<4	--	30	10	--	--	5
andere Lebensmittel	BS	--	--	--	--	20	--	--	2
Zusatzstoffe	TG	4	--	--	3	--	--	--	--

1) n = Anzahl Proben

3.5.5. Besonderheiten: Natürliche Radioaktivität in Mineralwässern

Im Auftrag des Bundesamtes für Gesundheitswesen werden im Paul-Scherrer-Institut Mineralwasserproben auf Uran, Thorium, Radium-226, Polonium-210 und Blei-210 untersucht. Die Unter-

suchungen sind noch nicht abgeschlossen; die Ergebnisse und deren radiologische Bewertung werden in einem späteren Bericht zusammengestellt.

3.5.6. Bewertung und Interpretation; Schlussfolgerungen

Die radiologische Bewertung, d.h. die Berechnung der Strahlendosen der Bevölkerung durch Aufnahme künstlicher Radionuklide über die Nahrung (im wesentlichen Caesium-137 von Tschernobyl) ist schwierig und ungenau, da die Aktivität bei vielen Proben unter der Nachweisgrenze liegt. Im folgenden soll dennoch eine grobe Abschätzung versucht werden, einerseits für den Fall durchschnittlicher Aktivitätswerte bzw. Konsumraten und im zweiten Fall (Werte in Klammern angegeben) für Aktivitätswerte aus den meistbelasteten Gegenden und für Personen mit vom Durchschnitt abweichenden Konsumraten.

Tabelle 5: Bestimmung der Ingestionsdosis durch Caesium

Lebensmittel	Caesium-Aktivität in Bq/kg	Konsumrate in kg/Jahr	micro-Sievert pro Jahr (*)
(**)			
Getreide & -Produkte	1 (1)	70 (70)	1 (1)
Rindfleisch	2 (2)	15 (15)	0.5 (0.5)
Schweinefleisch	2 (2)	36 (36)	1 (1)
Kalbfleisch	2 (80)	5 (5)	0.15 (6)
Wild	120 (120)	0.7 (7)	1.3 (13)
Süßwasserfische	2 (300)	0.3 (3)	0.01 (14)
Milch	1 (20)	130 (200)	2 (60)
Gemüse	1 (10)	50 (50)	0.8 (8)
Früchte	1 (10)	70 (70)	1 (11)
frische Wildpilze	100 (500)	0.1 (2)	0.2 (16)
diverses	1 (10)	100 (100)	1.5 (15)
Summe			≤10 (ca. 150)

(*) Als Dosisfaktor wurde ein Wert von 0.015 micro-Sievert pro Jahr pro aufgenommenes Bq (davon fünf Sechstel Caesium-137 und ein Sechstel Caesium-134) angenommen.

(**) Nach: M. Erard †, R. Dick und B. Zimmerli, Mitt. Gebiete Lebensm. Hyg. 77, 88-130 (1986)

Diese vorsichtige und konservative Schätzung ergibt somit für den Durchschnitt der Schweizer Bevölkerung eine Ingestionsdosis von höchstens 0.01 milli-Sievert pro Jahr wobei die Dosis bei Personen aus den meistbelasteten Gegenden mit vom Durchschnitt abweichenden Konsumraten etwa eine Größenordnung höher sein dürften.

Für das weitere Vorgehen bei der Überwachung der Radioaktivität der Lebensmittel ist vor allem die Kontrolle der Hauptnahrungsmittel weiterhin systematisch nach einem festen Plan vorzunehmen, während für die übrigen Lebensmitteln (z.B. Wild, Fische aus dem Lagonersee, Wildpilze, gewisse Importwaren) eine Stichprobenkontrolle genügt.

Verdankungen

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

Quellen (siehe auch Seiten III und IV)

- Berichte der Kantonalen Laboratorien für 1989 und 1990
- Interne Berichte der übrigen Laboratorien

Anhang: Messung von Erde- und Grasproben durch anderer Labors: Angaben in Bq/kg Trockengewicht, ausser bei (*): Bq/kg frisch

Probe	Ort	cm	Labor	Datum	Cs-137	Cs-134	K-40	Sr-90
Erde	Lausanne	(0-5)	EPFL	7. 8.89	15.1+ 0.3	n.g.	543+ 8	2.4+0.4
Erde	Lausanne	(0-5)	EPFL	12.10.90	14.8+ 0.4	n.g.	566+ 9	4.1+1.6
Erde	Pfyn/VS	(0-5)	EPLF	26. 7.89	8.4+ 0.4	n.g.	895+11	2.0+0.4
Erde	Pfyn/VS	(0-5)	EPFL	10.10.90	12.2+ 0.5	n.g.	697+ 8	1.8+1.2
Erde	Sissach/BL	(0-5)	BS	16. 5.89	75 + 5	15+2	210+20	n.g.
Erde	Sissach/BL	(0-5)	BS	2. 5.90	110 +10	13+2	417+40	n.g.
Gras	Lausanne		EPFL	7. 8.89	≤ 2.7	n.g.	1080+30	21.8+0.6
Gras	Lausanne		EPFL	12.10.90	1.2+0.6	n.g.	1300+90	12.5+0.5
Gras	Pfyn/VS		EPFL	26. 7.89	≤ 2.5	n.g.	1490+30	1.5+0.2
Gras	Pfyn/VS		EPFL	8.11.89	≤ 2.5	n.g.	1490+30	3.2+0.3
Gras	Pfyn/VS		EPFL	10.10.90	≤ 0.6	n.g.	1190+20	0.7+0.2
Gras(*)	Sissach/BL		BS	16. 5.89	0.3+0.1	≤ 0.5	370+30	n.g.
Gras(*)	Sissach/BL		BS	13. 9.89	0.46+0.04	≤ 0.05	250+ 5	n.g.
Gras	Sissach/BL		BS	2. 5.90	10.3+1	≤ 0.5	1130+50	n.g.
Gras	Sissach/BL		BS	22.10.90	8.2+1	≤ 0.4	616+50	n.g.
Gras(*)	Altstätten/SG		SG	30. 4.90	≤ 1	≤ 1	n.g.	n.g.
Gras(*)	Wil/SG		SG	9. 5.90	≤ 1	≤ 1	n.g.	n.g.
Gras(*)	S.Bernardino/		GR	11. 6.90	≤ 4	≤ 4	n.g.	n.g.
Gras(*)	Bondo/GR		GR	29. 5.90	13	≤ 4	n.g.	n.g.
Gras(*)	Borgonovo/GR		GR	29. 5.90	7	≤ 4	n.g.	n.g.
Gras(*)	Cabbiolo/GR		GR	12. 6.90	10	≤ 4	n.g.	n.g.
Gras(*)	Casaccia/GR		GR	29. 5.90	6	≤ 4	n.g.	n.g.
Gras(*)	Castasegna/GR		GR	29. 5.90	≤ 4	≤ 4	n.g.	n.g.
Gras(*)	Lostallo/GR		GR	8. 6.89	≤ 4	≤ 4	n.g.	n.g.
Gras(*)	Lostallo/GR		GR	11./12.6.90	≤ 4	≤ 4	n.g.	n.g.
Gras(*)	Lostallo/GR		GR	12. 6.90	93	14	n.g.	n.g.
Gras(*)	Maloja/GR		GR	29. 5.90	8	≤ 4	n.g.	n.g.
Gras(*)	Mesocco/GR		GR	8. 6.89	≤ 4	≤ 4	n.g.	n.g.
Gras(*)	Mesocco/GR		GR	11. 5.90	≤ 4	≤ 4	n.g.	n.g.
Gras(*)	Mesocco/GR		GR	11./12.6.90	≤ 4	≤ 4	n.g.	n.g.
Gras(*)	Mesocco/GR		GR	12. 6.90	18	≤ 4	n.g.	n.g.
Gras(*)	Poschiavo/GR		GR	1. 5.89	≤ 4	≤ 4	n.g.	n.g.
Gras(*)	Poschiavo/GR		GR	8. 6.89	≤ 4	≤ 4	n.g.	n.g.
Gras(*)	Poschiavo/GR		GR	14. 5.90	≤ 4	≤ 4	n.g.	n.g.
Gras(*)	Promontogno/GR		GR	29. 5.90	4	≤ 4	n.g.	n.g.
Gras(*)	San Vittore/GR		GR	8. 6.89	≤ 4	≤ 4	n.g.	n.g.
Gras(*)	Soazza/GR		GR	12. 6.90	17	≤ 4	n.g.	n.g.
Gras(*)	Soglio/GR		GR	29. 5.90	≤ 4	≤ 4	n.g.	n.g.
Gras(*)	Spino/GR		GR	29. 5.90	≤ 4	≤ 4	n.g.	n.g.
Gras(*)	Stampa/GR		GR	29. 5.90	5	≤ 4	n.g.	n.g.
Gras(*)	Vicosoprano/GR		GR	21. 6.89	31	6	n.g.	n.g.
Gras(*)	Vicosoprano/GR		GR	9. 5.90	24	5	n.g.	n.g.
Gras(*)	Vicosoprano/GR		GR	29. 5.90	12	≤ 4	n.g.	n.g.
Heu(88)	Mesocco/GR		GR	20. 1.89	158	38	n.g.	n.g.
Heu(90)	Mesocco/GR		GR	14.11.90	31	≤ 4	n.g.	n.g.
Heu(88)	Poschiavo/GR		GR	11. 1.89	≤ 4	≤ 4	n.g.	n.g.
Heu(88)	San Vittore/GR		GR	23. 1.89	86	19	n.g.	n.g.
Heu(88)	Vicosoprano/GR		GR	16. 1.89	416	100	n.g.	n.g.
Heu(89)	Vicosoprano/GR		GR	21. 6.89	261	49	n.g.	n.g.
Heu(90)	Vicosoprano/GR		GR	14.11.90	132	17	n.g.	n.g.

