Zeitschrift: Bericht der Eidgenössischen Kommission zur Überwachung der Radioaktivität

Herausgeber: Eidgenössische Kommission zur Überwachung der Radioaktivität

Band: 29 (1985-1986)

Heft: 1: Text

Rubrik: Die Auswirkungen des Reaktorunfalls von Tschernobyl auf die Schweiz

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: 24.08.2025

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

5. DIE AUSWIRKUNGEN DES REAKTORUNFALLES VON TSCHERNOBYL AUF DIE SCHWEIZ *)

*) Dieses Kapitel basiert teilweise auf den im Anhang II erwähnten Arbeiten und Publikationen zum Thema: Auswirkungen des Unfalles Tschernobyl auf die Schweiz.

5.1. Organisation, Mittel und Einsatz der Alarmorganisation (AO)

5.1.1. Die AO für den Schutz der Bevölkerung bei einer Gefährdung durch Radioaktivität

Als Folge der Kernwaffen-Testexplosionen wurde vom Bundesrat im Jahre 1956 die KUER geschaffen. Ihre Aufgaben wurden im Reglement vom 6. Februar 1959 umschrieben. Danach hat sie auch die vom Bundesrat zu veranlassenden Orientierungen der Bevölkerung über das Verhalten bei einer allfälligen Zunahme der Radioaktivität vorzubereiten und dem Bundesrat Antrag über Massnahmen zum Schutze der Bevölkerung im Falle erhöhter Radioaktivität zu stellen. Diese Aufgaben überstiegen, wie die KUER bald erkannte, ihre Kräfte und Mittel. Auf ihren Antrag hin wurde deshalb 1964 eine "Alarm-Organisation für den Fall erhöhter Radioaktivität" (AO) gebildet. Zweck, Aufgaben und Mittel sind in einer Verordnung des Bundesrates vom 9. September 1966 (Stand 1. Okt. 1981) umschrieben. Durch viele Verbesserungen bedingt, wurden die "alten" Strukturen der AO neuen Gegebenheiten angepasst und ein Entwurf einer "neuen" Verordnung über die AO zum Schutze der Bevölkerung bei einer Gefährdung durch Radioaktivität ausgearbeitet und dem Bundesrat am 1. Mai 1986 vorgelegt. Danach ist die Aufgabe der AO vor allem eine radiologische: Beurteilung der Lage nach einem Ereignis, ev. Empfehlungen für Präventiv-Massnahmen zum Schutze der Bevölkerung, verfolgen von Ausmass und Verlauf der Radioaktivität im ganzen Lande, Interpretation der Messergebnisse, Antragstellung an den Bundesrat für Massnahmen zum Schutze der Bevölkerung, in dringenden Fällen Empfehlungen direkt an diese. Die Information der Bevölkerung ist Sache des Eidg. Departement des Innern (EDI). Dieses arbeitet mit der Bundeskanzlei zusammen. Die Beschlussfassung des Bundesrates über diesen Entwurf wurde allerdings vertagt.

So war denn die während Tschernobyl nach diesem Entwurf tätige AO rechtlich nicht abgesichert. Die KUER hatte dabei keine Verantwortung; diese ging an die AO über. Einzelne Mitglieder und die gesamte Labor- und Mess-Organisation der KUER waren - wie vorgesehen - in der Alarmorganisation integriert.

Das leitende Organ der Alarmorganisation war die damalige Eidgenössische Kommission für AC-Schutz (KAC), die dem Eidg. Departement des Innern (EDI) unterstand. Zur Durchführung von Vorbereitungs- und Planungsaufgaben hatte sie die Sektion Ueberwachungszentrale (SUWZ) zur Verfügung.

Beim Ereignis Tschernobyl bestand die Alarmorganisation aus einer Einsatzgruppe der KAC in Bern, der Nationalen Alarmzentra-

le (NAZ) in Zürich sowie der Mess- und Labororganisation zur Feststellung der externen und internen Verstrahlungslage.

Die Einsatzgruppe KAC (EiGr KAC) leitete die Alarmorganisation und vertrat diese nach aussen. Sie gab im Einvernehmen mit dem EDI Informationen und Empfehlungen an die Bevölkerung heraus, zur gezielten Verminderung der Strahlendosen für bestimmte Bevölkerungsgruppen und informierte das EDI laufend über die Entwicklung der Verstrahlungslage.

Die NAZ ist die Fachstelle für Warnung und Alarmierung der Behörden und die Alarmierung der Bevölkerung in Friedenszeiten und im aktiven Dienst. Sie war rund um die Uhr besetzt und nahm Meldungen aus dem In- und Ausland sowie die Messresultate der gesamten Messorganisation entgegen, wertete sie aus, beurteilte sie, informierte laufend die EiGr KAC und stellte Anträge für Empfehlungen zur Verminderung der Strahlendosen.

Es kann festgestellt werden, dass die vorbereiteten und eingespielten Mittel der AO, je nach Bedürfnis der Lage eingesetzt, und Angehörige der Armee - wie vorgesehen - zum aktiven Dienst aufgeboten wurden. Die Beurteilung der radiologischen Lage geschah nach einem von der KAC 1982 genehmigten und veröffentlichten "Dosis-Massnahmen-Konzept". Dem Grundprinzip des Strahlenschutzes, die Dosen so klein wie vernünftigerweise möglich zu halten, wurde Beachtung geschenkt, indem bestimmten Bevölkerungs-Gruppen gewisse Einschränkungen im Konsum bestimmter Lebensmittel empfohlen wurden.

Die Eidg. Kommission für Strahlenschutz (EKS) hat an ihrer Plenarsitzung vom 4. Juni 1986 die Lage in Hinsicht auf Tschernobyl analysiert. Sie hat sich davon überzeugt, dass den Umständen entsprechend rasch und richtig gehandelt wurde. Es bildeten zeitgerechte, umfangreiche und zuverlässige Messungen die Grundlage für die Anwendung des "Dosis-Massnahmen-Konzeptes" der AO. In einer Stellungnahme von Fachleuten der Schweiz vom 21. Mai 1986 wurden die möglichen gesundheitlichen Risiken einer zusätzlichen, mittleren Bevölkerungs-Dosis von 5 mSv erörtert. Danach sind kaum gesundheitliche Beeinträchtigungen zu erwarten, sicher keine, die statistisch nachweisbar wären.

Will man den Schutz der Bevölkerung bei einem radiologischen Ereignis sicherstellen, sind dafür Dosis-Richtwerte festzusetzen, wie das in der Schweiz geschehen ist. Wünschbar wäre eine internationale Vereinheitlichung der Werte. Richtwerte für Aktivitäts-Konzentrationen in Nahrungsmitteln müssen aus dem Dosis-Konzept abgeleitet werden. Diese Werte können aber nur unter Berücksichtigung der aktuellen Situation (Unfall-Gemisch, Essgewohnheiten, Jahreszeit, etc.) von Fall zu Fall festgelegt werden.

Abschliessend kann gesagt werden, dass man sich in der Schweiz beim Ereignis Tschernobyl auf eine vorbereitete Alarm- und Messorganisation abstützen konnte. Selbstverständlich müssen aus den gemachten Erfahrungen die notwendigen Lehren gezogen werden. So gilt es zum Einen, den geplanten Aufbau der Mess- und Alarmorganisation zu vollenden und wo nötig, zu verbessern (z.B. NADAM; AC-Laboratorien der Armee; Zusammenarbeit mit den Kantonen; Aus-

werte-Möglichkeiten; etc.). Andererseits muss die Führung auf Bundesebene und die Information auf allen Stufen verbessert werden. Dies wird mit der Verordnung über die Einsatz-Organisation bei erhöhter Radioaktivität vom 15. April 1987 angestrebt.

Aufgrund der vom Bundesrat 1986 ergriffenen Initiative zur internationalen Harmonisierung von Interventionswerten bei grenzüberschreitender Verstrahlung hat im November 1987 am Sitz der Weltgesundheitsorganisation (WHO) in Genf ein Expertentreffen stattgefunden. Die Teilnehmer behandelten einen ausführlichen Bericht der WHO über Empfehlungen und Massnahmen, die bei einem künftigen Nuklearunfall Unsicherheiten verhindern sollen. Sie kamen zum Schluss, dass im Nahrungsmittelsektor eine unfallbedingte Dosis von 5 mSv im ersten Jahr nach einem Unfall eine sinnvolle Berechnungsgrundlage ist. Länder, die vom Ausfall wenig betroffen sind, d.h. insbesondere jene, die vom Unfall weit entfernt sind, können es als wünschbar erachten, tiefere Dosisrichtwerte zu gebrauchen. Aufgrund dieser Dosiswerte können dann, je nach dem Speisezettel und den Aktivitäten in den Nahrungsmitteln in der betroffenen Region, die abgeleiteten Radioaktivitäts-Interventionswerte in den Lebensmitteln festgelegt werden. Das WHO-Konzept entspricht somit weitgehend dem von der Schweiz 1986 angewandten Dosismassnahmenkonzept.

5.1.2. Messorganisation (Fig. 1.1.)

Für die Feststellung der Gefährdung durch Einnahme verstrahlter Lebens- und Futtermittel, bzw. Trinkwasser (interne Verstrahlung), stützte sich die NAZ/Einsatzgruppe KAC vor allem auf die Messresultate der Speziallabors der Abt. Strahlenüberwachung am EIR, auf das kantonale Laboratorium Basel-Stadt, das AC-Labor der Armee zusammen mit dem A-Labor 86 in Spiez, das Labor der EAWAG in Dübendorf, das Labor IRA/IER von ETH und Universität Lausanne und das Labor Fribourg der KUER. Zwischen diesen gut ausgerüsteten Labors (u.a. mit hochauflösenden Ge- und Ge(Li)-Detektoren sowie NaJ-Kristallen zur Messung der Gammaspektren) und der KAC waren Vereinbarungen (z.T. noch in Entwürfen vorliegend) zur Probenahme, Aufbereitung und Messung der Proben und zur Uebermittlung der Messresultate an die NAZ abgeschlossen worden. Auch wenn die Probenahme nicht immer problemlos funktionierte und zeitweise Engpässe bei der Messung auftraten, standen doch genügend Resultate für eine zeitgerechte Beurteilung im Hinblick auf den Strahlenschutz der Bevölkerung zur Verfügung. Vor allem in der Anfangsphase der Verstrahlung führten die Speziallabors gemäss vorbereiteten Plänen ihre Messungen selbständig durch.

Ab Juni 1986 waren 3 weitere Labors im Einsatz, die mit den vorgesehenen NaJ-Messplätzen der Armee ausgerüstet wurden. Es sind dies das Dip. dell'Ambiente in Bellinzona, das kantonale Laboratorium Graubünden und das Gewässerschutz-Labor des Kantons Bern. Im Verlauf des Herbstes 1986 hat auch das kantonale Laboratorium Bern einen Ge-Messplatz eingerichtet. Alle für die Untersuchungen verwendeten Geräte und Messverfahren entsprechen dem aktuellen Stand von Wissenschaft und Technik, waren kalibriert und wurden von erfahrenen Fachleuten eingesetzt. Zur Kontrolle der Labors wurden auch Vergleichsanalysen durchgeführt; diese ergaben keine ins Gewicht fallende Diskrepanzen.

Die Koordination der Messungen sowie die Sammlung und Bewertung der Resultate erfolgte durch die NAZ in Zürich. Die Ergebnisse der Labors wurden vorwiegend per TELEFAX an die NAZ übermittelt. Die Probenahmen erfolgten z.T. durch die Labors selbst, zum grösseren Teil aber im Auftrag der NAZ durch kantonale Stellen (Lebensmittelinspektoren, ZVSM, Ortsexperten, Kantonstierärzte, Fleischschauer, Jagd- und Fischereiaufseher etc.) sowie durch Bundesstellen (BVET, FAC, FAM, etc.). Die Probenahme- und Messstellen im Kanton Tessin, sowie die einzelnen Bezirke sind aus Fig. 5.1.b ersichtlich.

Von Mai 86 bis Mai 87 wurden insgesamt gegen 20'000 Proben auf Radioaktivität untersucht, worunter zahlreiche Proben von importierten Lebensmitteln (Messung vorwiegend durch das EIR). Die Organisation der Probenahmen und Messungen, die zentrale Sammlung und Bewertung der Resultate und die Zusammenarbeit aller beteiligten Stellen funktionierte recht gut.

Zur Ermittlung der Verstrahlungslage wurden folgende Mittel eingesetzt:

- Frühwarnposten und Regensammler (Fig. 1.1.a)

  Sechs Frühwarnposten sind entlang der Landesgrenze aufgestellt. Sie sind mit einem Luftfiltergerät ausgerüstet, das Aerosolteilchen aus der Luft sammelt und laufend deren Gesamt-β-Aktivität bestimmt. Bei Ueberschreiten eines (vorgewählten) Aktivitätspegels wird ein Alarm ausgelöst, der vom Betreuungspersonal an das Labor Fribourg der KUER und an das Pikett der SUWZ weitergeleitet wird.

  Seit einiger Zeit wird geprüft, wie diese Geräte modernisiert (automatisiert) werden können, um die Messwerte ebenfalls automatisch fernübertragen zu können.

  7 weitere Stationen, teilweise ohne automatischen Alarm, befinden sich auf dem Jungfraujoch, bei der SMA in Zürich, in Fribourg, beim EIR und bei den KKW Mühleberg, Gösgen und Leibstadt.

  Die Aerosolfilter dieser Stationen werden (manuell) in der Regel wöchentlich, bei Bedarf auch täglich, ausgewechselt und in einem Labor gamma-spektroskopisch untersucht.

  Zudem betreibt die KUER in der Schweiz 7 Regensammler-Stationen zur Erfassung der Radioaktivität der Niederschläge. Die Proben werden wöchentlich auf Gesamt-β- und Tritium-Aktivität untersucht. Bei Bedarf wird auch das Gamma-Spektrum gemessen.

- NADAM (Fig. 5.1.)

  Dieses dauernd messende Ueberwachungs- und Alarmnetz ist in Kap. 2.1 beschrieben. Es befand sich 1986 noch im Aufbau. Einsatzfähig waren im Mai 12 Stationen (davon 8 in der Westschweiz). Bei Ueberschreiten eines einstellbaren Pegels (gegenwärtig 1 μSv/h) wird ein Alarm ausgelöst, der an das Pikett der SUWZ weitergeleitet wird.

- Atomwarnposten

111 Atomwarnposten (AWP) sind über das ganze Gebiet der Schweiz verteilt. Sie werden von Polizeiposten, den SBB, sowie dem Festungs- und Grenzwachkorps bedient. Zur Messung einer Geländeverstrahlung sind sie mit dem Spürgerät A73 ausgerüstet, das auch vom Zivilschutz und der Armee verwendet wird. Im Falle einer Gefährdung durch Radioaktivität werden die AWP vom Pikett SUWZ aktiviert. Da das A73-Spürgerät für einen Dosisbereich ab 10 µSv/h ausgelegt ist, der bei Tschernobyl nicht erreicht wurde, unterblieb der Einsatz der AWP.

- Messwagen

Das Eidg. Institut für Reaktorforschung (EIR), die Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK), beide in Würenlingen, das Labor Fribourg der KUER und das Institut de Radiophysique appliquée (IRA) in Lausanne verfügen je über ein Fahrzeug, das mit den notwendigen Mess- und Probenahmeeinrichtungen für den Einsatz bei Unfällen mit Radioaktivität ausgerüstet ist. Sie konnten beim Unfall Tschernobyl verzugslos eingesetzt werden, um rasch eine Uebersicht über die Geländeverstrahlung in der Schweiz zu gewinnen. Deren zeitlicher Verlauf wurde vor allem in den stärker verstrahlten Gebieten verfolgt. Es sind weitere Messwagen durch das BAG ausgerüstet und eingesetzt worden.

- Messorganisation Intern (Fig. 5.3.)