n.g. = nicht gemessen

3.6 MESURES DE STRONTIUM-90

J.J. Geering, C. Friedli, P. Lerch

Institut d'Electrochimie et de Radiochimie, Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne

3.6.1 Résumé

En 1989 et 1990, la mesure de la concentration de radiostrontium dans l'environnement en Suisse (sol, herbe, lait, froment, vertèbres humaines et dents de lait) confirme le retour à des valeurs d'avant Tchernobyl. Pour comprendre la disparition rapide du Sr-90 de la surface du sol, des profils de concentration radioactive ont été établis, depuis 1986 déjà, dans diverses régions du territoire, plus particulièrement à Genestrerio (TI). Le prélèvement de tous les types d'échantillons sur un même site (points de référence) a permis de calculer des facteurs de transfert.

3.6.2 Introduction

Les radioisotopes du strontium, détectés dans l'environnement, proviennent essentiellement des retombées radioactives suite aux essais nucléaires atmosphériques des années 60. Ils sont également une des composantes de la contamination radioactive qui a suivi l'accident du réacteur de Tchernobyl. Dans tous les cas, le dépôt de radiostrontium (Sr-90, éventuellement de Sr-89) sur le sol et son transfert à l'homme par la chaîne alimentaire est la principale source d'exposition à ce radioisotope [1]. Le strontium, élément apparenté au calcium, suit le métabolisme de ce dernier et se fixe dans les tissus osseux; en présence d'une forte activité de Sr-90, dont la période est de 28 ans, la moelle osseuse est irradiée, principalement par son produit de filiation, l'Y-90, dont l'énergie bêta est élevée. Il est donc capital de connaître la concentration de ce radioélément tout au long de la chaîne alimentaire et de définir son comportement dans l'environnement.

Comme les années précédentes, il a été procédé à l'analyse d'échantillons de sol (0-5 cm), d'herbe, de lait et de froment provenant des environs des centrales nucléaires (Beznau, Gösgen, Leibstadt et Mühleberg); s'ajoutent à cette série des échantillons de sol et d'herbe prélevés à l'Institut Paul Scherrer. Depuis 1989, la surveillance de la concentration de Sr-90 dans l'environnement comprend huit points de référence, répartis sur l'ensemble du territoire: Arenenberg (TG), Coire (GR), Grangeneuve (FR), Lausanne (VD), Pfyn (VS), Rossberg (ZH), Sessa (TI) et Sissach (BL), auxquels s'ajoutent trois points de prélèvement en altitude: Davos (GR), Mürren (BE) et Rodi (TI). Pour certaines de ces régions, la collecte d'échantillons s'étend aux vertèbres humaines et aux dents de lait

(Bâle, Lausanne, Lugano, St Gall, Sion et Zurich), permettant ainsi le calcul des facteurs de transfert nécessaires à la bonne compréhension du comportement du Sr-90 dans la chaîne alimentaire.

Pour compléter la surveillance, des froments provenant des 5 zones de culture du territoire ainsi que du voisinage des 4 centrales nucléaires ont également été contrôlés. Enfin, les eaux de rejet des centrales nucléaires et des dépôts de Stein (AR) et de Teufen (AR) ont été analysées.

Comme le strontium-90 et son produit de filiation, l'yttrium-90, sont des émetteurs bêta pratiquement purs [2], leur mesure nécessite une longue et minutieuse séparation radiochimique (élimination des autres produits de fission et d'activation) et la préparation de sources minces [3].

La détermination de l'activité de Sr-90 s'effectue par la mesure de son produit de filiation dont l'énergie bêta (2,3 MeV) conduit à une meilleure efficacité de comptage; en outre, la période relativement courte de l'Y-90 (64,5 h) permet le contrôle de la pureté radionucléïdique de la source. Pour la mesure en anticoïncidence, un compteur GM à flot de gaz, qu'en-toure un plastique scintillant [4], est protégé des radiations externes par un blindage d'acier, de paraffine et de plomb. La source mince d'oxalate d'yttrium est comptée pendant 100h et, toutes les 6h, les résultats intermédiaires sont introduits automatiquement dans un microprocesseur, permettant ainsi le contrôle de la pureté radionucléïdique. Dans ces conditions, le bruit de fond du système est de 0,2 cpm et la limite de détermination, calculée selon Currie [5], se situe à 0,03 Bq/kg.

3.6.3 Résultats de la surveillance

Sol

Le tableau 1 présente les valeurs extrêmes des concentrations de Sr-90 dans le sol. Au voisinage des centrales nucléaires, elles ne diffèrent pas significativement de celles obtenues sur les sites de référence; tout au plus ces dernières présentent-elles une dispersion un peu plus grande reflétant la diversité des sols. Ce fait est remarquable dans le cas de Pfyn (VS) où l'activité de Sr-90 est particulièrement faible ($2,0 \pm 0,4$ Bq/kg en 1989, $1,8 \pm 1,2$ Bq/kg en 1990).

Ces activités sont comparables aux valeurs obtenues en 1987 et 1988. En particulier, celles mesurées à Davos et à Rodi sont plus élevées qu'en plaine. Pour les échantillons prélevés depuis de nombreuses années au voisinage des centrales nucléaires, on constate que les teneurs en Sr-90 continuent à diminuer, aux fluctuations près, avec une période apparente d'environ 10 ans.

Tableau 1
Concentration de Sr-90 [Bq/kg MS*] dans le sol

	1989	1990
Centrales nucléaires et PSI	3,1 - 4,2	2,4 - 3,8
Sites de référence	2,0 - 5,7	1,8 - 6,5
Sites en altitude		
Davos (GR)	46,2 ± 0,8	31,9 ± 0,6
Rodi (TI)	9,0 ± 0,5	17,7 ± 0,4

* MS = matière sèche

Herbe

Le tableau 2 donne les activités mesurées dans les échantillons d'herbe. A nouveau, on ne note pas de différence significative entre sites de référence et centrales nucléaires. De plus, les échantillons collectés en été ne présentent pas non plus de différence par rapport à ceux collectés en automne, sauf à Davos où l'herbe d'été présente régulièrement une activité plus élevée que celle d'automne; cette différence pourrait s'expliquer par la nature du sol, de la végétation, ou par la vitesse de croissance de cette dernière, plus faible en automne.

Tableau 2
Concentration de Sr-90 [Bq/kg MS] dans l'herbe

	1989	1990
Centrales nucléaires et PSI	2,4 - 5,9	2,4 - 6,9
Sites de référence	1,5 - 6,8	0,7 - 7,7
Exception: Lausanne	21,8 ± 0,6	12,5 ± 0,5
Sites en altitude		
Davos (GR) été	45,6 ± 0,6	67,9 ± 0,6
automne		21,0 ± 0,8
Rodi (TI)	38,3 ± 0,5	17,5 ± 0,6

Les valeurs obtenues pour l'herbe reflètent la contamination du sol avec un facteur de transfert légèrement supérieur à l'unité; ainsi, à Pfyn (VS), la concentration de Sr-90 dans l'herbe est faible (~ 2,2 Bq/kg) alors qu'en altitude, elle

peut atteindre plusieurs dizaines de Bq/kg. Une seule exception a été observée de manière répétitive: en 1989 et 1990, l'activité de l'herbe prélevée dans le domaine des Saugealles près de Lausanne, confirme les valeurs relativement élevées mesurées précédemment malgré une concentration de Sr-90 dans le sol comparable aux autres échantillons de plaine; les raisons de cette anomalie ne sont pas encore expliquées.