Für die Feststellung der Gefährdung durch Einnahme von verstrahlten Lebens- oder Futtermitteln, bzw. Trink- oder Tränkewasser stützte sich die EiGr KAC auf Speziallaboratorien, welche bereits im Normalfall solche Messungen vornehmen. Im Auftrag der HSK waren auch die Laboratorien der KKW, wie vorgesehen, an den Messungen beteiligt. Seit 1987 sind die AC-Laboratorien der Armee neu ausgerüstet und z.T. bei den kantonalen Laboratorien einsatzbereit.

- Einsatz von Mitteln der Armee

Das Eidg. Militärdepartement stellt im Einvernehmen mit der KAC der Alarmorganisation bei einer Gefährdung durch Radioaktivität in Friedenszeiten weitere militärische Mittel zur Verfügung.

Auf Antrag der EiGr KAC kamen neben dem Armeestabsteil (Astt) NAZ folgende Mittel zum Einsatz:

- AC Schutzoffiziere (Unterstützung der NAZ)
- AC Schutzspezialisten (Unterstützung der zivilen Labors)
- Teile des Alab 86
- Spürhelikopter

5.2. Zeitlicher Ablauf der Ereignisse

5.2.1. Ereignisse im KKW Tschernobyl (Fig. 5.2.)

Der Standort Tschernobyl liegt in der Ukraine, etwa 120 km nördlich von Kiev. Es handelte sich bei der zerstörten Anlage um einen Siedewasserreaktor mit Graphitmoderator vom Typ RBMK-1000, mit einer elektrischen Leistung von 1000 MW. Am Standort Tschernobyl stehen 4 Reaktorblöcke, von denen der Block 4 (Inbetriebnahme 1984) betroffen war.

Infolge einer Leistungsexkursion im Zusammenhang mit Experimenten kam es am 26.4.86 um 01.24h Ortszeit zu einer explosionsartigen Freisetzung von Wasserdampf, was zur weitgehenden Zerstörung des Reaktors, der kein Containment besass, und zur Beschädigung des Reaktorgebäudes führte. Die einsetzende Luftzufuhr ermöglichte einen Graphitbrand, der erst nach einigen Tagen durch Bedecken des Reaktors mit verschiedenen Materialien (Sand, Ton, Dolomit, Kalkstein, einer Borverbindung und Blei) und Zufuhr von Stickstoff gelöscht werden konnte. Bei einem Reaktor-Unfall entweichen mit steigender Temperatur aus dem Aktivitäts-Inventar mit seinen zahlreichen Radionukliden vorerst die Edelgase, dann die leichter-flüchtigen Elemente, wie Jod und Caesium, erst nachher das schwerer-flüchtige Strontium bis hin zum Plutonium, dessen Verdampfungstemperatur bei 3200^{0}C liegt. Es ist deshalb wichtig das Unfall-Gemisch auf hochtoxische Isotope (z.B. Alpha-Strahler) zu untersuchen. Aufgrund der Temperatur wurden die radioaktiven Stoffe in grosse Höhen gebracht und durch Luftströmungen weiträumig verteilt. Insgesamt wurden in der Zeit vom 26. April bis zum 6. Mai alle radioaktiven Edelgase an die Atmosphäre freigesetzt, von Jod und Caesium ca. 10-20%, von den übrigen Spaltprodukten etwa 3% des Gesamtinventars (vgl. Fig. 5.2.) (nach [T2]).

Es ist ausserordentlich zu bedauern, dass während des Unfallgeschehens aus Russland keine Angaben über Ausmass und zeitlichen Verlauf der Aktivitätsabgaben erhältlich waren.

5.2.2. Verstrahlungslage in Europa

Die Ausbreitung der Radioaktivität wurde wesentlich von der Wettersituation (Windrichtung und Windgeschwindigkeit) bestimmt. Während der 10 Tage dauernden Freisetzung hat sich diese geändert, weshalb die Verstrahlung der Luft in Europa zeitlich und örtlich variabel war. Wieviel auf dem Boden abgelagert wurde, hing dabei wesentlich davon ab, ob es beim Durchgang der radioaktiven Wolke regnete, was die Situation bezüglich Bodenkontamination noch komplexer machte.

Die trockene Ablagerung war in Mitteleuropa rund 5-10 mal kleiner als die Deposition durch Regen.

Die Ortsdosisleistung vermittelt ein Bild über die externe Bestrahlung und indirekt über die gesamten Ablagerungen. Sie wird üblicherweise 1 m über Boden gemessen und ist vorwiegend durch die Ablagerung auf dem Erdboden bedingt.

Am meisten betroffen durch Caesium-137-Ablagerungen auf dem Erdboden in Mitteleuropa waren Süddeutschland, mittlere Teile von Oesterreich, die Ost- und Südschweiz, sowie Gebiete im nördlichen und mittleren Teil von Italien.

5.2.3. Entwicklung der Verstrahlungslage in der Schweiz

Der Unfall wurde am 28. April 1986 abends in den Medien bekannt gegeben, als aus Skandinavien erhöhte Radioaktivität in der Luft gemeldet wurde. Eine erste Beurteilung der aktuellen Wettersituation durch die Schweiz. Meteorologische Anstalt (SMA) liess für die Schweiz für die nachfolgenden Tage keine Auswirkungen befürchten; trotzdem wurde die Sektion Ueberwachungszentrale aufgeboten.

Die NADAM-Sonden zeigten auch am Dienstag, 29. April, noch keine Erhöhung der Radioaktivität. Die Frühwarnposten wurden auf erhöhte Alarmbereitschaft gesetzt und ein Filter-Wechsel auf Mittwoch angeordnet. Eine tel. Umfrage bei den Frühwarnposten Stein, Weissfluhjoch und Romanshorn ergab noch keine erhöhten Messwerte. Eine Anfrage beim Lagezentrum des Innenministeriums in Bonn zeigte für das Gebiet der Bundesrepublik das gleiche Bild, ebenso eine Anfrage in Oesterreich.

Am Mittwochmorgen, den 30. April, meldete der Frühwarnposten Weissfluhjoch einen leichten Anstieg der Messwerte während der Nacht. Ein markanterer Anstieg wurde noch im Verlaufe des Morgens gemessen, der dann um 12.30 Uhr zum Erreichen der Alarmschwelle führte. Der Frühwarnposten Romanshorn meldete gleichzeitig jedoch nur einen unbedeutenden Anstieg der Luftaktivität und der Frühwarnposten Morges überhaupt noch keinen. Schon gegen 10.00 Uhr zeigten die Dosisleistungs-Messgeräte bei den Kernkraftwerken Beznau und Leibstadt sowie beim Eidg. Insitut für Reaktorforschung (EIR) in Würenlingen einen Anstieg der Dosisleistung auf das Dreifache des natürlichen Untergrundes an. Zwischen 11.00 und 13.00 Uhr stiegen die Messwerte an den NADAM-Stationen in Zürich-SMA, Luzern, Engelberg und Altdorf um das zwei- bis vierfache an.

Die im Verlauf des Mittwochs, 30.4.86 in der Zentral-, Nordwest- und Nordostschweiz einsetzenden Regenschauer führten zum Auswawaschen der Aktivität in der Luft und somit zum Anstieg der Ortsdosisleistung. In grossen Teilen des Mittellandes, der Westschweiz, des Wallis und des Tessin wurden zu diesem Zeitpunkt noch keine Niederschläge registriert. Es kam in diesen Gegenden daher am 30.4.86 zu einer wesentlich kleineren Ablagerung radioaktiver Stoffe am Boden. Als Folge der ab dem 3. Mai einsetzenden Niederschläge im Tessin, in Südbünden und im Waadtländer Jura wurden auch in diesen Gebieten erhöhte Radioaktivitätswerte registriert. Die am 30. April und 1. Mai betroffenen Gebiete der Nordwest-, Nordost- und Zentralschweiz blieben von weiteren Niederschlägen verschont, so dass hier kein Anstieg der Radioaktivität mehr registriert wurde.

Bis zum 10. Mai 1986 war bei Niederschlägen mit einem Auswaschen von radioaktiven Nukliden aus der Luft zu rechnen. Ab diesem Zeitpunkt befanden sich keine nennenswerten Aktivitätsmengen mehr in der Luft, so dass weitere Niederschläge die Bodenverstrahlung nicht erhöhten.

5.2.4. Zeitlicher Ablauf des Einsatzes der Alarmorganisation

In der ersten Phase (28.4.-2.5.86) operierte die Organisation unter dem Präsidenten der KAC und mit der SUWZ als Einsatz- und Koordinationsstelle. Am 30. April fand ein erster Rapport im EDI statt. Am 1. Mai waren drei Messwagen im Einsatz und die Messorganisation nahm ihre Arbeit auf.

In der zweiten Phase (2.5.-6.6.86), nachdem die Einsatzgruppe der KAC einberufen und die Nationale Alarmzentrale am 2. Mai aufgeboten worden war, kam die ganze Alarmorganisation zum Tragen.

In Zusammenarbeit mit dem Eidg. Departement des Innern, den beteiligten Bundesstellen und den Kantonen beurteilte die Einsatzgruppe der KAC laufend die Lage, traf die wichtigen Entscheide über Empfehlungen und bereitete die Pressemitteilungen zuhanden des Informationsdienstes EDI vor. Eine weitergehende Orientierung an die Kantone erfolgte durch die NAZ anfangs täglich. Die NAZ koordinierte die Messorganisation, wertete die Messresultate aus, beurteilte sie und stellte der Einsatzgruppe KAC Anträge. Dabei standen für die Dosisberechnung computergestützte Rechenmodelle zur Verfügung.

Da in der Anfangsphase an allen Messposten der Schweiz erhöhte Radioaktivitätskonzentrationen in der Luft gemessen wurden und sich die Situation infolge Niederschläge rasch änderte, wurden zusätzliche Messwagen des BAG, EIR und der HSK zur Messung der Dosisleistung und für Probenerhebungen eingesetzt. In erster Priorität wurde in jenen Gebieten gemessen, in denen aufgrund der Niederschläge mit erhöhter Radioaktivität zu rechnen war. Im Sinne einer Kontrollmessung aber auch dort wo keine Niederschläge gefallen waren.

Bis zum 15. Mai wurden Messfahrten bzw. Messflüge mit tragbaren Dosisleistungsmessgeräten grundsätzlich auf dem ganzen Gebiet der Schweiz durchgeführt (Fig. 5.9.), ab diesem Zeitpunkt im Prinzip nur noch in jenen Gebieten, in denen die Ortsdosisleistung noch nicht unter 200 nSv/h gefallen war. Weil auch der Jodbeitrag zur externen Strahlung nicht mehr von Bedeutung war und die Radioaktivität nun langsamer abnahm, konnte von der täglichen Messung auf eine wöchentliche übergegangen werden. Aufgrund von Pressemeldungen am 17. Mai über eine erneute (nicht bestätigte) Zunahme der Radioaktivität in Oberitalien, im Gebiet von Como, wurden weitere Messfahrten im Tessin vorgenommen, die keine zusätzliche Erhöhung zeigten.

In der Zeit vom 1. Mai bis zum 2. Juni 1986 wurden 62 Messfahrten durchgeführt.

Helikopterflüge waren eine wertvolle Ergänzung zu den Messfahrten. Sie ermöglichten die zeitgerechte Erfassung der Ortsdosen aus Gebieten, die durch die Messwagen nur mit Verzögerung hätten erreicht werden können.

Die Probenahme von Lebens- und Futtermitteln, von Wasser, Boden etc. erfolgte anfangs durch die Messwagen und Speziallaboratorien, später vorwiegend durch kantonale Stellen (kant. Labora-

torium, Lebensmittelinspektoren, Ortsexperten, Kantonstierärzte, Fleischschauer, Jagd- und Fischereiaufseher etc.) und durch Bundesstellen. Die Probenahmepläne wurden direkt von der NAZ z.T. auch der EiGr KAC mit den Speziallabors und den Probenahme-Stellen abgesprochen. Die anschliessende Messung der Proben in den Laboratorien und die Uebermittlung der Resultate an die NAZ klappte trotz einigen Engpässen recht gut. In der NAZ wurden alle eingehenden Messresultate gesammelt und ausgewertet.

Anfangs Juni hatte sich die Verstrahlungslage in der Schweiz soweit normalisiert, dass die Einsatzgruppe der KAC und die NAZ am 6. Juni durch Bundesratsbeschluss von ihren Aufgaben entbunden werden konnten. Ebenso wurden die aufgebotenen Angehörigen der Armee entlassen.

Die "Gesamtleitung Tschernobyl" wurde für diese dritte Phase (ab. 9.6.86) dem Bundesamt für Gesundheitswesen übertragen. Eine Beratergruppe der KAC stand der Gesamtleitung zur Verfügung. Die Aufgaben der NAZ wurden ab diesem Zeitpunkt wieder von der SUWZ wahrgenommen.

Im Verlauf dieser dritten Phase haben sich die Prioritäten für die Messorganisation verlagert. Da die externe Dosisleistung fast in der ganzen Schweiz praktisch wieder auf normale Werte zurückgegangen war, hat sich der Einsatz von Messwagen erübrigt. Im Vordergrund standen in den Monaten Juni/Juli Messungen von langlebigen Isotopen (insbesondere Caesium) in Nahrungsmitteln. Auch Futtermittel wurden überwacht und Nahrungsmitteleinfuhren stichprobenweise überprüft. Wöchentlich wurden etwa 300 Proben analysiert.

Auch Messergebnisse vom Winter 1986/87 sind in diesem Bericht noch mitverarbeitet. Die Untersuchungen der Radioaktivität von Umwelt und Nahrung liefen bis Ende 1987 unter Koordination durch die "Gesamtleitung Tschernobyl" weiter. Das BAG sorgt inskünftig für die Bewältigung der langfristigen Auswirkungen des Reaktorunfalles Tschernobyl. Weitere Messungen der Radioaktivität bilden einen Teil des Ueberwachungsprogrammes der KUER.

5.3. Nuklidverteilung und Darstellung der Resultate

(Fig. 5.4., 5.5.)

5.3.1. Nuklidverteilung

Die Nuklide, die beim Reaktorbrand Tschernobyl freigesetzt wurden, und der auf das Gesamtinventar bezogene Anteil der freigesetzten Nuklide ist in Fig. 5.2. zusammengestellt. Da die aerosolgebundenen Nuklide unterschiedlich auf verschieden grosse Aerosole verteilt waren, erfolgte entlang der Bahn der radioaktiven Wolke eine fraktionierte Ablagerung, indem grobe Aerosole vorwiegend in der näheren Umgebung von Tschernobyl abgelagert wurden. Das hatte zur Folge, dass die Nuklidverteilung der Wolke beim Erreichen der Schweiz nicht mehr dieselbe war, wie am Entstehungsort. Eine weitere Fraktionierung ist bei der Ablagerung auf Boden und Pflanzen sowie beim Uebergang in die Nahrung (Pflanzen, Milch und Fleisch) zu beobachten.

Einige Beispiele der Nuklidverteilungen in verschiedenen Proben (bezogen auf Caesium-137) sind in Fig. 5.4.a graphisch aufgetragen. In Fig. 5.4.b ist anhand einer Gemüseprobe der Vergleich zwischen der Aktivitätsverteilung und der Dosisverteilung durch Ingestion auf die einzelnen Nuklide dargestellt. Es ist klar erkennbar, dass Jod-131 und die beiden Caesium-Nuklide die grössten Dosisbeiträge lieferten.

Da das elementare Jod (J_2) auf den verwendeten Aerosolfiltern nicht quantitativ abgeschieden wird (sie halten nur das aerosolgebundene Jod vollständig zurück), kann der Gesamt-Jod-Anteil nur abgeschätzt werden. Zeitkorrigiert auf den 1. Mai ergab sich in Luftfiltern ein Verhältnis Jod-131 zu Caesium-137 von 3,2, in Niederschlagsproben ein solches von 11 (vgl. Fig. 5.4.a). Geht man davon aus, dass in den Regenproben das gesamte Jod (d.h. elementares und aerosolgebundenes) vorhanden ist, so kann das Verhältnis von Gesamt-Jod zu aerosolgebundenem Jod von 3,4 hergeleitet werden. Auch Messungen aus Deutschland zeigten ein Verhältnis von einem Faktor 3 zwischen gesamtem Jod und aerosolgebundenem Jod in der Luft.