Lait

Le tableau 3 présente les résultats des analyses de lait. Au voisinage des centrales nucléaires, l'activité du lait en Sr-90 reste comparable à celle mesurée sur les sites de référence et les autres sites en plaine. Seuls les résultats obtenus à Lausanne et à Pfyn ont été retirés du calcul des moyennes; dans

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

	1989	1990
Centrales nucléaires*	0,08 - 0,13	0,08 - 0,10
moyenne	0,10 ± 0,02	0,09 ± 0,01
Sites de référence**	0,05 - 0,12	0,06 - 0,14
moyenne	0,08 ± 0,03	0,08 ± 0,03
Exception: Lausanne	0,24 ± 0,03	0,24 ± 0,02
Pfyn	0,03 ± 0,02	0,03 ± 0,01
Autres sites**		
(Rotberg, Saignelégier, Beurnevésin)	0,07 - 0,13	0,08 - 0,14
moyenne	0,10 ± 0,02	0,11 ± 0,02
Sites en altitude		
Davos (GR)	été	1,03 ± 0,02
	automne	0,39 ± 0,01
Rodi (TI)**		0,27 ± 0,02
Mürren (BE)		0,75 ± 0,02
		0,81 ± 0,02
		0,43 ± 0,02
		0,25 ± 0,02
		0,80 ± 0,04

* Les valeurs correspondant au site de Mühleberg ont été fournies par le Laboratoire Cantonal de Berne (Dr. U. Vögeli)

** Les valeurs correspondant aux sites de Sissach (BL), Rotberg (BS), Saignelégier (JU), Beurnevésin (JU), Sessa (TI) et Rodi (TI) ont été fournies par la Laboratoire Cantonal de Bâle-Ville (Dr. A. Herrmann)

ces deux cas, les activités correspondent cependant à celles déterminées pour l'herbe, confirmant ainsi les anomalies observées.

Les activités plus élevées mesurées à Davos, Rodi et Mürren correspondent également aux activités de l'herbe; à Davos, les activités du lait reflètent les variations saisonnières observées pour l'herbe.

D'une manière générale, les valeurs obtenues en 1989 et 1990 restent comparables à celles mesurées les années précédentes. A noter également que la dispersion des résultats diminue au fur et à mesure que l'on progresse dans la chaîne alimentaire.

Vertèbres

Les résultats d'analyse de Sr-90 dans les vertèbres humaines collectées dans les régions de Bâle, Lausanne, St Gall, Sion, Zurich et au Tessin sont compris entre 0,016 et 0,062 Bq/g Ca en 1989 (moyenne: $0,034 \pm 0,010$ Bq/g Ca), entre 0,019 et 0,072 Bq/g Ca en 1990 (moyenne: $0,031 \pm 0,013$ Bq/g Ca). Le nombre restreint d'échantillons ne permet pas de déceler de différences entre régions, sexes ou classes d'âge. En particulier, aucune augmentation de l'activité en Sr-90 n'a été constatée depuis l'accident de Tchernobyl. Avec une valeur moyenne de 0,0325 Bq/g Ca pour 1989/90, la dose effective est inférieure à 5 micro-Sv/an.

Dents de lait

Les dents de lait constituent un excellent indicateur de l'activité du Sr-90 dans l'alimentation pendant les six mois qui précèdent et les six mois qui suivent la naissance d'un enfant, d'où l'intérêt de ces déterminations. Dès 1988, des dents de laits en provenance des cabinets dentaires scolaires de Bâle, Lausanne, Lugano, St Gall, Sion et Zurich ont été collectées.

Le tableau 4 présente les résultats d'analyse des deux dernières années sous forme de moyennes, car aucune corrélation entre activité de Sr-90, région de prélèvement ou âge des enfants n'a pu être mise en évidence. Les mesures effectuées conduisent cependant à la détermination d'un "bruit de fond" stable, indispensable à la détection, dès 1992, d'un éventuel accroissement de l'activité suite à l'accident du réacteur soviétique.

Tableau 4
Concentration de Sr-90 [Bq/g Ca] dans les dents de lait

	Année de naissance	1989	1990
Bâle	1983 - 1978		0,036 \pm 0,007
Lausanne	1982 - 1978	0,062 \pm 0,012	0,069 \pm 0,027
Lugano	1980 - 1978		0,052 \pm 0,009
St Gall	1982 - 1978	0,049 \pm 0,011	0,038 \pm 0,004
Sion	1980 - 1978		0,047 \pm 0,005
Zurich	1982 - 1978	0,054 \pm 0,016	0,036 \pm 0,007

Froment

Les concentrations de Sr-90 dans les échantillons de froment sont comprises entre 0,34 et 0,57 Bq/kg (moyenne: 0,46 \pm 0,09 Bq/kg) en 1989, entre 0,41 et 0,55 Bq/kg (moyenne: 0,49 \pm 0,07 Bq/kg) en 1990. Seule la zone V correspondant au Tessin montre des valeurs plus élevées (1,21 \pm 0,07 Bq/kg en 1989, 0,75 \pm 0,06 Bq/kg en 1990); ces valeurs sont cependant comparables à celles des années précédant l'accident du réacteur soviétique (1985: 1,17 \pm 0,04 Bq/kg).

Eaux de rejet

A l'exception d'un prélèvement effectué à Beznau le 14 juin 1989 (1318 \pm 3 Bq/l), l'activité en Sr-90 des eaux de rejet des centrales nucléaires est restée très faible et du même ordre de grandeur que celle des années précédentes.

Les fluctuations de l'activité en Sr-90 dans l'eau de la caverne et du puit III de l'ancienne centrale de Lucens (max.: 135,6 \pm 0,3 Bq/l, min.: 1,4 \pm 0,1 Bq/l) sont vraisemblablement encore la conséquence des essais de désorption effectués depuis 1985.

Dans les eaux de rejets des dépôts de Teufen et de Stein, des concentrations comprises entre 1,4 \pm 0,1 et 0,06 \pm 0,01 Bq/l ont été déterminées par le Dr. J. Beer (Gruppe für Radioaktive und Chemische Tracer, Abt. Umweltphysik der EAWAG); elles correspondent à celles des années précédentes.