An ausgewählten Proben wurde das Verhältnis Caesium-134/Caesium-137 bestimmt (vgl. Fig. 5.5.a). Dessen zeitlicher Verlauf folgt genau dem aufgrund der unterschiedlichen Halbwertszeiten zu erwartenden (Cs-137: 30 Jahre, Cs-134: 753 Tage), d.h. das Anfangs Mai 1986 bestimmte Verhältnis von 0,53 nimmt ungefähr mit der HWZ von Caesium-134 ab.

Aus den Messungen der Luftfilter wurden auch die Verhältnisse von Lanthan-140 zu Barium-140 sowie von Jod-132 zu Tellur-132 bestimmt und als Funktion der Zeit graphisch aufgetragen. In beiden Fällen handelt es sich um Mutter-Tochter-Verhältnisse, die asymptotisch gegen einen Gleichgewichtswert gehen. [Ba-140 (12,79 Tage) → La-140 (40,22 Stunden) und Te-132 (77,7 Stunden) → J-132 (2,3 Stunden)]. Da in beiden Fällen die Töchternuklide kürzere Halbwertszeiten haben als die Mutternuklide, geht das Aktivitätsverhältnis im Gleichgewicht gegen den Wert 1,15 für Lanthan-140/Barium-140 bzw. 1,03 für Jod-132/Tellur-132. Da beim Jod-132 ein Anteil des elementaren Jod nicht auf den Filtern abgeschieden wird, ist der gemessene Gleichgewichtswert für das Verhältnis Jod-132/Tellur-132 mit 0,78 etwas tiefer als der berechnete Wert (vgl. Fig. 5.5.b und c).

5.3.2. Darstellung der Resultate

Bei der Darstellung der grossen Anzahl der in der Schweiz nach dem Unfall Tschernobyl erhobenen und untersuchten Proben (ca. 20'000 von Mai 1986 bis Mai 1987) ergab sich das Problem, wie diese Daten graphisch zusammenfassend dargestellt werden können, ohne deren Aussagekraft durch die Willkür einer Auswahl zu verfälschen. Die Schweiz wurde in vier Regionen eingeteilt (Tessin, Ostschweiz, Nord- und Zentralschweiz, sowie Westschweiz) und die Daten wurden monatsweise gruppiert (wobei für Mai und Juni teilweise auch Intervalle von halben Monaten gewählt wurden). Da die Darstellung ohne eine regionale und zeitliche Mittelung praktisch nicht möglich ist, auf der andern Seite die Daten z.T. einen recht grossen Streubereich aufweisen und vielfach nicht normal-verteilt sind, ist eine alleinige Angabe des Mittelwertes

nicht sinnvoll. Wenn allerdings nur der Streubereich (bzw. der Wertebereich) aufgetragen wird, sind Tendenzen nur schlecht ersichtlich. Es wurden daher (ausser bei der Darstellung von Einzelmesserien) zwei Darstellungsarten gewählt: Waren nur wenig Werte vorhanden, wurde (auf logarithmischer Skala) der Wertebereich (Minimum bis Maximum) durch einen Balken dargestellt mit dem arithmetischen Mittelwert als Querstrich und einem schraffierten Bereich für die einfache Standardabweichung. Wenn mehr Werte vorhanden waren, wurde (ebenfalls auf logarithmischer Skala) eine Häufigkeitsverteilung dargestellt, wobei eine logarithmische Klassenaufteilung mit einer Drittelung der Dekade gewählt wurde (Fig. 5.11.). Auch bei dieser Art der Darstellung wurde der arithmetische Mittelwert eingetragen. Auf diese Weise lassen sich auch sehr heterogene Datengruppen so darstellen, dass Trends erkennbar bleiben und Vergleiche anhand der graphischen Darstellungen möglich sind. Für gewisse Auswertungen z.B. für Dosisabschätzungen sind lineare Darstellungen der Resultate anschaulicher und erleichtern die Interpretation.

5.3.3. Variationsbreite der Resultate

Wenn Radioaktivitäts-Messungen im normalen Arbeitsrythmus erfolgen, geschieht die Probenahme und -Aufbereitung nach einem festgelegten Plan. Die Proben werden stets nach demselben Schema von geschulten Mitarbeitern erhoben. Auch dann ist es nicht einfach, repräsentative Proben zu erheben. Messresultate vergleichbarer Proben zeigen Streubreiten, die oft grösser sind, als man sie aufgrund des Analyseverfahrens allein erwarten würde, da Aktivitäts-Werte gleicher Proben lokal stark verschieden sein können. Die Tschernobyl-Aktivität, die auch in der Luft nicht homogen verteilt war, wurde in der Schweiz vorwiegend durch die Niederschläge deponiert, die lokal sehr verschieden ergiebig waren. Die grosse Zahl der Proben durch viele Probenehmer hat die Einheitlichkeit der Probenahmeverfahren auch nicht gefördert (hohes Gras - niedrigeres Gras - grosse und kleine Spinat-Blätter und Salat-Köpfe usw.). Sodann wurden viele Proben zur Messung nicht einheitlich verarbeitet, z.B. roh, statt essbereit, wie vorgeschrieben. Deshalb ergab sich eine relativ grosse Streubreite bei den Aktivitäten beispielsweise beim Gemüse. Wenn aber für die Dosis-Berechnung die jeweils höchsten Werte berücksichtigt wurden, war man auf der "sicheren Seite" der Dosis-Ermittlung. Trotz dieser Unvollkommenheiten und Unsicherheiten, darf behauptet werden, dass die Dosisangaben in diesem Bericht recht zuverlässig sind, allerdings eher obere Grenzwerte darstellen. Da in Zukunft durch die Zuteilung der 30 AC-Laboratorien der Armee an die Kantone die Probenahme durch diese zu erfolgen hat, muss ihr mehr Aufmerksamkeit geschenkt werden; denn die Qualität der Messwerte kann nicht besser sein als die Qualität der Probenahme.

5.4. Messung der externen Verstrahlung

5.4.1. Luft (Fig. 5.6., 5.7.)

Die Radioaktivität der Luft wird an 12 Stationen durch Aerosolfilter überwacht, die normalerweise wöchentlich, anfangs Mai jedoch täglich, gewechselt und gammaspektroskopisch analysiert

wurden. Die radioaktiven Luftmassen erreichten die Schweiz von Osten her, sodass die Station Weissfluhjoch/Davos bereits in den ersten Stunden des 30.4.86 eine Erhöhung zeigte, die weiter westlich liegenden Stationen erst im Verlauf des Tages, z.B. Fribourg erst ab 15.00h.

Die Radioaktivität der Luft erreichte bereits am 1. Mai ihr Maximum und nahm nachher schnell wieder ab. Da die radioaktiven Luftmassen, welche mit der Tschernobyl-Aktivität die ganze Schweiz überstrichen, offenbar relativ gut durchmischt waren, wiesen die Konzentrationen an den einzelnen Stationen über die erste Mai-Woche keine wesentlichen Unterschiede zueinander auf. Auf den Filtern der Stationen wird nur das aerosolgebundene Jod-131 quantitativ zurückgehalten, nicht aber das gasförmige Jod (J_2). Um die Werte für das gesamte Jod zu erhalten, sind die angegebenen Messwerte mit einem Faktor 3 zu multiplizieren. Die Aktivität der Luft nahm in der Folge rasch wieder ab; bereits nach einer Woche waren die Werte auf etwa 1/100 zurückgegangen. Der Vergleich zwischen den einzelnen Stationen kann am besten anhand der integralen Luftaktivität für den Zeitraum 28.4.-8.5.86 (Fig. 5.6.) durchgeführt werden.

Der zeitliche Verlauf der Radioaktivität der Luft ist graphisch aufgetragen: für die erste Mai-Woche (Fig. 5.7.a), für die Monate Mai-Juni (Fig. 5.7.b) sowie als Uebersicht über das ganze Jahr (Fig. 5.7.c).

Zeitkorrigiert auf den 30. April 12.00h ergeben sich für alle Filter vom 30.4.-8.5.86 folgende relative mittlere Aktivitätskonzentrationen der einzelnen Nuklide:

Isotop	**HWZ**	**rel. Aktivität bez. auf Cs-137** (±1 σ)
Mo- 99	2,78 d	0,80±0,20
Te-132	3,25 d	8,6 ±1,9
J -132	0,095 d	6,5 ±1,4
J -131 *)	8,04 d	3,5 ±1,5
Ba-140	12,8 d	0,60±0,30
Ce-141	32,5 d	0,04±0,02
Ru-103	39,6 d	1,9 ±0,4
Cs-137	30 a	1
Cs-134	2,1 a	0,52±0,03
Sr- 90	28 a	0,006
Sr- 89	50,5 d	0,13

---

*) nur aerosolgebundenes Jod; das gesamte Jod dürfte etwa 3 mal höher sein (siehe Seite 5.10)

Plutonium-Bestimmungen an Luftfiltern wurden am EIR und am AC-Labor Spiez durchgeführt; sie ergaben keine messbare Erhöhung der Gesamt-Alpha-Aktivität (weniger als 0,2 mBq/m^3 pro Nuklid). Die Dosen durch diese Alpha-Strahler sind daher bedeutungslos.

Mit verfeinerten Methoden und längeren Messzeiten konnten auf Luftfiltern einzelne alpha-strahlende "heisse Teilchen" isoliert werden, deren Hauptaktivität vor allem aus Curium-242 bestand.

Bei der Freisetzung am Unfallreaktor betrug das Plutonium-239/ Caesium-137-Verhältnis nach russischen Angaben: 0,06%, dasjenige der Aktiniden, Plutonium-238, -239, -240, -241, -242 und Curium-242 zu Caesium-137: 14%.

Messungen der Ablagerungen, die von H. Hötzl, G. Rosner und R. Winkler in Neuherberg bei München durchgeführt worden sind (Actinide Nuclides in Environmental Air and Precipitation Samples after the Chernobyl Accident; ICRM-Meeting, 10.-12. Juni 1987 in Würenlingen), ergaben für Plutonium-239 und -240: 51 mBq/m^2 (Caesium-137: 19200 Bq/m^2), was ein Plutonium/Caesium-Verhältnis von 0,00026% ergibt. Alle Plutonium-Nuklide zusammen ergaben etwa den doppelten Wert. Der Vor-Tschernobyl-Anteil des Plutoniums im Erdboden (herrührend von den Kernwaffenversuchen der 60er-Jahre in der Atmosphäre) beträgt etwa 110 Bq/m^2; der Tschernobyl-Unfall hat somit den Plutonium-239- und -240-Gehalt des Bodens in Mitteleuropa um 0,05% erhöht. Für alle Uran-Nuklide -234, -237 und -238 ergaben die Messungen in Neuherberg ein Verhältnis zu Caesium-137 bei der Bodenablagerung von 0,14%; für die Aktiniden Plutonium-238, -239, -240 und Curium-242 zusammen ein solches von 0,004%.

Offenbar waren Aktiniden (wie übrigens auch das Strontium) vorwiegend an gröbere Aerosolteilchen angelagert, die sich vermehrt in der näheren Umgebung des Unfallreaktors abgelagert haben. Die Ablagerungen von Alpha-Strahlern nach Tschernobyl waren in Mitteleuropa somit klein im Vergleich zu jenen des früheren Atombombenfallout und die dadurch verursachten Dosen sind unbedeutend.

Anfangs Mai wurde an sieben Luftproben von Bern (in Zusammenarbeit zwischen der Universität Bern und dem KUER-Labor Fribourg) das radioaktive Edelgas Xenon-133 (Halbwertszeit 5,3 Tage) gemessen. Die Messungen ergaben für die Zeit 30.4. bis 6.5.1986 14 bis 90 Bq/m^3. Drei Krypton-85-Messungen von Luft aus Bern ergaben Werte zwischen 1 und 3 Bq/m^3 wie sie auch schon vor Tschernobyl gemessen wurden. Messungen des Institutes für atmosphärische Radioaktivität in Freiburg im Breisgau/D (Dr. W. Weiss) ergaben für Anfangs Mai einen Maximalwert von 100 Bq/m^3 Xenon-133. Entsprechend der kurzen Halbwertszeit von Xenon-133 und wegen der Verdünnung in der Atmosphäre nahm die Aktivität rasch ab und war Ende Mai bereits 1000 mal kleiner. Bezogen auf Anfang Mai ergibt sich in der Luft ein Xenon-133/Caesium-137-Verhältnis von ca. 630. Bei der Freisetzung aus dem Unfallreaktor betrug das Verhältnis nach russischen Angaben ca. 40. Der Unterschied hängt vor allem damit zusammen, dass die Caesium-Aktivität als Aerosol auf dem langen Transportweg infolge Deposition bereits abgenommen hat, während dagegen das Edelgas Xenon nicht auf dem Boden abgelagert wird. Die Dosen durch Xenon-133 sind jedoch belanglos.

Anfangs Mai wurden Abwischproben von Eisenbahnwagons, die aus osteuropäischen Ländern in die Schweiz gekommen waren, sowie von Linienflugzeugen von ost- und nord-europäischen Kursen (z.B. Finnland) auf Radioaktivität untersucht. Solche Proben geben allerdings keine quantitative Information; sie ermöglichen jedoch

Aussagen über das Nuklidspektrum der Aerosole, die sich auf den Wagons bzw. Flugzeugen abgelagert haben. Ueber flüchtige Stoffe (z.B. Jod) lassen sich allerdings keine Aussagen machen.

Im Mittel ergaben diese Abwischproben die folgenden, auf Caesium-137 bezogenen Aktivitäten (zeitkorrigiert auf den 1. Mai 1986):

Isotop	**Halbwertszeit**	**rel. Aktivität bez. auf Cs-137**
Mo- 99	(2,78 Tage)	0,63
Te-132	(3,25 Tage)	7,2
Ba-140	(12,8 Tage)	1,2
Ru-103	(39,6 Tage)	1,6
Cs-134	(2,1 Jahre)	0,54
Cs-137	(30 Jahre)	1,0

5.4.2. Niederschläge (Fig. 5.4.a und 5.8.)

Niederschläge werden an 8 Stationen gesammelt und (in der Regel) wöchentlich auf Gesamt-Beta-Aktivität untersucht. Bei Bedarf wird auch das Gamma-Spektrum gemessen. In den ersten Mai-Tagen hatten nur Gebiete der Ostschweiz, des Juras und, mit etwas Verzögerung, vor allem der Tessin Niederschläge, weshalb diese Gegenden mehr verstrahlt waren als die übrigen Gebiete der Schweiz. Die im Zeitraum 25.4.-6.6. total deponierten Aktivitäten der wichtigsten Nuklide sind in den Figuren 5.8. dargestellt.

Gegend	**Niederschlagsmenge im mm** (30.4.-4.5.86)
Tessin	40-60
Bodensee (TG, SG)	10-15
Jura	5-14
Uebrige Ost- und Zentral-Schweiz	2-10
Westschweiz	0- 4

Der weitaus grösste Teil der Radioaktivität wurde in der ersten Mai-Hälfte abgelagert. Für die einzelnen Regensammlerstationen wurden die Ablagerungen anhand der Konzentrationen und der Niederschlagsmengen berechnet. Die trocken abgelagerte Jod-Aktivität wird wahrscheinlich von den Regensammlern nicht voll erfasst. Bei den meisten Nukliden wurde der grösste Teil der Aktivität mit dem Regen abgelagert, während die trockene Ablagerung nur einen kleinen Anteil ausmachte. Lediglich beim elementaren Jod-131, für das eine rund 5 mal höhere trockene Sedimentationsgeschwindigkeit gilt, als für Aerosole, ist demnach das Verhältnis von trockener zu nasser Ablagerung grösser. Der Auswaschkoeffizient (Scavenging-Factor) ist das Verhältnis der Aktivität

von einem Liter Regenwasser zu derjenigen von einem m^3 Luft. Die Messungen nach Tschernobyl ergaben für Caesium-137 (in Uebereinstimmung mit früheren Bestimmungen vom Atombombenausfall) Werte von 300-500 Bq/Liter Regen pro Bq/m^3 Luft. ([T 3] und 25-Jahresbericht der KUER [9]). Tritiummessungen in Niederschlägen zeigten nach Tschernobyl keine Erhöhungen, die grösser waren als die üblichen Variationen (Fig. 2.4.)