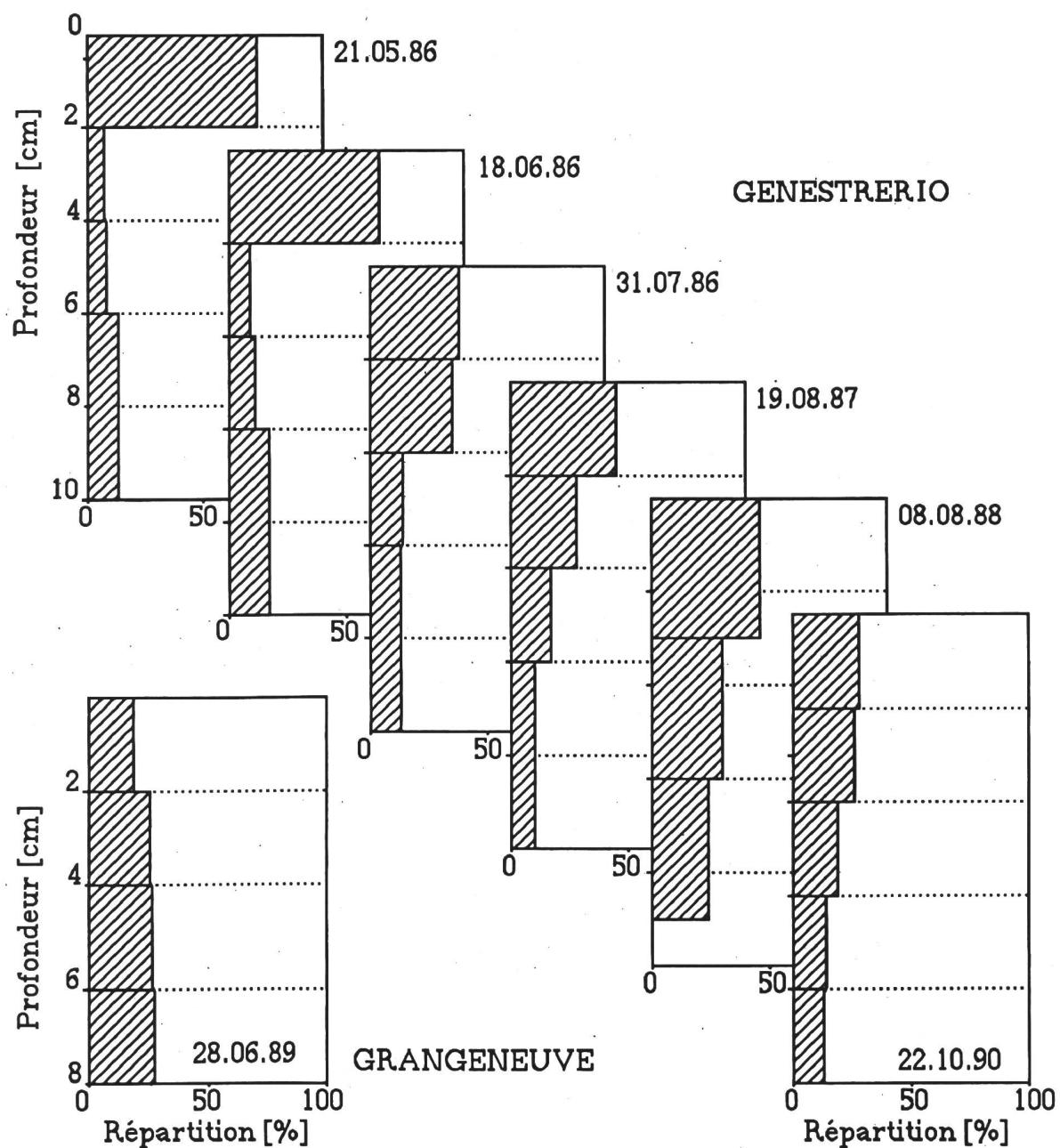


Figure 1 Profils de concentration de Sr-90 dans les sols

3.6.4 Profils de concentration

A la suite de l'accident de Tchernobyl, le transfert du Sr-90 déposé à la surface du sol à Genestrerio (TI) a été suivi, dès l'été 1986, par le prélèvement d'échantillons par couches jusqu'à une profondeur de 10 cm.

Le tableau 5 présente l'activité en Sr-90 en fonction de la profondeur et du temps. Les valeurs relativement élevées mesurées le 19 août 1987 sont restées sans explication; elles sont pourtant en bonne concordance avec les activités de Cs-137 mesurées par la SUeR. A titre de comparaison, un profil de concentration de Sr-90 jusqu'à 8 cm de profondeur a également été établi pour le site de Grangeneuve. Très différent de celui de Genestrerio (voir Fig. 1), le profil obtenu correspond à celui d'un sol contaminé il y a quelques dizaines d'années [6]: la première couche présente une concentration de Sr-90 légèrement inférieure à celle des couches suivantes, où l'activité reste pratiquement constante.

Tableau 5
Profils de concentration de Sr-90 [Bq/kg MS] dans le sol

GENESTRERIO

Date	Couche [cm]	0-2	2-4	4-6	6-10
21.05.86		37,7±1,0			
18.06.86		24,9±0,9	3,5±0,3	4,2±0,3	6,5±0,5
31.07.86		18,8±0,7	16,9±0,3	7,5±0,5	
19.08.87		38,3±0,9	21,5±0,6	12,7±0,4	
	0-3	3-6	6-9		
08.08.88		13,6±0,5	8,6±0,5	6,8±0,7	
	0-2	2-4	4-6	6-8	8-10
22.10.90		7,6±0,4	7,2±0,4	5,2±0,2	3,9±0,2
					3,4±0,3

GRANGENEUVE

28.06.89	3,0±0,3	4,1±0,3	4,4±0,3	4,5±0,3
----------	---------	---------	---------	---------

Pour comparer les divers profils, les activités des couches successives de sol sont représentées par leur fraction de l'activité totale; pour le premier prélèvement, l'activité des couches profondes du 18 juin 1986 est considérée, le transfert

de Sr-90 n'ayant pas encore atteint la 2^e couche à cette date.. La figure 1 montre l'évolution des profils de concentration du Sr-90 à Genestrerio. Très rapide durant les 3 premiers mois après l'accident, la vitesse de transfert du Sr-90 diminue fortement par la suite. W. SCHIMMACK et coll [7] ont constaté le même phénomène avec les isotopes du Cs et du Ru dans des sols podzolitique et brun du sud de la Bavière. Ces auteurs, appliquant un modèle numérique de transfert [8], ont déterminé une vitesse initiale de transfert comprise entre 0,2 et 0,3 cm/h pour le Cs, entre 0,3 et 1,5 cm/h pour le Ru (à comparer avec la vitesse de transfert du Cs-137 des retombées des essais nucléaires atmosphériques: 0,4 - 1,0 cm/an). Dans la zone des 30 km autour de Tchernobyl, ce même phénomène a été constaté [9], tant pour le Sr-90 que pour le Cs-137. Il serait lié à la nature des dépôts: les radionucléides, adsorbés sur des particules solides, sont entraînés rapidement de la surface vers les couches plus profondes avec l'infiltration des eaux de pluie avant même que les équilibres de sorption soient atteints; dans une seconde étape, ils sont libérés des particules et se fixent sur les argiles, les carbonates ou sur les oxydes de fer ou de manganèse par l'intermédiaire de la solution du sol et la vitesse de transfert est alors régie par les équilibres de sorption-désorption qui dépendent de la nature du radio-nucléide.

3.6.5 Facteurs de transfert

Pour les sites où des échantillons de sol, d'herbe et de lait sont prélevés simultanément, les facteurs de transfert sol-herbe et herbe-lait ont été calculés. Ces facteurs, obtenus dans des conditions naturelles, sont importants pour estimer rapidement la concentration radioactive du lait en cas de contamination accidentelle du sol. Les valeurs sont présentées dans le tableau 6.

En utilisant les activités massiques, les facteurs de transfert sol-herbe [$FT = (Bq \text{ Sr-90/kg MS})_{\text{herbe}} / (Bq \text{ Sr-90/kg MS})_{\text{sol}}$] varient de 0,7 à 9,1 (moyenne: 2,1); ces valeurs sont en bon accord avec celles obtenues en laboratoire [10] (3,4 - 5,4) et celles de la littérature [11,12] (2,1 - 6,2).

Les facteurs de transfert herbe-lait sont déterminés à partir des activités normalisées à la teneur des échantillons en calcium [$FT = (Bq \text{ Sr-90/g Ca})_{\text{lait}} / (Bq \text{ Sr-90/g Ca})_{\text{herbe}}$]; ils sont relativement constants avec une moyenne de $0,16 \pm 0,05$.

Tableau 6
Facteurs de transfert

	Sol-herbe rapportés à la masse		Herbe-lait rapportés au calcium	
	1989	1990	1989	1990
Lausanne	9,1±1,5	3,1±1,2	0,10±0,01	0,10±0,01
Rossberg	1,1±0,2	0,7±0,1	0,09±0,02	0,24±0,04
Arenenberg	---	0,8±0,2	---	0,14±0,02
Pfyn	1,2±0,5	1,3±0,3	0,16±0,04	0,20±0,08
Coire	4,3±1,5	1,2±0,5	0,17±0,03	0,20±0,03
Grangeneuve	1,6±0,9	0,7±0,1	0,11±0,01	0,26±0,03
Davos	1,0±0,1	2,1±0,2	0,14±0,01	0,13±0,01

Ainsi, on montre que le Sr-90, contrairement à la plupart des radionucléides, est transféré préférentiellement du sol à la plante; ce phénomène contribue donc à une décontamination partielle du sol. En ce qui concerne le transfert herbe-lait, le facteur (<< 1) montre que la vache joue un rôle de décontamination important de la chaîne alimentaire. Une partie du Sr-90 se fixe certainement dans le squelette mais, comme pour l'homme [13], il est probablement excrété pour la plus grande partie par l'urine et les fèces.

Remerciements

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

Bibliographie

- [1] Strontium-90, dans *Ionizing Radiation: Sources and Biological Effects*, United Nations Publication (Sales No E.82.IX.8), New York, 1982, p. 216.
- [2] C.M. Lederer, V.S. Shirley: *Tables of Isotopes*, 7e éd., J. Wiley & Sons, New York, 1978, p. 349 et 352.
- [3] J.J. Geering, C. Friedli, P. Lerch, J. Trace Microprobe Techn. **8** (1990) 211.
- [4] P. Lerch, P. Bercier, Chimia **8** (1964) 16.
- [5] L.A. Currie, Anal. Chem. **40** (1968) 586.
- [6] C. Colle, Service d'Etudes et de Recherches sur l'Environnement CEN, Cadarache, France, communication privée.
- [7] W. Schimmack, K. Bunzl, L. Zelles, Geoderma **44** (1989) 211.
- [8] M.J. Frissel, P. Reiniger, *Simulation of Accumulation and Leaching in Soils*, Centre of Agricultural Publishing and Documentation, Wageningen (1974) 116p.
- [9] S. Krouglov, All-Unioninstitute for Agricultural Radiology, Obninsk, USSR, communication privée.
- [10] V.H. Lopez Santa Cruz, *Contribution à l'étude du transfert de radionucléides dans les sols et leur absorption par les plantes*, Thèse EPFL no 918 (1991) 71.
- [11] W. Steffens, W. Mittelstädt, F. Führ, *The Transfer of Sr-90, Cs-137, Co-60 and Mn-54 from Soils to Plants. Results from Lysimeter Experiments*, Pergamon Press, Oxford (1980) 1139.
- [12] C. Friedli, J.J. Geering, P. Lerch, Radiochim. Acta **52/53** (1991) 237.
- [13] H. Spencer, L. Kramer, M. Michaud, S.J. Sontag, Trace Substances in Environmental Health, CONF-860626, Columbia (1986) 3.