5.4.3. Ortsdosen (Fig. 5.9., 5.10.)

Die externe Dosis wurde mit verschiedenen Messmethoden erfasst: NADAM-Stationen mit GM-Zählrohr, TL-Dosimeter, Ionisationskammern (in der Umgebung der KKW), Messfahrten und Helikopterflüge mit tragbaren Plastik-Szintillatoren etc. Aus diesen Daten wurden täglich Verstrahlungskarten für das ganze Land erstellt (Fig. 5.9). Da die externe Dosis weitgehend durch die mit den Niederschlägen abgelagerten Radionuklide verursacht wurde, zeigt sich hier dieselbe Verteilung wie bei den Niederschlägen: Im Tessin führten die Niederschläge vom 3. Mai zu einer starken Ablagerung und den höchsten Werten der Ortsdosis von 600 bis 1500 nSv/h. In der Ostschweiz (Bodenseeregion) lagen die Spitzenwerte bei 1000 nSv/h, in der übrigen Ostschweiz bei 300 bis 800 nSv/h, im Waadtländer Jura bei 400 nSv/h und in der übrigen Schweiz bei 200 bis 300 nSv/h (Bruttowerte d.h. incl. natürlichem Untergrund von 80-200 nSv/h).

Gegen Ende Mai 1986 lagen die Dosismesswerte mit Ausnahme des Tessin wieder unter 200 nSv/h (inkl. Untergrund), im Tessin zwischen 200 und 400 nSv/h. Im November 1986 betrugen die Werte im Tessin noch 200-300 (inkl. nat. Untergrund), in der übrigen Schweiz in einigen Gebieten um 100, an den meisten Orten jedoch unter 100 d.h. praktisch wieder auf dem natürlichen Niveau.

Die Fig. 5.10. zeigen den Verlauf der Brutto-Ortdosisleistung an den damals im Betrieb stehenden NADAM-Stationen sowie einigen weiteren Dosis-Messstellen.

5.4.4. Gras und Boden (Fig. 5.11. - 5.15.)

Aus Messerien von Grasproben an ausgewählten Standorten konnte der zeitliche Abfall der Aktivitäten quantitativ erfasst werden (Fig. 5.12 und 5.20). Die Aktivität des auf dem Gras abgelagerten Jod-131 nahm mit einer effektiven Halbwertszeit von ca. 4 Tagen ab. Dies hängt z.T. mit der durch das Wachstum bedingten Massenzunahme des Grases zusammen. Berücksichtigt man, dass Jod-131 eine physikalische Halbwertszeit von 8 Tagen hat, so ergibt sich für dieses Isotop auf dem Gras eine (rein) biologische Halbwertszeit von ca. 8 Tagen. Für das abgelagerte Caesium-137 wurde auf den Grasproben anfänglich eine effektive Halbwertszeit von ca. 6 Tagen beobachtet, nach einem Monat zeigte sich allerdings noch eine langlebige Komponente von ca. 20 bis 40 Tagen.

Deutlich sind die regionalen Unterschiede, infolge der unterschiedlichen Aktivitätsablagerungen via Niederschläge, ersichtlich, obschon verschiedene Probenahmenverfahren (z.B. Schnitthöhe) die Vergleichbarkeit teilweise reduzierten und die Schwankungsbreite erhöhten. Auch spielt es ein Rolle, wie weit das Wachstum des Grases fortgeschritten war, insbesondere bei einer

nachträglichen Umrechnung für einen Vergleich von verschiedenen Regionen von Bq/kg in Bq/m^2 (Fig. 5.13). Bei den Dosisberechnungen haben allerdings die Unsicherheiten bei den Messungen der Gras- und Bodenproben keine Bedeutung.

Als Mittelwerte für die 1. Maihälfte folgt aus den Figuren 5.11. bis 5.13):

Mittlere Aktivitätswerte 1. Maihälfte
Bq/kg Gras frisch

	J-131	Cs-137	J-131/Cs-137
Tessin	2000	2000	ca. 1
Ost-Schweiz	3000	1200	ca. 2,5
Zentral-Schweiz	3000	1000	ca. 3
West-Schweiz	1300	300	ca. 4

Während beim Caesium die Niederschläge am meisten Aktivität deponierten, spielte beim Jod auch die trockene Deposition eine nicht zu vernachlässigende Rolle. Die Absetz-Geschwindigkeit für trocken sich abgelagerndes elementares Jod (J_2) ist nämlich 5-7 mal grösser als jene für aerosolgebundenes Caesium.

Da für die Winterfütterungsperiode infolge verstrahltem Heu, vor allem aus dem Monat Mai, im Tessin ein gewisser Wiederanstieg der Caesium-Aktivität in Milch und Fleisch zu erwarten war, wurden aufgrund von Heuproben (Fig. 5.14.) Prognosen für den Winter 1986/87 gemacht. Diese Prognosen ergaben die nachfolgenden Werte, die von den Messwerten im Winter in Milch und Fleisch (in Klammern) nicht wesentlich abwichen:

	Heu (gemessen)	**Prognose für Milch**	**Prognose für Rind-Fleisch**
Region	**Cs-137: Bq/kg**	**Cs-137: Bq/L**	**Cs-137: Bq/kg**
Tessin:			
Mittel	2000	124 (140)	260 (350)
Maximum	10000	620 (500)	1300 (1500)
Ostschweiz:			
Mittel	650	40 (30)	85 (30)
Maximum	3000	186 (100)	390 (80)

Für diese Prognosen wurden die im Fütterungsversuch in Grangeneuve ermittelten Transferfaktoren benutzt (vgl. Kap. 5.6.3.2). Der Vergleich mit den Meswerten zeigt, dass die ermittelten Faktoren für die praktische Anwendung bei einer solchen Prognose brauchbar sind.

Von der abgelagerten Radioaktivität gelangt in der Regel der grössere Teil direkt auf den Erdboden oder geht im Laufe der Zeit vom Gras (z.T. durch Abwaschen) auf den Boden über (Fig. 5.15. und Tab. 2.2). Im Boden selbst wird im Verlauf von Jahren ein langsames Eindringen in den Boden beobachtet, sodass sich

mit der Zeit, wenn der Boden nicht gepflügt wird, ein Aktivitätsprofil mit einer exponentiellen Abnahme in der Tiefe einstellt. Dabei ergibt sich aus den Erfahrungen der 60er-Jahre für Caesium-137 heute eine Halbwertsdicke von wenigen cm.

Die Interpretation der Resultate der Erdbodenproben bereitet z.T. Schwierigkeiten, da die Proben von den einzelnen Probenahmestellen nicht alle nach der gleichen Probenahmevorschrift erhoben wurden. So ist bei vielen Messresultaten nicht mehr ersichtlich, welche Schicht (0-2 cm, 0-5 cm etc.) erhoben wurde, welche Probenaufbereitung (z.B gesiebt, getrocknet etc.) durchgeführt wurde und ob die Aktivität pro Frisch- oder Trockengewicht angegeben worden ist. Regionale Mittelwerte von Bodenproben können dadurch zu hoch ausfallen, weil Bodenproben bevorzugt dort erhoben wurden, wo die Ortsdosen erhöht waren. Die graphische Darstellung zeigt denn auch für die Erdproben sehr grosse Unterschiede und die Vergleichbarkeit wird dadurch wesentlich reduziert. Auch Aussagen über die zeitliche Abnahme der Aktivität sind erschwert. Dennoch wurde versucht, aus dem bekannten Verhältnis von Caesium-134/Caesium-137 den "alten" d.h. vom früheren Atombomben-Fallout stammenden Anteil des Caesium-137 zu ermitteln. Die Ergebnisse dieser berechneten Vor-Tschernobyl-Caesium-Werte stimmen in etwa, dort wo Vergleichswerte vorhanden sind, mit vor April 1986 durchgeführten Messungen an Erdbodenproben überein. Die Caesium-137-Werte von Erdbodenproben sind in Fig. 5.15. nach Regionen und Monaten zusammengefasst dargestellt. Das nach Subtraktion des Tschernobyl-Anteiles verbleibende "alte", d.h. vom Fallout stammende Caesium-137 ist im untern Teil der Figur dargestellt und ergibt vergleichbare Werte wie in Tab. 2.2. Weitere Angaben über das Tschernoyl-Caesium im Erdboden z.B. Eindringgeschwindigkeit, Verteilung etc. lassen sich in den folgenden Jahren genauer ermitteln, ebenso die Aufnahme in die Pflanzen über die Wurzeln, von der man weiss, dass sie klein ist. Da die Tschernobyl-Aktivität über kurze Zeit deponiert wurde, sind die Caesium-Resultate ev. leichter zu interpretieren als beim Fallout der 60er-Jahre.

5.4.5. "in situ"-Gamma Spektroskopie (Fig. 5.16.)

(vgl. auch Kap. 3.3.3.)

Mit einem tragbaren Germanium-Gamma-Spektrometer wurden im Sommer 1986 in der Umgebung der Kernkraftwerke (Mühleberg, Gösgen-Däniken, Beznau und Leibstadt je an 4 Stellen), im Jura (Saignelégier und La Haute Borne) und im Tessin (Airolo, Magadino, Breganzona, Caslano und Genestrerio) Messungen durchgeführt. Dabei wird in der Regel auf einer Wiese in 1 m Höhe über dem Boden während 1-3 Stunden das Gamma-Spektrum der Strahlung aus Luft und Boden gemessen. Da das Gerät kalibriert ist, kann aus dem Spektrum die spezifische Aktivität des Erdbodens berechnet werden (in Bq/kg bei homogener Verteilung in der Erde oder in Bq/m^2 bei einer Oberflächenkontamination des Bodens, was nach dem Unfall Tschernobyl der Fall war). Vergleiche anhand von Labormessungen von Erdbodenproben werden zur Anpassung der Kalibrierung an die lokalen Verhältnisse (Verteilung der Aktivität im Boden) durchgeführt.

Mit einem Rechenmodell kann aus der Aktivität des Bodens die dadurch in 1 m Höhe verursachte Gamma-Strahlendosis berechnet werden (vgl. dazu die entsprechenden Umrechnungsfaktoren in: "Aspekte der in-situ-Gammaspektroskopie zur Ueberwachung der Umweltradioaktivität ", von Ch. Murith, H. Völkle und S. Weimer in Loseblatt-Sammlung Fachverband für Strahlenschutz; 20.10.87, sowie Ref. [20], c.f. Seite 9.2). Zählt man noch den Anteil der kosmischen Strahlung (mit Ionisationskammer gemessen) hinzu, sowie den kleinen berechneten Anteil, den die Radon-Folgeprodukte in der Luft ausmachen, so erhält man die gesamte Ortsdosisleistung. Dieser berechnete Wert wurde durch Messungen der Dosisleistung mit einer Ionisationskammer an der gleichen Stelle überprüft.

Gegenüber Labormessungen von Boden- und Grasproben hat dieses Verfahren den Vorteil, dass es bedeutend rascher ist und einen Mittelwert für die Bodenaktivität über eine Fläche von ca. 100 m^2 liefert. Da die Aktivität im Erdboden auch lokal oft inhomogen verteilt ist, können bei Labormessungen nämlich grosse Unterschiede von einer Probe zur andern auftreten.

Bei allen "in situ"-Messungen wurden die durch den Unfall Tschernobyl abgelagerten Gamma-Nuklide sowie die natürlichen Radionuklide und das vom früheren Atombombenausfall stammende Caesium-137 bestimmt und in den Figuren 5.16 graphisch aufgetragen. Beim Caesium-137 konnte aus dem bekannten Caesium-134/Caesium-137-Verhältnis die Aufteilung in "altes" und "neues" Caesium-137 vorgenommen werden. Die Figuren zeigen jeweils im untern Teil den Aktivitätsgehalt des Bodens (für natürliche Nuklide und Caesium-137 vom Bombenfallout in Bq/kg und für die Tschernobyl-Ablagerungen in Bq/m^2) und im obern Teil der Figur die daraus berechnete Ortsdosisleistung. Im Jura und im Tessin wurden an den gleichen Stellen zu verschiedenen Zeiten Messungen durchgeführt (20.5., 16.6., 30.7.86; siehe Fig. 5.16.o, q, s, u, w), um die Abnahme der kurzlebigen Nuklide festzustellen, sowie um das teilweise Eindringen der Nuklide in den Boden zu überwachen. Zu diesem Zweck wurden auch Erdbodenproben aus verschiedenen Schichten (0-2, 2-4, 4-6 cm etc.) erhoben. Die Messungen zeigen i.a. eine gute Uebereinstimmung der "in-situ"- mit den Labor-Messungen; ebenso stimmten die berechneten Ortsdosen mit den gemessenen überein. Bei der Wiederholung der Messungen im Tessin ist zudem ersichtlich, dass die Dosisbeiträge durch die Tschernobyl-Nuklide bis Ende Juli auf etwa die Hälfte bis ein Drittel abgenommen haben, einerseits durch Zerfall der kurzlebigen Isotope und andererseits infolge Eindringen der langlebigen Nuklide in den Boden (stärkere Absorption der Strahlung). Diese Messungen werden 1987 weitergeführt.

5.4.6. Oberflächengewässer (Fig. 5.17.)

Die Radionuklide vom Tschernobyl-Fallout, die trocken oder via Niederschläge abgelagert wurden, gelangen z.T. durch Auswaschung und z.T. durch direkte Ablagerung auf Oberflächengewässer in das Fluss- und Seewasser. Dabei führen die komplexen Auswaschungs- und Fixierungsvorgänge in Gras und Boden zu einer Fraktionierung der Nuklide. Caesium ist dabei relativ gut im Boden gebunden und wird pro Jahr nur zu maximal 1% mit dem Wasser ausgewaschen und wegtransportiert. Die Nachlieferung von unverstrahltem Schmelz-,

Regen- und Grundwasser und Mischungsprozesse in Seen führen zu Verdünnungsvorgängen mit Zeitkonstanten von Wochen bis Monaten. In Seen können die Radionuklide von Plankton und Partikeln aufgenommen bzw. adsorbiert werden und über Zeiträume von Monaten bis Jahren in die Sedimente verfrachtet werden. Infolge solcher Prozesse hat die Caesium-Aktivität in Seen im ersten halben Jahr nach dem Unfall Tschernobyl bereits um 50-90% abgenommen, wobei etwa 1/4 des Caesiums durch absinkende Partikel in den Sedimenten abgelagert wurde und (für den Zürichsee) 20-50% durch Abtransport über den Ausfluss (Fig. 5.17.). Die längerlebigen Nuklide können via Plankton und Bodenaufwuchs auch von den Fischen aufgenommen werden.

In den Flusswasserproben ergaben sich für die Monate Mai und Juni die folgenden mittleren Caesium-137-Aktivitäten in mBq/Liter (Bq/m^3):

	Mai	Juni
Rhein (Leibstadt & Basel)	670	260
Rhone Porte-du-Scex (VS)	20	20
Rhone Chancy (GE)	35	10
Doubs St. Ursanne (JU)	10	5
Ticino, Riazzino (TI)	100	20

Berücksichtigt man die Wasserführung dieser Flüsse, sowie deren Einzugsgebiet, so kann die pro m^2 Bodenfläche weggeführte Caesium-Aktivität abgeschätzt werden. Der Vergleich mit den abgelagerten Caesium-Aktivitäten ergibt, dass in diesen beiden Monaten weniger als 1% der auf dem Boden abgelagerten Caesium-Aktivität über die Flüsse abgeführt worden ist.