3.7. ERGEBNISSE DER GANZKOERPERMESSUNGEN

M. Boschung¹⁾, A. Donath²⁾, C. Wernli¹⁾ und H. Völkle³⁾

1) Abteilung Strahlenhygiene, PSI, Villigen

2) Abteilung Nuklearmedizin des Kantonsspital Genf

3) Sektion Ueberwachung der Radioaktivität/BAG, Fribourg

3.7.1. Zusammenfassung

Ganzkörpermessungen zur Bestimmung des Caesium-Gehaltes im menschlichen Körper werden regelmässig am Paul-Scherrer-Institut in Villigen und am Kantonsspital Genf durchgeführt. Die Messwerte zeigen seit dem Reaktorunfall Tschernobyl eine abnehmende Tendenz und entsprechen einer internen Strahlenexposition durch Caesium von wenigen micro-Sievert pro Jahr.

3.7.2. Ziele und Messprogramm

Mit der Ganzkörpermessung kann die Aktivität gammastrahlender Radionuklide im menschlichen Körper *in vivo* gemessen werden. Es betrifft dies beispielsweise das natürliche Kalium-40 (das 0.118 Promille des in der Natur vorkommenden Kaliums ausmacht) und die künstlichen Nuklide Caesium-134 und Caesium-137 vom Atombombenfall und vom Tschernobylunfall. Diese Messungen können daher zur Überprüfung der aufgrund der Lebensmitteluntersuchungen berechneten Prognosen für den Radionuklidengehalt im menschlichen Körper herangezogen werden. Damit lassen sich aber auch die Strahlendosen bei Personen ermitteln, deren Lebens- und Ernährungsgewohnheiten vom Bevölkerungsdurchschnitt wesentlich abweichen (Vegetarier, Selbstversorger).

Im Ganzkörperzähler des Kantonsspitals Genf werden jedes Jahr zwei Klassen eines Gymnasiums untersucht. Diese Messungen liessen deutlich die Auswirkungen des Kernwaffenausfalles der 60er- und 70er-Jahre und des Tschernobyl-Unfalls nachweisen. Mit dem Gerät des Paul-Scherrer-Institutes werden an beruflich strahlenexponierten Mitarbeitern regelmässig Messungen als Inkorporationsüberwachung durchgeführt. Nach dem Unfall von Tschernobyl wurden zusätzlich bis 1989 auch Personen aus dem Schweizerischen Mittelland und dem Tessin (u.a. auch Vegetarier und Selbstversorger) untersucht.

3.7.3. Messverfahren

Für die Ganzkörpermessung werden meist 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 (Fig. 1 und 2)

Im Ganzkörperzähler von Genf wurden 1989 und 1990 je rund 20 17- 19-jährige Schülerinnen und Schüler einer genfer Mittelschule untersucht. Die Caesium-Werte zeigen seit der Erhöhung nach dem Tschernobyl-Unfall eine stetige Abnahme und haben Ende 1990 wieder die Werte von vor Tschernobyl erreicht, d.h. etwa 20 Bq, was sehr nahe an der Nachweisgrenze des Gerätes liegt. 1989 lagen die Werte im Mittel noch bei 70 (Mädchen) resp. 110 Bq (Knaben).

Die am Paul Scherrer Institut untersuchten 437 (1989) bzw. 360 (1990) Personen aus der Region des Institutes ergaben im Durchschnitt Caesium-137-Werte von 190 Bq (1989) bzw. 170 Bq (1990). Diese Werte sind etwas höher als jene von Genf, was einerseits mit der etwas stärkeren Tschernobyl-Belastung der Nordostschweiz gegenüber dem Kanton Genf zusammenhängen dürfte und andererseits damit, dass es sich bei den Messungen im Paul Scherrer Institut um Erwachsene, bei jenen in Genf dagegen ausschliesslich um Jugendliche unter 20 Jahre handelte. Bei beiden Messreihen ist seit dem Reaktorunfall Tschernobyl eine deutliche Abnahme zu verzeichnen.

Da Cesium einen ähnlichen Metabolismus hat wie Kalium, und das letztere vor allem in das Muskelgewebe eingebaut wird, haben Männer im Durchschnitt einen höheren Kalium- bzw. Caesiumgehalt als Frauen, da bei ihnen der Anteil Muskelgewebe am gesamten Körpergewicht grösser ist als bei Frauen. Der Gehalt an natürlichem Kalium-40 beträgt im Durchschnitt bei den Frauen etwa 3400 und bei den Männern etwa 4900 Bq, entsprechend einer Jahresdosis von 0.18 bzw. 0.23 mSv.

3.7.5. Bewertung und Interpretation

Bei einem Erwachsenen mit 1000 Bq Cs-137 im Körper liegt die jährliche Strahlendosis zwischen 0.013 und 0.035 mSv, je nachdem ob es sich um eine einmalige Aktivitätsaufnahme handelt und das Caesium mit einer biologischen Halbwertszeit von rund 100 Tagen wieder ausgeschieden wird, oder ob die Aktivität im Körper infolge dauernder Neuzufuhr über die Nahrung konstant bleibt. Bei Kindern kann die Dosis bei gleicher Aktivität wegen der geringeren Körpermasse grösser sein, dies wird jedoch durch eine raschere Ausscheidung (kürzere biologische Halbwertszeit) z.T. wieder kompensiert. Im Durchschnitt liegen somit die Strahlendosen durch Caesium-137 bei den oben untersuchten Personen in der Jahre 1989 und 1990 bei wenigen micro-Sv pro Jahr.

Fig. 1:

Ganzkörpermessungen am PSI 1989 / 1990

Angaben : Cs-137-Aktivität in Bq

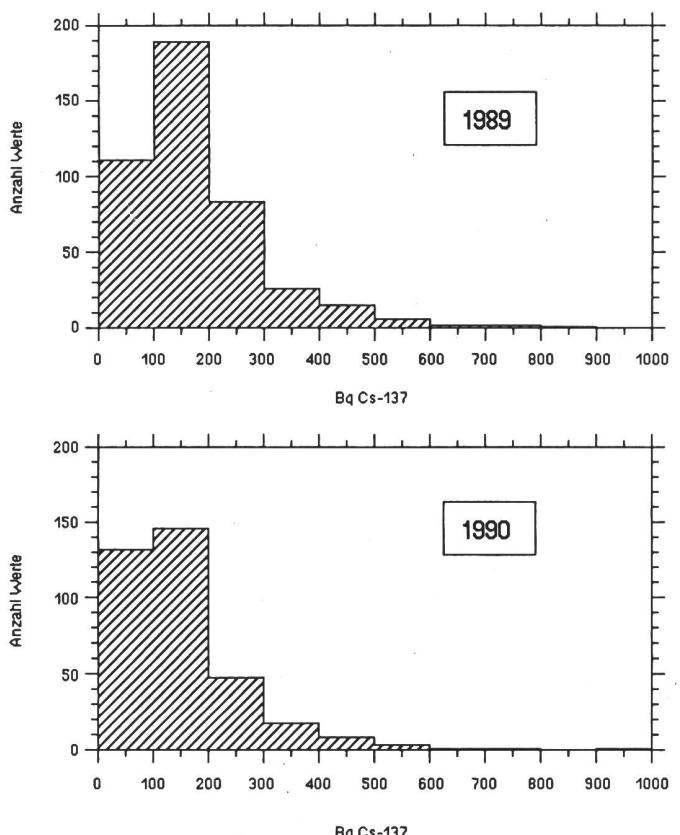
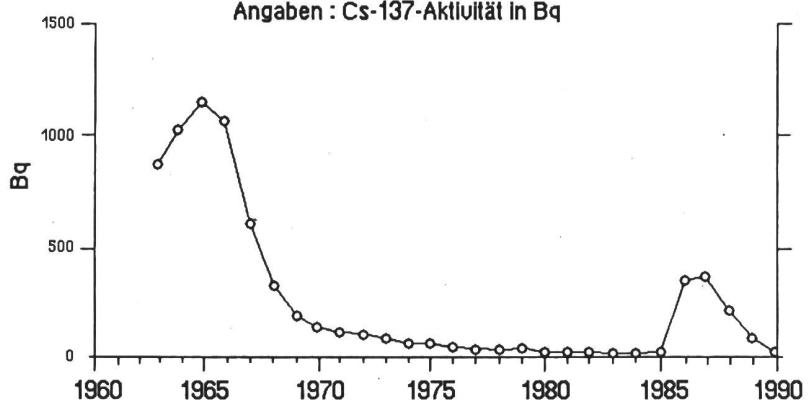