5.5. Messung der internen Verstrahlung (Fig. 5.3.)

In diesem Bereich konnten die zahlreichen Erfahrungen verwertet werden, die beim Atombombenfallout der 60er-Jahre gemacht wurden. Sie sind in den jährlichen KUER-Berichten an den Bundesrat und zusammenfassend im Bericht "25 Jahre Radioaktivitätsüberwachung in der Schweiz" [9] beschrieben.

Abgelagerte radioaktive Nuklide können über kontaminierte Lebensmittel in den menschlichen Körper gelangen, werden dort z.T. eingebaut und führen zu einer internen Strahlenexpositon. Bei einer Verstrahlung muss daher die Radioaktivität in den Nahrungsmitteln gemessen werden, um die interne Dosis zu erfassen und - falls notwendig - durch geeignete Massnahmen zu vermindern. Innerhalb der NAZ befasste sich die Sektion Radioaktivität INTERN in Zusammenarbeit mit den Kantonschemikern, Bundesämtern und Speziallaboratorien mit der Organisation der hierzu erforderlichen Probenahmen.

Es zeigte sich bald, dass im 1. Jahr nach dem Unfall Tschernobyl die internen Dosen, zumindest für die meist betroffene Bevölkerung, grösser waren als die externen Dosen durch die Bodenverstrahlung. Schon bevor die NAZ im Dienst war, begannen die Speziallaboratorien (entsprechend ihrer Vereinbarungen mit der KAC) mit den Messungen.

Der westliche Teil der Schweiz (etwa westlich einer Linie Basel-Furka) war von radioaktivem Niederschlag vergleichsweise nur in geringem Ausmass betroffen. Die Höchstwerte der Radioaktivität in Gras, Milch, Blattgemüse und weiteren Nahrungsmitteln fanden sich in der Ost-Schweiz, dem Tessin und den italienisch sprechenden Tälern des Kantons Graubünden, in etwas vermindertem Ausmass auch in den Kantonen AG und ZH. Dieses Bild entspricht grob der geographischen Verteilung der Ortsdosisleistung.

Vom radiologischen Standpunkt aus waren Jod-131, Caesium-137 und Caesium-134 die wichtigsten Nuklide, wobei das letztere Anfangs Mai 50-55% der Caesium-137-Aktivität aufwies. Das nächstwichtigste war Ruthenium-103. Die weiteren Spaltprodukte in den Proben waren, teils wegen ihrer kurzen Halbwertszeit, teils weil sie radiologisch weniger gefährlich sind, teils weil sie nur in sehr geringen Mengen auftraten, von geringerer Bedeutung. Gras und Gemüse zeigten eher ein unfraktioniertes Nuklidgemisch, während in Milch - und noch mehr in der Schafmilch - Jod relativ zu anderen Isotopen angereichert war (vgl. Fig. 5.4.b).

Die Radioaktivitätskonzentrationen in Gras, Milch und anderen Produkten zeigen eine grosse Schwankungsbreite, selbst an Proben aus derselben Region. Die Unterschiede hängen mit der Depositionsrate der Radioaktivität, dem Abwaschen durch Regen, dem Probenahmeverfahren, aber auch mit Anbaumethode, Pflanzenart, Wachstumsstand bei Pflanzen, Fütterungsart und Fressgewohnheiten der Tiere sowie physiologischen Faktoren beim Einbau der Nuklide in Pflanzen, Tieren und Menschen zusammen.

Zusätzlich ist bei der Aufnahme der Nuklide in den Menschen die Menukarte jedes einzelnen mitbestimmend. Deshalb kann bei den internen Dosen ein Streubereich von praktisch Null bis zu Maximalwerten vorkommen.

5.5.1. Milch und Milchprodukte (Fig. 5.18.-5.29.)

Milch stand als wichtiges Grundnahrungsmittel von Anfang an im Vordergrund der Ueberwachung, da es dasjenige mit der grössten Konsumrate ist, in dem das radiologisch wichtige Nuklid Jod-131 selektiv angereichert ist. Einerseits wurden Einzelmilchproben (Kuhmilch) von ausgewählten Bauernhöfen, anfangs täglich, gemessen, andererseits wurden Sammelmilchproben (aus Molkereien und von Grossverteilern) untersucht. Besonders überwacht wurden auch Ziegen- und Schafmilch sowie die daraus hergestellten Frischkäse, da in der Milch dieser Tiere Jod und Caesium noch stärker aufkonzentriert sind, als in der Kuhmilch. Spezielle Probenahmeprogramme befassten sich mit Milchprodukten und dem Transfer von Jod, Caesium und Strontium in diese Nahrungsmittel (z.B. Käse, Butter, Joghurt, Quark usw.).

Die Aktivität von Jod-131 in Milch erreichte bei Frischfütterung schon nach 2-4 Tagen das Maximum und nahm nachher mit einer effektiven Halbwertszeit von 4-5 Tagen wieder ab. Beim Caesium-137 ist der Anstieg langsamer, das (flachere) Maximum wird nach etwa einer Woche erreicht und die Abnahme erfolgt nachher mit einer effektiven Halbwertszeit von 10 bis 15 Tagen (Fig. 5.20). Jod-131 bzw. Caesium-137 erreichten im Tessin Höchstwerte bis knapp

je 2'000 Bq/Liter, in der Ost-Schweiz stieg die Jod-131-Aktivität bis ca. 5000 Bq/Liter und die Caesium-Aktivität bis ca. 1000 Bq/Liter (Fig. 5.18).

Die am häufigsten auftretenden Messwerte in den einzelnen Regionen lagen allerdings deutlich tiefer als die erwähnten Spitzenwerte:

Häufigste Werte in Einzelmilchproben in der ersten Maihälfte (Fig. 5.18):

	J-131 Bq/l	Cs-137 Bq/l
Tessin	200-1000	200-1000
Ostschweiz	200- 500	100- 200
Zentral- und Nordschweiz	200- 500	50- 100
Westschweiz	100- 200	20 - 50

Da Jod-131 nicht nur mit den Niederschlägen, sondern auch trocken abgelagert wurde, ist das Aktivitätsgefälle: Tessin /Ostschweiz/Zentral- und Nordschweiz/Westschweiz beim Jod etwas weniger ausgeprägt als beim Caesium-137.

Proben von Sammelmilch (Molkerei- und Käsereimilch) wiesen, wegen der regionalen Verdünnung, um etwa einen Faktor 2 tiefere Werte auf, als Einzelmilchproben (Fig. 5.21-5.22). Dabei entsprachen die höchsten Werte der Sammelmilchproben etwa den Mittelwerten bei den Einzelmilchproben.

Mit der Trockenfütterungsperiode im Winter 86/87 kam es infolge Verfütterung von verstrahltem Heu aus dem Monat Mai 86 wiederum zu einem Anstieg des Caesium-137-Gehaltes in der Milch. Die Werte stiegen jedoch nicht mehr so hoch an, wie im Mai 86; sie waren im Mittel gut einen Faktor zwei bis drei tiefer als die entsprechenden Mittel-Werte vom Mai 86.

Zu beachten ist, dass im Winter 86/87 gezielt Milchproben in Gegenden erhoben wurden, wo ein deutlicher "Winteranstieg" wegen der Trockenfütterung erwartet wurde. Diese gezielte Probenahme der Einzelmilchproben führte somit zu einer Ueberschätzung des mittleren "Winteranstieges". Beurteilt man den Winteranstieg anhand der Sammelmilch (Molkereimilchproben), so ergibt sich, dass die Monatsmittelwerte des Caesium-137-Gehaltes der Milch in den 4 Regionen der Schweiz um einen Faktor 4-7 tiefer waren, als die Monatsmittelwerte vom Mai 1986. In Fig. 5.26 ist der Winteranstieg des Caesium-137 in der tessiner Milch nach Bezirken getrennt dargestellt. Während in den nördlichen Bezirken des Kantons die Werte im Mittel unter 100 Bq/Liter lagen, erreichten sie in den südlicheren Bezirken im Mittel Werte bis 200 Bq/Liter. Fig. 5.27 zeigt einige Beispiele für den Winteranstieg beim Caesium-137 in Kuhmilch aus andern Gegenden der Schweiz.

In Schafmilch ist die Radioaktivität im Mittel etwa 1 bis 3 (Caesium-137) bzw. 5 bis 20 (Jod-131) mal höher als in der Kuhmilch aus derselben Region (Fig. 5.28); in der Ziegenmilch 1 bis 2 bzw. 2 bis 7 mal. Dies mag einerseits mit einem von den Kühen abweichenden Fressverhalten dieser Tiere, vor allem aber auch mit Unterschieden im Mineralgehalt der Milch, zusammenhängen.

Muttermilchproben wiesen nur geringe Aktivitätskonzentrationen auf:

Region Basel:	J -131:	Maximum:	30 Bq/L	Mittel:	11 Bq/L
	Cs-137:	Maximum:	6 Bq/L	Mittel:	2,5 Bq/L
Region Würenlingen:	J -131:	Maximum:	78 Bq/L	Mittel:	30 Bq/L

Verglichen mit entsprechenden Mittelwerten in der Kuhmilch der gleichen Region sind diese Werte rund 10-20 mal tiefer.

Regionale Unterschiede des Aktivitätsgehaltes der Milch und die gemessene zeitliche Abnahme liessen sich auch in den gemessenen Aktivitäten der Milchprodukte finden (Fig. 5.23.a bis d, 5.24 und 5.25).

Transferfaktoren geben an, wie gross die spezifische (pro kg oder pro Liter) Aktivität in einem Produkt ist, bezogen auf die Ausgangssubstanz. Die Faktoren dienen dazu, die Uebergänge der Aktivität von einem Medium in das nächste zu quantifizieren z.B. vom Gras in die Milch, von der Milch in die Milchprodukte. Mit ihrer Hilfe könnnen bei einer Verstrahlungslage Prognosen erstellt werden über die zu erwartenden Aktivitäten in verschiedenen Gliedern der Nahrungsmittelkette. Transferfaktoren sind jedoch nicht fixe, sondern für eine bestimmte Situation spezifische Grössen; beispielsweise hangen sie ab von der Korngrössenverteilung und der chemischen Zusammensetzung des Ausfalls, vom Wachstumsstadium der Vegetation, der Ergiebigkeit der Niederschläge, vom Fressverhalten und dem Stoffwechsel der Tiere etc. Im folgenden sind einige der für den Tschernobyl-Fallout bestimmten Transferfaktoren Gras-Milch und Milch-Milchprodukte aufgeführt und diskutiert.

Aus den Mittelwerten der Aktivitäten in Gras und Kuhmilch der vier Regionen von Anfang Mai bis Mitte Juni kann als grobe Schätzung ein Transferfaktor für Caesium-137 von ca. 0,3 Bq/Liter Milch pro Bq/kg Gras (Frischgewicht) abgeleitet werden (auf Trockengewicht umgerechnet entspricht dies ca. 0,05 Bq/Liter Milch pro Bq/kg Gras T.S.). Dieser für den Tschernobylausfall ermittelte Transferfaktor stimmt gut mit demjenigen überein, der in den 60er-Jahren für den Bombenfallout bestimmt wurde (siehe KUER-Bericht "25 Jahre Radioaktivitätsüberwachung in der Schweiz" [9]). Für Jod-131 ergeben sich für den Tschernobylausfall Werte von 0,1-0,2 Bq/Liter Milch pro Bq/kg Gras frisch.

Radioaktivität wird in Milchprodukten unterschiedlich eingebaut. In den Figuren 5.23.a bis i sind Transferfaktoren von Nukliden in Milchprodukten relativ zu Milch für die in der Schweiz üblichen Verarbeitungsarten dargestellt. Da diese Faktoren vom Fettgehalt und weiteren Parametern abhängig sind, ist der Fettgehalt z.T. angegeben. Bei der Herstellung von Rahm und Butter werden die Caesium-Isotope stark abgereichert (Fig. 5.23.e und i); nur ca. 0,5% der in der Milch vorhandenen Aktivität findet sich in der Butter wieder, der Transferfaktor beträgt ca. 0,1 Bq/kg Butter pro Bq/kg Milch. Der relativ grosse Fehler dieses Wertes rührt davon her, dass nur wenige Resultate für sicher zusammengehörige Proben Milch-Rahm-Butter vorliegen. Der aus dem

Bombenfallout bestimmte Transferfaktor für Caesium von Milch in Butter ist nach Lagoni et. al. (1963) ca. 4 mal grösser als der jetzt bestimmte Wert. Die wenigen nach Tschernobyl für Jod-131 bestimmten Transferfaktoren ergeben ca. 0,3 Bq/kg Butter pro Bq/kg Milch (Fehler ca. 30%).

Für den Uebergang von Milch in Käse liegt eine stattliche Anzahl Resultate vor, vor allem weil die FAM ein umfangreiches Probenahmeprogramm durchführte; die Figuren 5.23.a bis d und f bis i stützen sich weitgehend auf den Bericht FAM Nr. 7, 1987 [T6]. Während beim Weichkäse, der meist zum relativ raschen Konsum bestimmt ist, praktisch keine An- oder Abreicherung der Caesium-Isotope auftritt, beträgt der Transferfaktor für Caesium beim Hartkäse 0,61±0,09 Bq/kg Käse pro Bq/kg Milch. Die Caesium-Aktivität findet sich nach der Verarbeitung zu 93% in der Molke. Diese Verteilung des Caesiumgehaltes zwischen Käse und Molke ist ziemlich unabhängig von der Käsesorte (Fig. 5.23.g und h). In der aus Molke (und z.T. direkt) hergestellten Käsereibutter finden sich gemäss einer Abschätzung noch ca. 0,2% der ursprünglich in der Milch vorhandenen Caesium-Aktivität.

Die Jod-131-Aktivität pro kg Hartkäse ist ca. 3 mal höher als pro kg Milch. Für dadurch bewirkte Strahlendosen ist jedoch zu beachten, dass Jod-131 im Hartkäse bis zum Konsum zerfallen ist. Die Strontium-90-Aktivität ist ca. 8 mal höher als pro kg Milch (Fig. 5.23.i). Dabei umfasste die gemessene Strontium-90-Aktivität Beiträge von den früheren Bombenversuchen und solche von Tschernobyl. Für die Strahlendosen durch Caesium und Strontium ist jedoch zu beachten, dass die Konsumraten von Käse (und Butter) viel kleiner sind als von Milch. Für Strontium-90 ist ferner wichtig, dass es sich bei der Verarbeitung ähnlich wie Calcium verhält. Daher ist es nicht verwunderlich, dass die Transferfaktoren bezogen auf 1 g Calcium recht konstant sind (6 Proben ergaben 1,08±0,17 Bq/g Calcium in Käse pro Bq/g Calcium in der Milch) während sie bezogen auf 1 kg Produkt, je nach Verarbeitungsart stärker varieren (vergl. Fig. 5.23.h).

Transferfaktoren anderer Milchprodukte wie Joghurt und Quark betragen für Caesium ca. 1 Bq/kg pro Bq/kg Milch.

Bei Kondens- und Trockenmilch entspricht die gemessene Anreicherung im Produkt der Aufkonzentration. Bei Milchpulver ist beispielsweise wohl ein Transferfaktor von 8 (Vollmilchpulver) bis 10 (Magermilchpulver) gefunden worden; wenn aber beim Konsumenten daraus wieder trinkfertige Milch hergestellt wird, stellt sich beim Caesium wieder die ursprüngliche spezifische Aktivität ein, nicht aber beim Jod, weil dieses in der Zwischenzeit zerfallen ist. Da solche Produkte lagerfähig sind, sind kurzlebige Nuklide wie Jod bis zum Konsum zerfallen.