Fig. 2:

Ganzkörpermessungen am Kantonsspital Genf

Angaben : Cs-137-Aktivität in Bq



3.8 DIE AUTOMATISCHE UEBERWACHUNG DER ORTSDOSEN IN DER SCHWEIZ DURCH DES NADAM-NETZ

D. Rauber, Nationale Alarmzentrale / GS-EDI, Zürich

3.8.1. Zusammenfassung

Mit dem aus 56 Stationen bestehenden **Netz für automatischen Dosisalarm und -messung** (NADAM) besitzt die Schweiz ein gut funktionierendes Mittel für die grossräumige Ueberwachung der Ortsdosisisleistung. Auch wenn die Sonden keine hochpräzisen Messungen erlauben, geben die Messresultate dennoch einen guten Ueberblick über die natürliche Radioaktivität in der Schweiz. Die Sonden sind genügend empfindlich, um einen künstlich bedingten Anstieg der Ortsdosisisleistung zu messen und dadurch als Grundlage für die Alarmierung der Einsatzorganisation zu dienen.

3.8.2. Ziele und Messprogramm

Das Netz für automatischen Dosisalarm und -messung NADAM hat auch 1989 und 1990 seine Aufgaben im Bereich der grossräumigen Ueberwachung der Ortsdosisisleistung erfüllt. Sondenausfälle traten nur vereinzelt auf und konnten nach kurzer Zeit behoben werden.

Das Netz wurde 1990 um die folgenden fünf Stationen erweitert:

- Magadino und Stabio im Kanton Tessin
- Changins/VD im Mittelland und Plaffeien/FR im Voralpengebiet
- Chasseral/BE als weitere Höhenstation.

Mit diesen Stationen konnten noch grössere, bestehende Lücken im flächendeckenden Messnetz geschlossen werden. Als vorläufig letzte Ergänzung werden Ende 1991 die Standorte Hörnli im Kanton Zürich und Paul Scherrer Institut in Villigen/AG mit je einer Sonde ausgerüstet. Das Netz wird somit ab 1992 58 über die ganze Schweiz verteilte Stationen, an Standorten der Wetterstationen der Schweizerischen Meteorologischen Anstalt umfassen.

3.8.3. Methodik und Messverfahren

Bei der Planung des Netzes waren die Sonden in erster Linie als Alarminstrumente vorgesehen. Im Bereich der natürlichen Strahlung wurde daher keine hohe Messgenauigkeit verlangt, vielmehr aber ein möglichst grosser Messbereich. Aus diesen Gründen erreichen die Sonden im untersten Messbereich nicht die Genauigkeit von Ionisationskammern. Für die Ueberwachung ist daher der relative Verlauf von grösserer Bedeutung als der absolute Wert.

3.8.4. Zusammenfassung der Ergebnisse

Im Jahre 1990 wurde nur einmal eine eindeutig durch eine künstliche Quelle verursachte Erhöhung der Ortsdosisleistung registriert. Während der Ueberprüfung von Werkstücken in der Montagehalle des Kernkraftwerkes Beznau wurde am 1. Juni die NADAM-Sonde auf dem Gelände vom stark gebündelten Röntgenstrahl getroffen, was zur Auslösung des Alarms der Sonde führte. Die damit verbundene kurzzeitige Erhöhung stellte jedoch in keinem Moment eine Gefährdung für die Bevölkerung dar.

Alle anderen kurzzeitigen Schwankungen konnten entweder auf natürliche Ursachen (z.B. Niederschläge) oder auf technische Störungen zurückgeführt werden.

Eine Gesamtübersicht der Messungen wird in den Figuren 1 a und b gegeben. Darin sind die Jahresmittelwerte aller Stationen als Säulen dargestellt. Die Variationsbreite der Tagesmittelwerte z.B. als Folge von starken Niederschlägen oder einer Schneedecke ist aus den angegebenen Extremwerten ersichtlich. In Fig. 2 sind für alle NADAM-Stationen die Erfahrungswerte dargestellt. Diese werden für jedes Jahr aus den Wochenmittelwerten schneefreier Perioden bestimmt.

3.8.5. Besonderheiten

Nach umfangreichen Messungen und Versuchen konnte für den Standort La Dôle ein elektronisches Filter und eine spezielle Abschirmung konstruiert werden, welche die Störeinflüsse des nahegelegenen Flugsicherungsrads unterdrücken.

Seit dem 2. Mai 1990 werden täglich die Tagesmittelwerte des Vortages von 16 ausgewählten NADAM-Stationen in Form einer Graphik auf den TELETEXT-Seiten 485/1 und 485/2 veröffentlicht. Auf der Seite 485/3 werden normalerweise allgemeine Informationen aus dem Bereich Radioaktivität und Strahlenschutz vermittelt. In einer Notfallsituation wird der Bund auf diesen TELETEXT-Seiten auch über dieses Medium Informationen für die Bevölkerung über das ausserordentliche Ereignis verbreiten.

3.8.6. Bewertung und Interpretation

Noch heute sind an verschiedenen Stationen Beiträge zur Ortsdosisleistung vom damaligen radioaktiven Niederschlag des Ereignisses Tschernobyl nachweisbar. Dieser Anteil nimmt jedoch stetig ab. Dies wirkt sich bei den Stationen aus den damals meist betroffenen Regionen auf die Erfahrungswerte aus. So zeigen z.B. die Jahresmittelwerte der Stationen Lugano und Hinterrhein eine deutliche Abnahme (siehe Figur 3). Messungen der Sektion Ueberwachung der Radioaktivität/BAG haben gezeigt, dass der Anteil der künstlichen Strahlung bei den obengenannten Standorten zur Zeit noch rund 20-30% beträgt und die mittlere Ortsdosisleistung seit der letzten Bestimmung der Erfahrungsbereiche für das Jahr 1988 ca. um 20 nSv/h abgenommen hat.