Weil Ziegen- und Schafmilch im Mittel höhere Jod- und Caesium-Aktivitäten aufwies als Kuhmilch derselben Region, waren auch die in Ziegen- und Schafkäse bestimmten Konzentrationen höher als in Kuhkäse. In der Figur 5.29 ist trotz der grossen Variationen sichtbar, dass die Aktivitäten von Schaf- und Ziegenkäse (gemittelt über die ganze Schweiz) für Caesium-137 etwa gleich hohe und für Jod-131 sogar höhere Werte erreichten als von Kuhkäse im Mittel im Tessin. Einzelne Bestimmungen von Transferfak-

toren für Schafkäse (Frisch- und Halbhartkäse) ergaben für Caesium-137 etwa gleiche Werte von ca. 0,6 wie für Kuhkäse (Hartkäse). Dagegen deuten einzelne Messungen für Jod-131 darauf hin, dass möglicherweise für Schafkäse der Transferfaktor nur ca. 1 beträgt gegenüber ca. 2-4 bei Kuhkäse.

5.5.2. Fleisch und Fisch (Fig. 5.30.-5.33.)

(basierend auf dem Artikel von St. Häsler, H.J. Heiz, E. Schmid und W. Zeller: "Kontrolle der Radioaktivität beim Fleisch" in SWISS-VET 3/1987, p. 7 ff. und SWISS-FOOD 4/1987, p. 21 ff.)

Caesium wird über die Verdauung von allen Tierarten gut resorbiert. Es verhält sich im tierischen Stoffwechsel ähnlich wie Kalium. Die physikalische Halbwertszeit beträgt für Caesium-137 30 Jahre und für Caesium-134 2,1 Jahre. Aus diesen biologischen und physikalischen Gegebenheiten und aus den Messwerten von Gras musste ab Anfang Mai für längere Zeit mit verstrahltem Fleisch gerechnet werden, da bekannt ist dass sich Caesium dort anreichert.

Jod-131 wird in der Schilddrüse angereichert; es hat eine physikalische Halbwertszeit von 8 Tagen. Im Fleisch hat es keine Bedeutung.

Seit Mai 1986 wurde der Radionuklidgehalt von Fleisch aller zur menschlichen Ernährung wichtigen Tierarten aus der Süd- und Ostschweiz sowie aus der übrigen Schweiz regelmässig ermittelt. Mit Schwerpunkt wurden zu Beginn Proben der mutmasslich am stärksten kontaminierten Tiere erhoben, also von Tieren mit vorwiegender Grünfütterung: Von Kälbern, zB, die mit Milch von Kühen mit Grünfütterung getränkt wurden, aber auch von Schweinen mit Schottefütterung.

Das Bundesamt für Veterinärwesen führte auf Gesuch der KAC die Feinplanung und die Organisation der Probenahme durch. Dabei wurde es vom Bundesamt für Umweltschutz (betreffend Fische) und vom Bundesamt für Forstwesen und Landschaftsschutz (betreffend Wild) unterstützt.

Die Fleischschauer wurden angewiesen, in erster Linie Muskelfleisch einzusenden. Untersuchungen von Innereien (Leber, Niere) wurden anfänglich stichprobenartig durchgeführt, spätere systematische Messungen erübrigten sich, weil sich zeigte, dass Innereinen eine ähnliche Caesiumaktivität wie das Muskelfleisch aufweisen. Für jede Probe wurden Herkunft des Schlachttieres, Identität, Fütterungsart und Schlachtdatum erhoben und protokolliert.

Die Untersuchungsbefunde dienten dazu, lebensmittelpolizeiliche Entscheidungen zu treffen. Zu diesem Zweck wurden im Verlauf des Ereignisses Tschernobyl Dosisprognosen für den Konsumenten erstellt, der bestimmte Mengen einer Fleischsorte essen würde. Insgesamt wurden bis zum 30. Juni 1987 2410 Fleischproben erhoben. Wie erwartet, wurden die höchsten Werte im Tessin und in Bündner Südtälern gemessen. Das Fleisch von Tieren, die Gras fressen, war am meisten kontaminiert. Es hat sich gezeigt, dass

die Radioaktivität im **Schaf- und Ziegenfleisch** wegen anderer Fressgewohnheiten und einem anderen Stoffwechselverhalten bezüglich Caesium bei diesen Tieren höhere Werte erreichte als im **Rindfleisch.** Der Höchstwert bei einer Ziege betrug für Caesium-137 4400 Bq/kg. Bemerkenswert hoch war auch die Radioaktivität im Fleisch von **Kaninchen und Wild.**

In der Ostschweiz wurden im Mai einige erhöhte Werte in Schafen, Ziegen und Wild gemessen (Fig. 5.21.-5.33.). Schweinefleisch wies nur dann geringfügig erhöhte Radioaktivität auf, wenn die Tiere mit Schotte aus Milch von Kühen mit Grünfütterung getränkt worden waren.

Bereits im Juni 1986 war allgemein eine abnehmende Tendenz der Radioaktivität feststellbar. Mit Ausnahme der Messergebnisse aus dem Tessin und aus Südbünden wurde der Wert von 400 Bq/kg (für Caesium-137) kaum mehr überschritten. In allen Landesteilen war bis Ende November 1986 für alle Fleischarten - ausgenommen für Fisch und Rindfleisch im Tessin - ein kontinuierliches Absinken der Radioaktivität feststellbar. Dies ist darauf zurückzuführen, dass das Caesium vom Stoffwechsel im Tier sukzessive eliminiert wird. Beim Wiederkäuer erfolgt dieser Prozess schneller als bei den übrigen Nutztieren. Die Halbwertszeiten, gemessen im Verlauf des Sommers 1986, betrugen in allen Regionen bei Schaf und Ziege rund 50 Tage und beim Wild rund 30 Tage. Es handelt sich dabei nicht um die effektive Halbwertszeit, weil von den Tieren während des Sommers dauernd, aber in abnehmender Konzentration, verstrahltes Futter aufgenommen wurde.

Im Juli 1986 sind in der Forschungsanstalt für viehwirtschaftliche Produktion in Grangeneuve zusammen mit dem Laboratorium Fribourg der KUER **Versuche zur Bestimmung der biologischen Halbwertszeit von Caesium beim Schaf** durchgeführt worden, um rechtzeitig Prognosen für die Schlachtung erstellen zu können. Dabei ergab sich eine überraschend kurze Halbwertszeit von 14-16 Tagen. Zum Vergleich: Beim Menschen und beim Schwein beträgt sie rund 90 Tage.

Eine besondere Situation ergab sich bei den **Fischen** (Fig. 5.30.). Fische aus Seen in der West- und Zentralschweiz und Fische aus Quellengewässern in der gesamten Schweiz wiesen nie Caesium-137-Aktivitäten über 100 Bq/kg auf. Dagegen wurden ab August 1986 im Luganersee Werte über 1000 Bq/kg gefunden. Dieser See liegt im Gebiet mit der höchsten Verstrahlung. Als mögliche Erklärung der hohen Aktivitäten in den Fischen kann aufgeführt werden, dass der **Luganersee** zur Zeit des radioaktiven Ausfalls anfangs Mai 1986 schon geschichtet war, weil sich die obersten Wassermassen bereits erwärmt hatten. Deshalb blieben die gelösten und an Schwebestoffe angelagerten Radionuklide in den obersten Wasserschichten und konnten sich dort im Plankton anreichen. Vom Plankton gelangte die Caesium-Aktivität ins Fischfleisch. Im Luganersee war bis zum Herbst 1987 noch keine Abnahme der Caesium-Aktivitäten feststellbar, was z.T. auch mit der langen biologischen Halbwertszeit des Caesium im Fisch von 200-300 Tagen zusammenhängt.

Im **Bodensee** mit etwa halb so grossen Depositionraten waren die Radioaktivitätswerte im Wasser und in den Fischen geringer. Zur

Zeit des Ausfalls war dieser See noch wenig geschichtet, so dass sich Wassermassen mit höheren Aktivitäten mit inaktiven mischen konnten und sich dadurch eine Verdünnung ergab.

Durchschnittlicher Fischverzehr: In der Schweiz beträgt der gesamte mittlere jährliche Fischkonsum (inkl. Schalentiere) 7,4 kg/Jahr; davon sind 3,8 kg/Jahr importierte Konserven, 3,0 kg/Jahr importierte frische oder tiefgekühlte Fische und 0,7 kg/Jahr inländische Fische (Schw. Bauernsekretariat, Brugg, 1987: "Statistische Erhebungen und Schätzungen über Landwirtschaft und Ernährung").

Zum Fischereiverbot für den Luganersee: Im Laufe der Monate Juli und August 1986 stieg die Caesiumkonzentration in Fischen des Luganersees (Lago Ceresio) an. Ende August betrug die Aktivitätskonzentration in Fischen aus dem Luganersee im Mittel 1300 Bq pro Kilogramm für beide Caesiumisotope und es wurden Spitzenwerte bis 4000 Bq pro Kilogramm gemessen. Da für die folgenden Monate die Prognose des Aktivitätsverlaufes unsicher war, wurde eine Dosisabschätzung für eine Personengruppe gemacht, welche während einem Jahr wöchentlich 300 Gramm Fisch mit einer mittleren Caesiumkonzentration (137 und 134) von 1850 Bq pro Kilogramm verzehrt. Dies ergibt eine Gesamtaufnahme von 28 kBq Caesium-137+134, was einer Dosis von ungefähr 0,5 mSv entspricht (Dosisfaktor für Gesamt-Caesium, bestehend aus 2/3 Caesium-137 und 1/3 Caesium-134: $1{,}6 \cdot 10^{-8}$ Sv/Bq). Hier war eine Massnahme zur Dosiseinsparung gerechtfertigt, weshalb der Bundesrat am 3. September 1986 verbot, im Luganersee Fische zu fangen oder solche in den Verkauf zu bringen.

Zur Importkontrolle: (Fig. 5.45b) Fleisch, Wild und Fische aus dem Ausland wurden regelmässig auf Radioaktivität kontrolliert. Die Grenztierärzte gingen seit dem 5. Mai 1986 nach einem flexiblen Schwerpunkteprogramm vor, um Fleischsendungen mit erhöhter Radioaktivität ausfindig zu machen. Sendungen verdächtiger Herkunft wurden am Zoll zurückgehalten und nur dann zur Einfuhr zugelassen, wenn der Toleranzwert von 600 Bq pro Kilogramm (für Caesium-137 plus -134) nicht überschritten war. Bis zum 30. April 1987 wurden 1305 Proben aus 27 Ländern erhoben. 53 Sendungen, insbesondere Wild aus Oesterreich, mussten im ersten Jahr nach Tschernobyl zurückgewiesen werden.

Mit der **Trockenfütterungsperiode** (Winter 1986/87) wo z.T. Caesium-kontaminiertes Heu vom Mai 86 verfüttert wurde, kam es auch im Fleisch nochmals zu einem Anstieg des Caesium-Gehaltes, der jedoch längst nicht mehr die Spitzenwerte vom Sommer 86 erreichte. Dieser Anstieg war vor allem beim Schaf- und Ziegenfleisch sowie beim Rindfleisch im Tessin bemerkbar.

5.5.3. Gemüse und Früchte (Fig. 5.34.-5.39.)

Das Gemüse, vor allem **Blattgemüse wie Spinat und Salat** (Fig. 5.34.-5.35.), war im Mai am meisten kontaminiert. Wie beim Gras lagen die Werte für Caesium-137 und Jod-131 im Tessin am höchsten und in der Westschweiz am tiefsten. In gedeckten Gemüsekulturen (Tunnel oder Treibhaus) waren die Aktivitätswerte in der Regel tiefer als im Freilandgemüse. Die zweite Ernte (Juni) wies im Durchschnitt beim Spinat und Salat mindestens 10 mal tiefere

Aktivitätswerte auf, als die erste Ernte vom Mai, die im Gegensatz zur zweiten Ernte direkt durch Ablagerung radioaktiver Aerosole kontaminiert war. Ein Teil der frisch abgelagerten Aktivität konnte durch Waschen des Gemüses entfernt werden. Für die Radioaktivität ergibt sich für den Monat Mai ein Verhältnis von essbereitem (gerüstet und gewaschen) zu frisch geerntetem (ungewaschenem) Salat und Spinat bei Jod von 0,2-0,5 und bei Caesium von 0,6-0,8. Versuche im EIR zeigten, dass die auf der Blattoberfläche abgelagerte Aktivität teilweise in die Pflanze eindringt und dass bereits einige Stunden nach einer Ablagerung der Wascheffekt deutlich abnimmt.

Während Salat und Spinat am meisten kontaminiert waren, wiesen **andere Gemüsesorten,** vor allem **Wurzelgemüse** deutlich tiefere Werte auf, zum grossen Teil unter 10 Bq/kg. Dies hängt damit zusammen, dass die Pflanzen in erster Linie durch direkte Ablagerungen radioaktiver Stoffe verstrahlt waren, während die Wurzelaufnahme unbedeutend ist; deshalb waren vor allem die Blattgemüse der ersten Ernte betroffen. Da für die Wurzelaufnahme mit Transferfaktoren von höchstens 0,01 Bq/kg Pflanze pro Bq/kg Erde zu rechnen ist, dürfte die Aktivität bei ausschliesslicher Aufnahme über die Wurzeln (z.B. 1987) auf Erde mit 1000 Bq Caesium-137/kg nur zu weniger als 10 Bq/kg im Gemüse führen. Lediglich beim Blumenkohl lag ein Wert bei 4000 Bq/kg für Caesium-137 (Fig. 5.36. und 5.37.).

Gewürzkräuter ergaben Werte bis 10'000 Bq/kg Caesium-137. Wenn man allerdings in Betracht zieht, dass davon nur geringe Mengen zum Würzen verwendet werden, sind diese Aktivitäten ohne gesundheitliche Folgen (Fig. 5.36b und 5.37.).

Beeren und Früchte (Obst) ergaben meistens Caesium-137-Konzentrationen von 10-100 Bq/kg, während die Jod-131-Werte meistens unter 10 Bq/kg lagen (Fig. 5.38.-5.39.).

5.5.4. Weitere Lebensmittel und Importe

5.5.4.1 Pilze (Fig. 5.40.)

Von den weiteren untersuchten Proben sind vor allem die Pilze zu erwähnen, weil hier z.T. erhöhte Konzentrationen von Caesium (d.h. Cs-134 und Cs-137) auftraten. Aus den gemessenen Caesium-134/Caesium-137-Verhältnissen muss geschlossen werden, dass oft ein grosser Teil der Caesium-137-Aktivität noch von den Atombombenversuchen der 60er-Jahre stammt (u.a. bei Röhrlingen und Zigeunerpilzen). Die Pilze wurden gemäss M. Moser: "Die Röhrlinge und Blätterpilze" und W. Jülich "Die Nichtblätterpilze, Gallertpilze und Bauchpilze" (beide Bücher Fischer-Verlag 1983/84) in Kategorien aufgeteilt; die Reihenfolge ist in der nachfolgenden Aufzählung auf der Basis der Messwerte nach abnehmender Caesium-Aktivität angegeben:

Gattung	Deutscher Name, bzw. Pilzarten
Xerocomus	Maronenröhrlinge, Rotfussröhrling
Rozites	Zigeunerpilze
Craterellus	Totentrompeten
Morchella	Morchel
Boletus	Steinpilze
Lepista	Nebelgrauer Trichterling, violetter Ritterling
Russulla	Täubling
Cantharellus	Pfifferling, Eierschwämme
Armillaria	Halimasch
Lactarius	Reizker
Agaricus	Zuchtpilze
Lepiota	Schirmling
Lyophyllum	Weisser Rasling

Gewisse Pilzsorten zeigen bekanntlich eine Affinität für Schwermetalle und offenbar, wie die Messungen zeigen, auch für Caesium, was mit ihrem spezifischen Stoffwechsel und dem Myzelium zusammenhängen dürfte. Auf der graphischen Darstellung (Fig. 5.40) sind die Messwerte nach den oben aufgeführten Gattungen zusammengestellt. Dabei zeigt sich bei den Mittelwerten ein Unterschied von einem Faktor 50 zwischen der Gattung mit den höchsten und derjenigen mit den tiefsten Aktivitätswerten. Innerhalb der einzelnen Gattungen treten ebenfalls recht grosse Aktivitätsunterschiede auf. Proben aus dem Tessin zeigten eine 2 bis 10 mal höhere Aktivität als jene aus der übrigen Schweiz. Obwohl gewisse Proben recht hohe Werte aufwiesen, ist zu betonen, dass in Anbetracht der geringen Mengen, die konsumiert werden, die hohen Caesium-Werte aus der Sicht des Strahlenschutzes keine Einschränkungen erforderlich machten. Die Untersuchungen von Pilzen werden auch 1987 weitergeführt.