Fig. 1a

Jahresmittelwerte 1989 nach Regionen

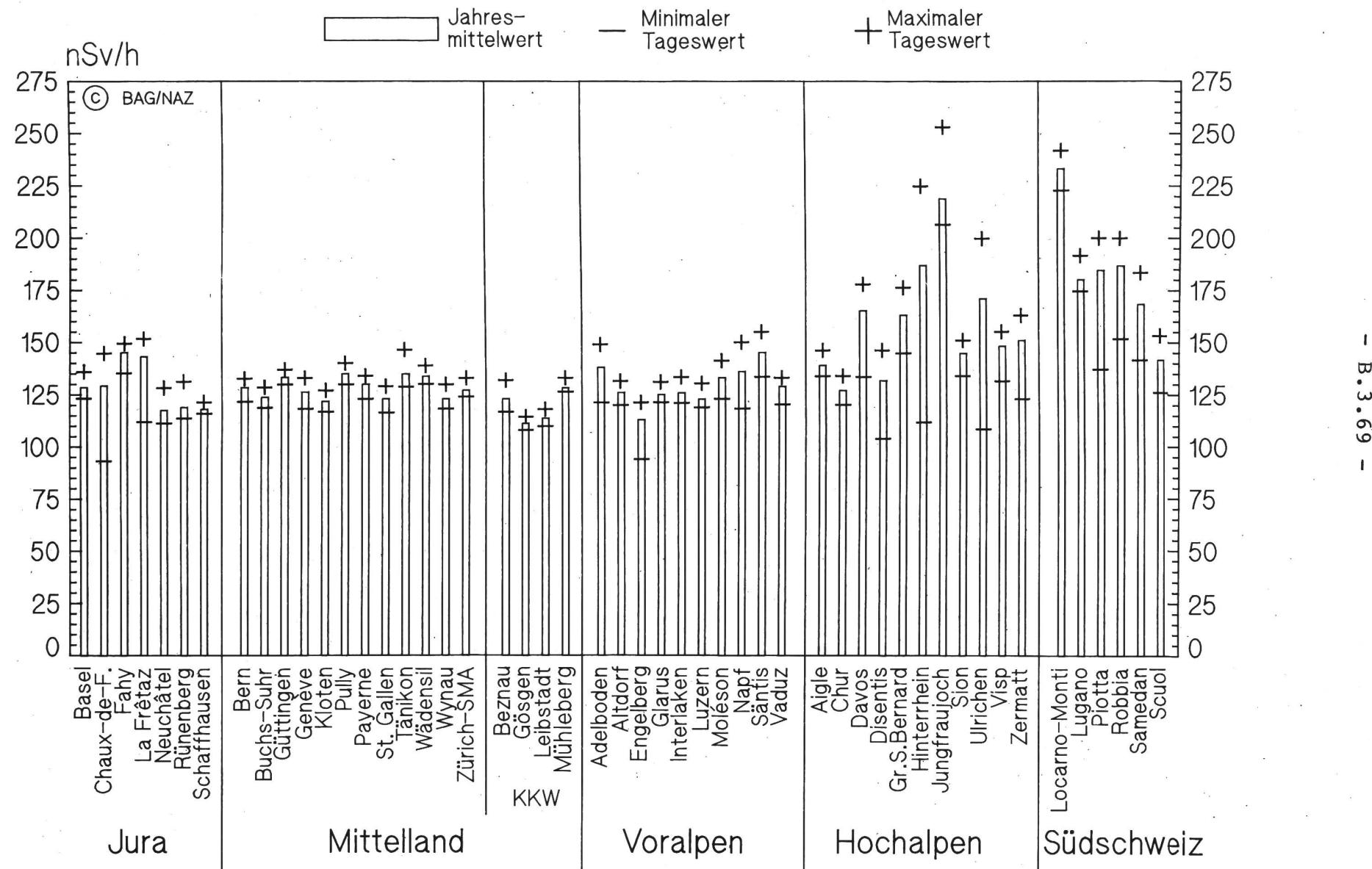
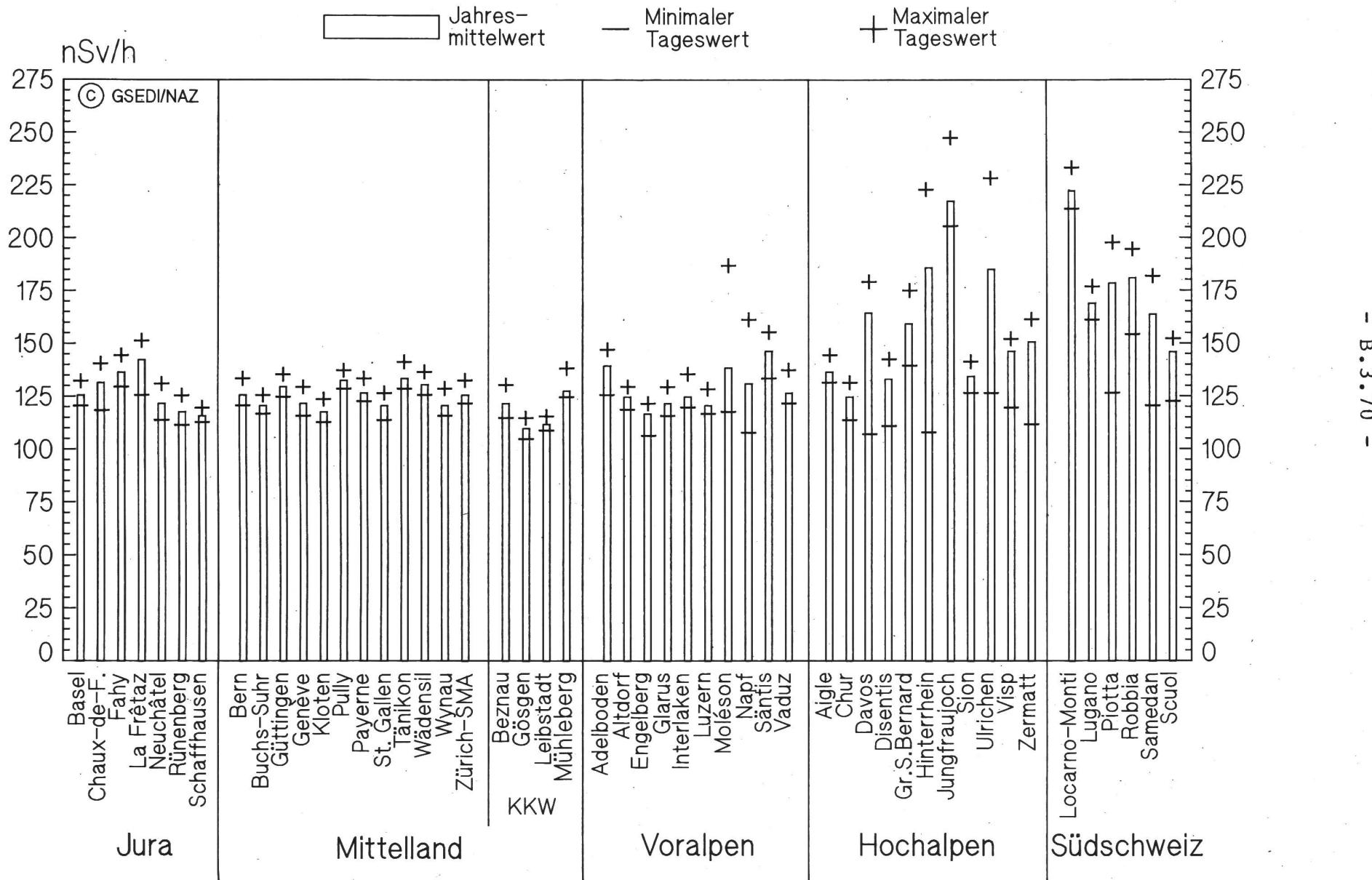


Fig. 1b

Jahresmittelwerte 1990 nach Regionen



**Fig. 2: Erfahrungswerte der Ortsdosisleistung in nSv/h an den NADAM-Stationen
(basierend auf den Daten des Jahres 1990)**

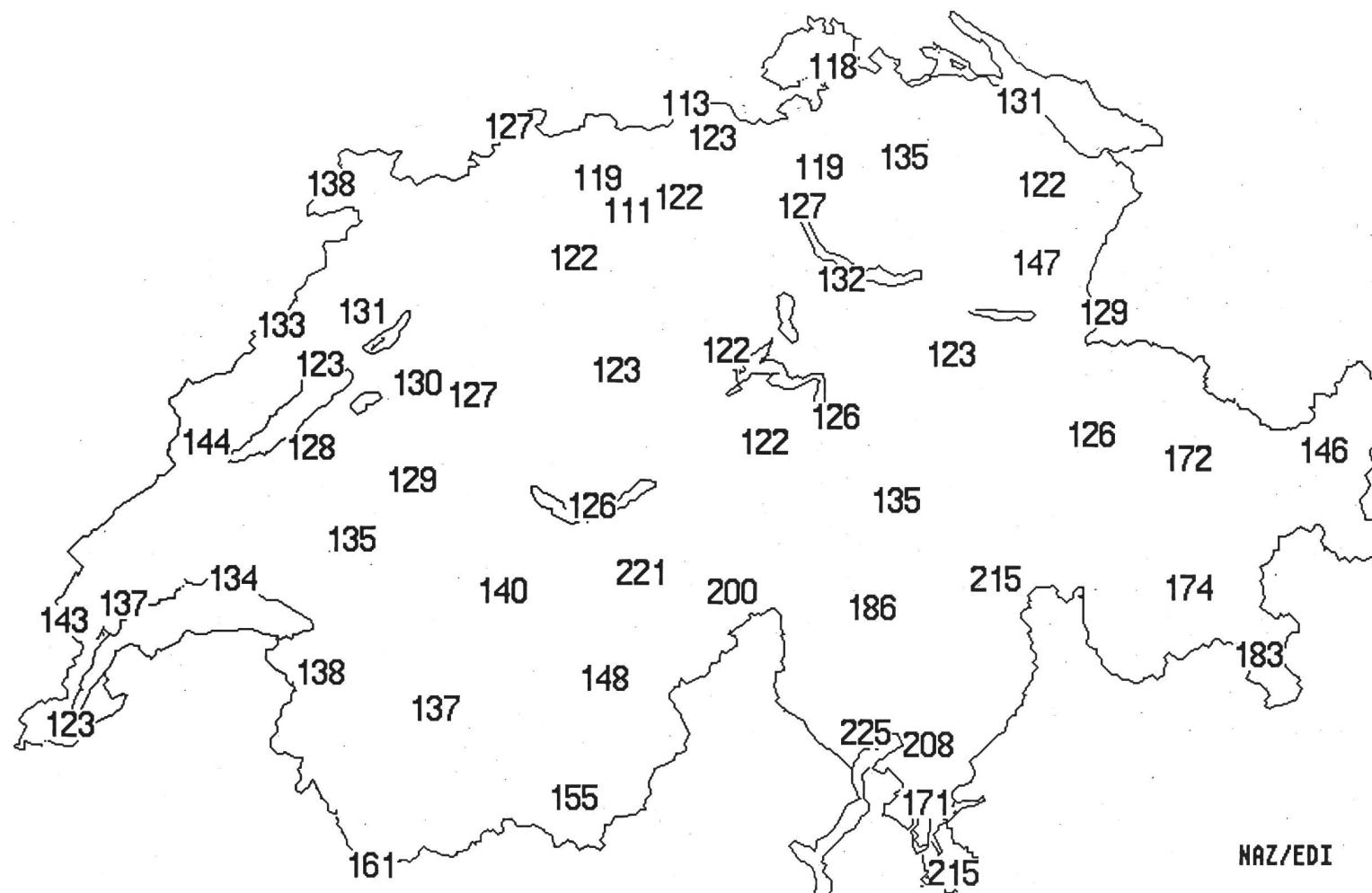
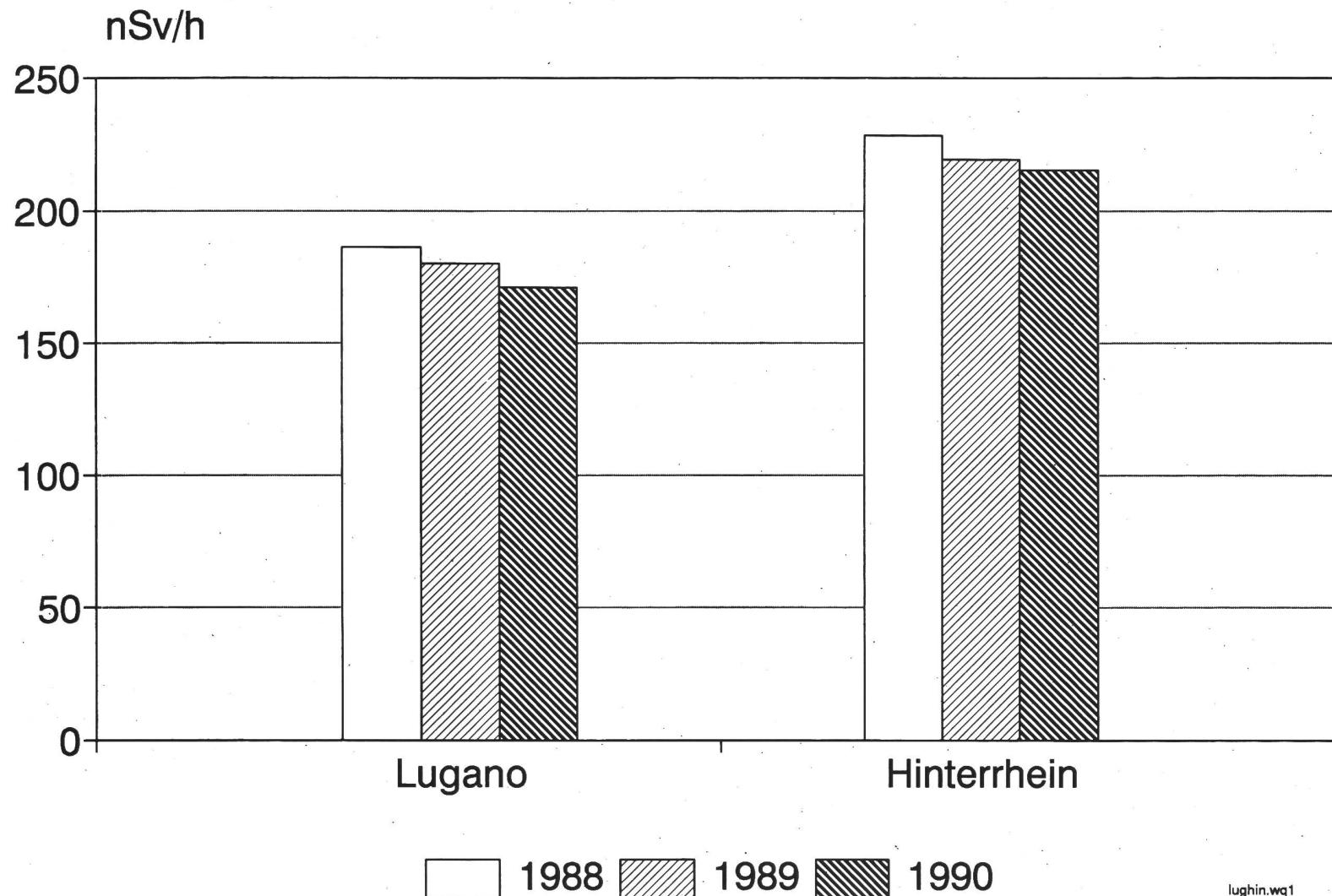


Fig. 3:

Verlauf der Erfahrungswerte für zwei ausgewählte Stationen



3.9. AERORADIOMETRISCHE AUFNAHMEN IN DER UMGEBUNG DER SCHWEIZERISCHEN KERNANLAGEN

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

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

3.9.1. Zusammenfassung

Es wird über die als Teil der Umgebungsüberwachung durchgeführten Aero-Gammaspektrometrie-Flüge in der Umgebung der Kernkraftwerke und erste Ergebnisse berichtet. Dabei wird speziell auf die Messtechnik und die Datenverarbeitung eingegangen.

3.9.2. Zweck der Messungen

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 Falls steht jedoch die Erfassung der künstlichen Radioaktivität und deren kartographische Darstellung im Massstab 1:25'000 im Vordergrund. Die Messungen gehören daher zur Umgebungsüberwachung der Kernanlagen, das Gerät soll aber auch bei Stör- und Unfällen mit Freisetzung von Radioaktivität eingesetzt werden, weshalb diese Flüge auch der Störfallvorsorge dienen. Durch Anfliegen derselben Flugrouten werden Vergleiche zwischen den jährlichen Messungen möglich ("Beweissicherung"). Aufgrund eines Vertrages mit der Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK) werden solche Messungen seit 1989 durchgeführt. Die Ergebnisse werden jährlich in Berichten niedergelegt.

3.9.3. Messverfahren

Bei der Messung wird die terrestrische Gammastrahlung, herrührend von den künstlichen und natürlichen Radionukliden im Erdboden spektrometrisch erfasst. Es geht 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 und vom Tschernobylunfall und eventuell Beiträge aus den Abgaben der Kernanlagen an die Umwelt. Während des Fluges wird jede Sekunde ein 256 Kanäle umfassendes Gammapektrum registriert und auf Magnetband festgehalten. Dies entspricht bei der durchschnittlichen Fluggeschwindigkeit von 25 m/s einem Messpunktabstand von 25 m auf der Messlinie. Die Flughöhe beträgt 100 m, der Fluglinienabstand 250 m. Die Flüge werden mit einem Ecureil-Helikopter der HELISWISS AG (Belp/BE) durchgeführt.

3.9.4. Datenverarbeitung und erste Ergebnisse

Für die Datenverarbeitung nach dem Flug sowie für die kartographische Darstellung wurde das integrierte Softwarepaket GAMERO entwickelt. Die Qualitätskontrolle der Messresultate, sowie eine erste Schnellauswertung kann bereits im 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 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"¹⁾, heranzuziehen. Da zum hochenergetischen Teil des Spektrum praktisch nur die natürlichen Nuklide beitragen, während die künstlichen eher in den niederenergetischen Teil fallen, ist die "MMGC-Ratio" ein guter Indikator für das Vorhandensein künstlicher Nuklide. Dieses Verfahren hat sich in Kanada bei der Trümmersuche nach dem Absturz eines russischen Satelliten mit einem Kernreaktor als sehr nützlich erwiesen.

Für die Kartographierung der Ergebnisse sind farbige Pixel- bzw. 3D-Darstellungen für die Spektral-Summe (Total-Counts), die "MMGC-Ratio" oder für die ausgewählten Energiefenster am geeignetsten. Für die Ergebnisse dieser Messungen in der Umgebung der KKW und des PSI und deren graphische Darstellungen sei auf die unten aufgeführten Berichte verwiesen.

1) MMGC-Ratio = Man Made Gross Counts Ratio

Literaturangaben:

- [1] G.F. Schwarz, E.E. Klingelé & L. Rybach: "Aeroradiometrische Messungen in der Umgebung der schweizerischen Kernanlagen". Bericht für das Jahr 1989 zuhanden der Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK). ETHZ, Institut für Geophysik, Dezember 1989.
- [2] Idem: Bericht für das Jahr 1990; Dezember 1990.
- [3] Georg Schwarz: "Methodische Entwicklungen zur Aerogamma-spektrometrie". Geophysik Nr. 23, Herausgeber: Schweizerische Geophysikalische Kommission. Verlag: Kümmerly & Frey AG, Geographischer Verlag, Bern, 1991.