5.5.4.2. Weitere untersuchte Proben und Importwaren (Fig. 5.41.-5.45.)

Von den weiteren untersuchten Proben ist eine Auswahl ebenfalls graphisch dargestellt. Mit Ausnahme der (z.T. importierten) Haselnüsse und importiertem Schwarz- und Kräutertee sind jedoch keine hohen Aktivitätswerte zu verzeichnen (betr. Getreide vgl. 5.6.2.).

Bei den übrigen Importwaren zeigten Proben von Haselnüssen und Schwarztee aus der Türkei erhöhte Caesium-137-Werte, sodass ein Teil der Ladungen an der Grenze zurückgewiesen werden musste (bezüglich Fleischimporte vgl. 5.5.2. und Fig. 5.45.b).

5.5.5. Trinkwasser und Zisternenwasser (Fig. 5.46)

Mit Ausnahme des Zisternenwassers wies Trinkwasser durchwegs Aktivitäten unter 50 Bq/Liter Caesium-137 auf, im Mittel lagen die untersuchten Proben unter 5 Bq/Liter. Zisternenwasser, das in einzelnen Ortschaften und Höfen vor allem in der Jura-Region und im Tessin z.T. als Trinkwasser verwendet wird, war dagegen durch direkte Ablagerung von Aktivität via Niederschläge teilweise verstrahlt. Da allerdings die meisten Zisternen im Mai schon mit Wasser gefüllt waren, wurde die mit dem Regen zugeführte Aktivi-

tät z.T. deutlich verdünnt. Prophylaktisch wurde dennoch Anfangs Mai die Empfehlung herausgegeben, kein Zisternenwasser zu trinken. Die zahlreichen Messungen von Zisternenwasserproben ergaben dann allerdings, dass sowohl für das Caesium-137 wie auch für das Jod-131 die Aktivitäten unter 500 Bq/Liter lagen mit Mittelwerten von 50 Bq/Liter; somit waren die zu erwartenden Dosen klein und die Empfehlungen konnten wieder aufgehoben werden.

5.6. Spezielle Untersuchungen

5.6.1. Ganzkörpermessungen (Fig. 5.47.-5.48.)

Ganzkörpermessungen wurden am EIR/Würenlingen und am Service Cantonal de Contrôle des Irradiations (SCCI) am Kantonsspital Genf durchgeführt. Bei den am EIR untersuchten Personen handelt es sich in erster Linie um Angestellte des EIR (wohnhaft im Kanton Aargau) sowie deren Angehörige (auch Kinder) und um eine Gruppe von Personen aus den meistbetroffenen Gebieten (Tessin, Graubünden und St. Gallen). Am SCCI in Genf wurden Schüler und Schülerinnen aus dem Kanton Genf untersucht.

Die Ganzkörpermessungen im EIR zeigten einen Anstieg der Gesamtcaesiumaktivität (Caesium-134 und Caesium-137) bis August auf im Mittel 1100 Bq im Körper. Dieser Wert ging im Oktober leicht zurück. Die daraus abgeschätzte Ganzkörperdosis für 1986 liegt, auch für Kinder von 2-14 Jahren, unter 0,1 mSv. Den Hauptbeitrag der Caesiumaktivität lieferten anfangs Frischmilch, Yoghurt, Frischkäse und einheimisches Gemüse. Während Stadtbewohner aus dem Tessin, St. Gallen und Graubünden nur wenig höhere Radiocaesiumgehalte als Mittellandbewohner aufwiesen, wurden bei Selbstversorgern des Tessins höhere Caesiumwerte gemessen. Bei Vegetariern, mit grossem Verbrauch an Yoghurt und Frischkäse aus Kuhmilch, erreichten die höchsten Caesiumwerte im Körper im Juli 1986 rund 6500 Bq. Bei einem sich von Schafsmilch, -käse und -fleisch ernährenden Bauern wurde im Juli 1986 ein Höchstwert von 15000 Bq Caesium im Körper gemessen.

Die Ganzkörper-Messungen in Genf wurden im Dezember 86/Januar 87 an neunzehn 16-18-jährigen Mittelschülern und einundzwanzig 16 bis 18-jährigen Mittelschülerinnen wieder aufgenommen. Sie ergaben für Caesium-137 6,7 Bq/kg bei den Jungen und 5 Bq/kg bei den Mädchen. Dies führt zu jährlichen Ganzkörperdosen von 0,016 mSv bei den Jungen und 0,01 mSv bei den Mädchen. Rechnet man noch den Caesium-134 Anteil (55% von Caesium-137) dazu, so kommt man für beide Caesium zusammen auf 0,03 mSv bei den Jungen und 0,02 mSv bei den Mädchen, was unbedeutend ist. Auf das gesamte Körpergewicht umgerechnet ergaben diese Messungen aus Genf im Mittel 550 Bq für beide Caesium-Nuklide zusammen; das ist etwa die Hälfte der entsprechenden Werte der Personen aus der Gegend des EIR.

Im EIR wurden auch Caesium-Messungen im Urin durchgeführt (Fig. 5.47.d). Daraus und im Vergleich mit den Ganzkörpermessungen (Fig. 5.47.c) kann bestimmt werden, dass im Mittel pro Tag etwa 1% des Caesium-Gehaltes im Körper über den Urin ausgeschieden wird. Dies entspricht einer effektiven Halbwertszeit für Caesium im Körper von rund 70 Tagen.

5.6.2. Strontium-89- und -90-Messungen

5.6.2.1. Die Auswahl der Proben

Die Strontium-Nuklide-89 und -90 sowie Yttrium-90, das Tochterprodukt des letzteren, sind reine Beta-Strahler. Ihr Nachweis erfordert vor der β-Messung eine aufwendige radiochemische Abtrennung. Der Nachweis von Strontium-90 erfolgt in der Regel über das Tochternuklid Yttrium-90 (Halbwertszeit: 64 Std.), dessen β-Strahlen wegen der höheren Energie leichter zu messen sind als jene des Strontium-90. Das bedingt jedoch, dass nach der chemischen Isolierung des Strontium aus der zu untersuchenden Probe das Yttrium-90, das sich aus dem Strontium-90 neu aufbaut, für die β-Messung mit einer zusätzlichen Analyse separiert wird. Die Zahl der Analysen muss wegen der aufwendigen Methode somit beschränkt werden. Die zu untersuchenden Proben wurden nach zwei Kriterien ausgewählt:

- Kontrolle von Grundnahrungsmitteln der Bevölkerung, insbesondere Milch und deren Hauptkontaminationsverursacher Gras, sowie Gemüse und Fleisch,

- es wurden für die Strontium-Bestimmung besonders jene Proben ausgewählt, die die höchsten Caesium-Werte aufwiesen.

Bei der Explosion einer Atombombe in der Atmosphäre gehen auch die Radionuklide Caesium-137 und Strontium-90 gemäss ihren Bildungsraten vollständig in die Atmosphäre. Deshalb waren beim Fallout der 60er-Jahre die Ablagerungen von Strontium-90 und Caesium-137 etwa im Verhältnis von 2:3. Beim Tschernobyl-Unfall gelangte vom Radioaktivitätsinventar weniger Strontium-90 in die Atmosphäre als von Caesium-137 (cf. Fig. 5.13.). Zudem war offenbar das Strontium an grössere Teilchen angelagert, die sich vermehrt in der Umgebung des Reaktors abgesetzt haben.

Deshalb sind die in Mitteleuropa abgelagerten Strontium-90-Aktivitäten etwa um zwei Grössenordnungen kleiner als jene von Caesium-137. Demzufolge stand auch sofort fest, dass die Dosen durch Strontium-90 gegenüber jenen von Caesium-137 klein bleiben würden.

5.6.2.2. Die Messung von Strontium-90 und des Verhältnisses Strontium-89/Strontium-90

Da die Strontium-90-Aktivitäten in der Schweiz nach Tschernobyl gering waren, sind die hier dargestellten Resultate nicht so aussagekräftig, wie jene der langen Messreihen der 60er-Jahre, (vgl. Bericht "25 Jahre Radioaktivitätsüberwachung in der Schweiz" [9]), bestätigen aber diese Resultate und vervollständigen sie.

Bei der Strontium-Bestimmung muss unterschieden werden zwischen:

- Vom Atombombenfallout der 60er-Jahre stammendes Strontium-90 (HWZ = 28 Jahre), das bereits vor Tschernobyl abgelagert war,

- Strontium-89 mit einer Halbwertszeit von 50,5 Tagen, das vor dem Tschernobyl-Unfall nicht mehr vorhanden war.

Um das "alte", d.h. vor Tschernobyl in der Umwelt vorhandene Sr-90 von demjenigen zu unterscheiden, das vom Reaktorunfall stammt, wurden Sr-89 und -90 in zwei Luftfiltern, erhoben am 2. Mai in Saignelégier und in Dübendorf und in einer Niederschlagsprobe vom 1.5.86 aus Dübendorf, bestimmt. Da in der Luft kein "altes" sondern nur von Tschernobyl stammendes Sr-90 vorhanden war, kann das Sr-89/Sr-90-Verhältnis von 17,8±3,5 dieser Proben als konstant für alles "Tschernobyl-Strontium" in der ganzen Schweiz angenommen werden, da beide Nuklide sich in der Umwelt gleich verhalten. Dieses Isotopenverhältnis bleibt demzufolge auch in der Lebensmittelkette konstant und ermöglicht bei weiteren Proben die Aufspaltung des Sr-90 in die Anteile "alt" und "neu".

Die Tabellen 5.1.-5.3. fassen die von verschiedenen Labors durchgeführten Sr-Bestimmungen zusammen. Um den Vergleich der Resultate zu ermöglichen, wurden die Sr-89-Messwerte und die Sr-89/Sr-90-Verhältnisse auf den 1.5.1986 zeitkorrigiert. Da die meisten dieser Proben noch altes Sr-90 enthalten, ergeben sich für die Sr-89/90-Verhältnisse erhebliche Unterschiede, weshalb die Werte alle einzeln aufgeführt sind. Wegen des meist überwiegenden Anteils an "altem" Sr-90 bzw. des geringen Anteils an Tschernobyl-Strontium sind viele der beobachteten Isotopenverhältnisse kleiner als 17,8. So variert in Pflanzen das Verhältnis zwischen "neuem" und "altem" Sr-90 zwischen wenigen % und einem Faktor 4. In der Regel ist der Anteil an "neuem" Strontium-90 klein im Westen und Nord-Osten der Schweiz. Im Tessin waren dagegen Gras und Milch stärker mit neuem Strontium-90 verstrahlt.

5.6.2.3. Das Verhältnis Strontium-90 zu Caesium-137

In Tabelle 5.1. sind auch die Verhältnisse Caesium-137/Strontium-90 angegeben. Die Werte sind viel höher als die entsprechenden Verhältnisse aus den 60er-Jahren. Der Dosisfaktor für die Ingestionsdosis ist beim Sr-90 3 mal grösser als jener von Caesium-137; wegen dessen geringem Anteil (in der Luft und bei der Ablagerung auf den Pflanzen ca. 1% der Caesium-137-Aktivität) bleibt die Sr-90-Ingestionsdosis jedoch klein gegenüber derjenigen von Caesium-134 und -137.

In Fig. 5.49a sind die Einzelwerte der Caesium-137/Strontium-90-Verhältnisse für Luft und Pflanzen für alle 4 Regionen graphisch aufgetragen.

Für die direkte Verstrahlung von Pflanzen durch Ablagerung erwartet man ein ähnliches Verhältnis Strontium-90/Caesium-137 wie in Luft und Niederschlägen: Luft und Regen: 0,4-1%; Gras und Gemüse: 0,3-5%. In andern Nahrungsmitteln (Milch, Milchprodukte, Fleisch etc.) hat dieses Verhältnis wenig Sinn, da hier chemische An- oder Abreicherungsvorgänge eine wichtige Rolle spielen. So folgt Strontium eher dem Calcium, d.h. ist also dort mehr oder weniger konzentriert, wo auch das Calcium an- oder abgereichert wird. In Milch, Milchprodukten und Fleisch ist aus diesen Gründen Strontium gegenüber dem Caesium abgereichert und das Strontium/Caesium-Verhältnis kleiner (Kuhmilch: 0,1-2 %; Schaffleisch: <1 o/oo).

Wichtiger ist in diesem Fall eher das Verhältnis der Strontium-90-Aktivität zum Calcium-Gehalt. Aus dem Kernwaffenfallout wurde bestimmt, dass 1 Bq Strontium-90 pro g Calcium in Pflanzen (Gras) zu 0,13 Bq Strontium-90/g Calcium in der Milch und zu 0,02 bzw. 0,15 Bq Strontium-90/g Calcium in den menschlichen Knochen führt, je nachdem, ob die Aufnahme über die Milch bzw. über pflanzliche Nahrung erfolgt. (Merril Eisenbud: "Environmental Radioactivity". 1987, Academic Press, Orlando).

5.6.2.4. Entwicklung der Strontium-90-Aktivität in der Milch

Die Strontium-90- und Caesium-137-Aktivitäten wurden von Mai bis August 1986 in der Kuhmilch eines Hofes von Pomy/VD gemessen. Wie Fig. 5.49c zeigt verlaufen die Aktivitäten von Strontium-90 und Caesium-137 seit Anfang Mai 1986 parallel, wobei jene von Strontium-90 etwa zwei Grössenordnungen kleiner ist. Bei dieser Messreihe ist zudem auch ersichtlich, dass der Strontium-90-Beitrag von Tschernobyl geringer war, als das noch immer vorhandene alte Strontium-90 vom Bombenausfall (ca. 0,12 Bq/Liter).

Bei beiden Strontium-Nukliden traten die Maximalwerte zwischen dem 10. und 15. Mai auf. Die Abnahme der Aktivität in der zweiten Maihälfte wurde möglicherweise durch die Verfütterung von weniger kontaminiertem Heu vom zweiten Schnitt beschleunigt. Im August 1986 nahm die Caesium-137-Aktivität deutlich ab, während sich die Strontium-90-Aktivität bei etwa 0,1 Bq/Liter stabilisierte, einem Wert, der schon vor Tschernobyl beobachtet wurde. Es sei daran erinnert, dass die Strontium-90-Aktivität der Milch, verursacht durch die Kernwaffentests, in der Atmosphäre im Mittelland 1985 bei 0,03 bis 0,2 Bq/Liter lagen (vgl. Tabelle 2.2.).

5.6.2.5. Getreide

Strontium-90 wurde auch in verschiedenen Mahlprodukten von zwei Getreideproben aus dem Tessin (Val d'Ora) bestimmt. Untersucht wurden: Gereinigter Weizen, Weissmehl, Halbweissmehl, Backmehl und Kleie. Die Tabelle 5.2. zeigt die Ergebnisse dieser Messungen. Obwohl die Aktivitätsgehalte der beiden Proben unterschiedlich sind, verteilt sich die Aktivität der vier Fraktionen ungefähr gleich auf die beiden Proben. Wie aus Fig. 5.49.d (oben) ersichtlich ist, geht Strontium-90 zu 50% in die Kleie und je zu 12 bis 20% in die drei Mehlsorten. Die prozentuale Verteilung des Calciums auf diese Mahlfraktionen ist ähnlich. Wenn man dagegen die Aktivitäten in Bq/kg angibt (Fig. 5.49.d unten), zeigt sich eine Anreicherung des Strontium-90 in der Kleie und im Backmehl ("Ausmalete"), wo die Aktivitäten etwa 6 mal höher sind als im Halbweiss- und Weissmehl. Wenn die Aktivität in Bq/g Calcium angegeben wird, ist eine Anreicherung um einen Faktor zwei ersichtlich. Man kann aus diesen Messungen auf eine Anreicherung des Strontium-90 in der Hülle des Korns schliessen.

5.6.2.6. Menschliche Wirbelknochen

Da das Strontium-90 beim Menschen im Skelett eingebaut wird, wurden Strontium-90-Bestimmungen an Proben aus den durch den Tschernobyl-Unfall am meisten betroffenen Gegenden vorgenommen d.h. Ostschweiz und Tessin.

In der Tabelle 5.3. sind die Messwerte in Bq Strontium-90 pro g Calcium in Wirbeln verstorbener Erwachsener von 1986 aus den Kantonen St. Gallen und Tessin angegeben. Zum Vergleich werden auch die früheren Resultate aus den Kantonen Tessin und Waadt aufgeführt, die zeigen, dass infolge Tschernobyl keine signifikante Erhöhung der Konzentration des Strontium-90 in menschlichen Wirbeln feststellbar war. Die gegenwärtig gemessenen Strontium-90-Werte im menschlichen Knochen von 0,03-0,05 Bq Strontium-90/g Calcium können dem noch vorhandenen Bomben-Strontium-90 zugeschrieben werden, das in den 60er-Jahren zu Werten bis 0,15 Bq Strontium-90/g Calcium in den Knochen geführt hatte. Obschon wegen Tschernobyl kein Anstieg der Strontium-90-Aktivität im Skelett erwartet wurde, sind diese Messungen weiter geführt worden.

5.6.3. Tierversuche

5.6.3.1. Messung von Caesium-137 in lebenden Schafen

Mit einem eigens zu diesem Zweck gebauten mobilen Ganzkörperzähler für lebende Schafe wurde in Zusammenarbeit mit dem Kantonstierarzt des Tessin und der Eidg. Forschungsstation für viehwirtschaftliche Produktion in Grangeneuve/FR Caesium-137 in lebenden Schafen gemessen. Diese Messungen hatten zwei Ziele: Erstens die Ermittlung der effektiven Halbwertszeit für Caesium im lebenden Tier und zweitens eine Vorhersage des Caesium-Gehaltes in tessiner Schafen im Hinblick auf die Viehmärkte im Herbst 1986.

Für den ersten Versuch wurden 25 Schafe aus dem Tessin in die Forschungsstation von Grangeneuve gebracht und dort während einigen Wochen mit unverstrahltem Heu gefüttert, um während dieser Zeit durch wöchentliche Messungen der Tiere die Abnahme des Caesium-Gehaltes und damit die effektive Halbwertszeit im Schaf zu ermitteln. Zur Kalibrierung des Zählers wurden die Tiere nach und nach geschlachtet und das Muskelfleisch auf Caesium-137 untersucht. So konnte der Eichfaktor für den Ganzkörperzähler bestimmt werden. Die Messung der Abnahme des Caesium-Gehaltes ergab für diese Tiere eine effektive Halbwertszeit für Caesium von 14-16 Tagen; die biologische Halbwertszeit ist auch so gross, weil im Vergleich dazu die physikalische Halbwertszeit lang ist.

Anfangs September wird jeweils auf den traditionellen Viehmärkten im Tessin (und der Bündner Südtäler) eine grössere Anzahl von Schafen in die übrige Schweiz verkauft, z.T. als Schlachttiere, z.T. auch als Wanderschafherden (für spätere Schlachtung). Um abzuklären, ob vom radiologischen Standpunkt aus diese Tiere ohne Bedenken verkauft und geschlachtet werden können, wurde eine ausgewählte Stichprobe von 177 Tieren aus verschiedenen Ortschaften des Tessin an Ort und Stelle mit dem Ganzkörperzähler gemessen. Die Messung ergab, dass das Mittel des Caesium-Gehaltes unter 600 Bq/kg (Caesium-137 plus Caesium-134) lag, und dass die meisten Werte unter 1200 Bq/kg lagen. Der Durchführung der Schafmärkte, dem Verkauf und der Schlachtung dieser Tiere stand somit, vom Strahlenschutzstandpunkt aus nichts entgegen. Nimmt man an, ein Selbstversorger verzehre das Fleisch eines halben Schafes d.h. 10 kg mit der Konzentration von 1200 Bq Caesium-134 plus Caesium-137 pro kg, so erhält er

eine effektive Aequivalentdosis von 0,2 mSv (Berechnungsart cf. Kap. 6.1.).

5.6.3.2. Fütterungsversuche an Kühen und Schafen

In Zusammenarbeit mit der Eidg. Forschungsanstalt für viehwirtschaftliche Produktion in Grangeneuve/FR wurden mit verstrahltem Heu aus dem Tessin Fütterungsversuche an Kühen, Kälbern, Schafen und Lämmern durchgeführt. Es wurde hierzu von Tessiner Bauern Heu mit relativ hohem Caesium-Gehalt gekauft und nach Grangeneuve transportiert.

Von Mitte November 1986 bis Mitte Februar 1987 wurden 5 Milchkühe mit diesem Heu gefüttert und deren Milch, Kot und Urin sowie z.T. Fleischproben auf Radioaktivität untersucht. Mit der Milch wurden Kälber aufgezogen, deren Fleisch ebenfalls gemessen wurde. Nach drei Monaten Fütterung wurde auf unverstrahltes Heu umgestellt und die Abnahme der Aktivität in der Milch verfolgt, um die effektive Halbwertszeit zu ermitteln. Für eine Kuh konnte die vollständige Caesium-Bilanz bezüglich Aufnahme und Ausscheidung (Milch, Urin und Kot) erstellt werden. Die Messungen von Kalbfleisch erlaubten den Transferfaktor von Caesium von der Kuh in das Kalb und die Abnahme im Kalbfleisch nach Absetzen der Fütterung der Kühe mit kontaminiertem Heu zu bestimmen.

6 Mutterschafe wurden während einer gleichlangen Zeitperiode mit verstrahltem Heu gefüttert. Die Aktivität in den lebenden Tieren wurde mit dem Ganzkörperzähler gemessen. Zur Kontrolle des Umrechnungsfaktors "Ganzkörpermessung in Aktivitätsgehalt des Muskelfleisches" wurde ein Tier geschlachtet. Bei den Schafen wurde die Fütterung mit verstrahltem Heu nach ca. 3 Monaten abgesetzt und die Tiere mit unverstrahltem Heu gefüttert. Die Messungen wurden weitergeführt, um die Abnahme der Aktivität zu ermitteln. Die Aktivität der von diesen Mutterschafen aufgezogenen Lämmer hat man ebenfalls gemessen. Es zeigte sich, dass die spezifische Aktivität im Muskelfleisch der Lämmer höher ist als bei den Mutterschafen. Die biologische Halbwertszeit in den Lämmern ist jedoch wesentlich kürzer als im Mutterschaf.

Die Versuche ergaben die folgenden Resultate:

Transferfaktoren für Caesium: (Bq/kg pro Bq/kg)

	Kühe	**Kälber**	**Mutterschafe**	**Lämmer**
Heu → Milch:	0,062±0,012[1)]	---	---	---
Gras → Milch[2)]:	0,43 ±0,08	---	---	---
Heu → Fleisch:	0,13 ±0,03	---	0,20±0,03	---
Gras → Fleisch[2)]:	0,92 ±0,18	---	1,4 ±0,2	---
Milch → Fleisch:	---	2,2±0,3	---	---

---

1) vgl. Bericht "25 Jahre Radioaktivitätsüberwachung in der Schweiz [9]": 0,03-0,08 Bq/Liter Milch pro Bq/kg Gras T.S.

2) Umgerechnet aus dem Heu unter Annahme eines Trockengehaltes im Gras von 15%

Effektive Halbwertszeiten für Caesium (in Tagen):

im Fleisch:	83±8	21±2	45±5	19±2
in der Milch:	7,5±0,5	---	---	---

Aktivitätsverhältnis im Fleisch:

Lamm/Schaf	---	---	---	1,5±0,2

Die Aktivitätsbilanz bei den Kühen ergab beim Caesium-134 und -137, dass im Gleichgewichtszustand (d.h. wenn Aufnahmerate und Ausscheidungsrate konstant und gleich sind) 6% des Caesiums über die Milch ausgeschieden wird und 14% bzw. 80% über Urin bzw. über Kot.

5.6.4. Klärschlämme und Filter von Klimaanalgen

5.6.4.1. Klärschlämme (Fig. 5.50.)

Nach der Verstrahlung der Schweiz durch den Unfall Tschernobyl wurde von rund 200 ausgewählten Klärschlammproben die Radioaktivität untersucht. Dabei liessen sich bei vier Kläranlagen Zeitreihen bilden, die Aussagen über den Verlauf der Aktivität ermöglichten, nämlich Münsterlingen/TG, Bern, Lugano und Morges/VD. Die Probenahmen wurden von der Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene in Bern-Liebefeld organisiert und durch das Kläranlagepersonal durchgeführt.

Nebst dem kurzlebigen Jod-131, das rasch wieder verschwand, waren Caesium-137, Caesium-134 und Ruthenium-103 die wichtigsten Nuklide im Klärschlamm. Die Aktivität der Klärschlämme spiegelt recht gut die Intensität der Geländeverstrahlung der einzelnen Regionen wieder. Während des Sommers 1986 gingen die Aktivitäten im Klärschlamm stetig zurück. Für den Kanton Tessin wurde empfohlen, beim Austragen von Klärschlamm auf die Felder die gemäss Klärschlammverordnung innert 3 Jahren erlaubte Menge von 7,5 Tonnen T.S. (=Trockensubstanz) pro Hektare nicht in einer Dosierung auszutragen, sondern 1986 nur maximal 2,5 Tonnen T.S. pro Hektare. Damit konnte beim Austrag des im Sommer 1986 anfallenden Klärschlammes gemäss Fig. 5.50.c und 5.9.b nochmals bis ca. 5 kBq/m^2 auf die Felder gelangen, was für den Süd-Tessin maximal eine Erhöhung der anfangs Mai abgelagerten Aktivität um ca. 25% entspricht.

5.6.4.2. Zuluftfilter von Klimaanlagen

(vgl. auch H. Jossen und A. Auf der Maur: "Zuluftfilter in Klima- und Lüftungsanlagen"; Tschernobyl-Symposium Bern 20.-22.10. 1986)

Der Mittelwert der integralen Caesium-137-Immissionen in der Luft in der Schweiz zeigte keine grossen regionalen Unterschiede und betrug rund 100 $Bq \cdot h/m^3$ (Fig. 5.6.b). Dieser Wert ergibt bei

Dauerbetrieb einer Klimaanlage solange die Luft Radioaktivität enthielt, multipliziert mit der Saugleistung der Pumpe (m^3/h), die Gesamtaktivität des Filters.

Nach Messungen des Stadtlabors Bern beträgt die Staubbelastung der Stadtluft etwa 100 $\mu g/m^3$. Daraus errechnet sich bei einer Filterstandzeit von 10'000h für Caesium-137 bei 100% Abscheidung eine zu erwartende spezifische Aktivität von 100 Bq/g in den Filtern. Das Verhältnis von Filterstaub zu Filtermaterial kann am Ende der Standzeit etwa 1:1 betragen. Auf Filtermaterial und Staub berechnet ergäbe sich eine mittlere spezifische Aktivität von etwa 50 Bq/g Caesium-137. Die gemessenen Werte an Lüftungsfiltern lagen im Durchschnitt bei 115 Bq/g (Schwankungsbereich 1 bis 400 Bq/g). Die Hälfte der Werte lagen zwischen 37 und 190 Bq/g.

Am 6. Juni 1986 war die Gesamtaktivität der Filter ca. 4 mal grösser als ihre Caesium-137-Aktivität, anfangs Oktober noch ca. doppelt so hoch. Ab diesem Zeitpunkt waren für Strahlenschutzüberlegungen praktisch nur noch die Nuklide Caesium-134, Caesium-137 und Ruthenium→Rhodium-103 massgebend.

Umfragen bei Lüftungsfilterlieferanten haben ergeben, dass in der Schweiz schätzungsweise 500 t Filtermaterial in der fraglichen Zeit im Einsatz waren. Dies bedeutet, dass bei einer mittleren spezifischen Aktivität von 110 Bq/g in der Schweiz ca. 60 GBq Caesium-137 verteilt auf 500 t Filter vorlagen.

Für das Handhaben (Auswechseln, Entsorgen) bleibt, unter der Voraussetzung, dass keine gefährlichen Keime, organische krebserzeugende Stoffe oder Allergene im Filterstaub vorhanden sind, vermutlich der inerte Feinstaub, und nicht die Radioaktivität, der limitierende Schadstoff. Abklärungen der SUVA ergaben im Herbst 1986, dass die früher abgegebenen Empfehlungen für den individuellen Schutz aus Strahlenschutzgründen nicht mehr nötig waren. Hingegen können Arbeitskleidung und Atemschutz aus hygienischen Gründen notwendig sein. Die Anfangs Mai herausgegebene Empfehlung, mit dem Wechsel der Filter noch zuzuwarten, konnte am 4. Juli aufgehoben werden und die Filter durften ab diesem Zeitpunkt normal beseitigt werden. Die SUVA hat hierzu entsprechende Merkblätter veröffentlicht.

Betreffend die externe Bestrahlung beim Handhaben der Filter ergaben die Abklärungen der SUVA, dass ein Arbeiter, der in unmittelbarer Nähe der Filter 8 Stunden pro Tag verbringt, eine Ganzkörperdosis von 0,8 µSv pro Tag und an unbedeckten Körperstellen eine Hautdosis von höchstens 15 µSv pro Tag akkumuliert. Diese Dosen sind unbedeutend.

5.6.5. Aeroradiometrie-Flug am 7.7.1986 (Fig. 5.51.a und b)

Im Auftrag der Kommission für AC-Schutz wurde zusammen mit dem Institut für Geophysik der ETHZ ein NaJ-Gamma-Spektrometer für aeroradiometrische Messungen (mit Armee-Helikoptern) beschafft. Das Gerät misst laufend das Gammaspektrum der gesammten (aus Luft und Boden kommenden) Gamma-Strahlung und speichert jede Sekunde das Spektrum auf Magnetband für eine spätere Computerauswertung. Erste Testflüge konnten im Herbst 1984 durchgeführt

werden. Anfangs Mai 1986 war ein Messflug in der Ostschweiz geplant; wegen einer durch technischen Defekt verursachten Panne am Gerät und grösserer Reparatur musste er auf Anfang Juli 1986 verschoben werden. Die Flugroute ab Dübendorf ist auf der Karte ersichtlich (Fig. 5.51.a). Es wurde mit ca. 100 km/h in ca. 100 m Höhe über dem Boden geflogen.

Auf Fig. 5.51.b sind die Impulse/s des Gamma-Spektrums im Caesium-137-Fenster (661 keV) für den ganzen Messflug aufgetragen. Das Gerät ist noch nicht kalibriert, sodass noch keine Umrechnung in eine Aktivitätsflächenbelegung des Bodens erfolgen kann. Dagegen ist die Zählrate im Caesium-137-Fenster auf eine Höhe von 120 m korrigiert. Während über Dübendorf die Zählrate bei ca. 80 Imp./s lag, steigt sie im Bodenseeraum bis gegen 180 Imp./s. Die von der HSK erstellte Caesium-Kontaminationskarte der Schweiz (Fig. 5.9.b) gibt für die Gegend von Dübendorf eine Caesium-137-Belegung von ca. 10 kBq/m^2 an und für den Bodenseeraum ein Maximum von 22 kBq/m^2. Diese vorerst qualitativ gute Uebereinstimmung zeigt, dass das Gerät zur raschen Erfassung einer Bodenkontamination für solche Einsätze geeignet ist.