



Die Auswirkungen
des Reaktorunfalls
von Tschernobyl auf Österreich
2., verbesserte Auflage

BEITRÄGE

**LEBENSMITTELANGELEGENHEITEN
VETERINÄRVERWALTUNG
STRAHLENSCHUTZ**

2/88

FORSCHUNGSBERICHTE
HERAUSGEGEBEN VOM
BUNDESKANZLERAMT, SEKTION VII

Eigentümer, Herausgeber und Verleger: REPUBLIK ÖSTERREICH
BUNDESKANZLERAMT, SEKTION VII

Für den Inhalt verantwortlich: Sektionschef Mag.Dr. Ernst BOBEK
Alle 1030 Wien, Radetzkystraße 2

2. verbesserte Auflage

Druck: österreichische Staatsdruckerei. 905719

TSCHERNOBYL UND DIE FOLGEN FÜR ÖSTERREICH

INHALT

Zusammenfassung

Summary

Einleitung

1. Der Reaktorunfall von Tschernobyl

- 1.1. Beschreibung des Reaktors
- 1.2. Unfallablauf
- 1.3. Emissionen aus dem havarierten Reaktor

2. Meteorologische Situation

- 2.1. Ausbreitung der radioaktiven Wolke
- 2.2. Niederschlagsituation in Österreich

3. Überwachung Österreichs auf radioaktive Kontamination

- 3.1. Einleitung
- 3.2. Strahlenfrühwarnsystem
- 3.3. Österreichisches Überwachungsnetz für Radioaktivität

4. Strahlenmessungen in Österreich

4.1. Dosisleistungsmessung

- 4.1.1. Zeitliche Entwicklung der Verstrahlungssituation
- 4.1.2. Regionale Verteilung der Dosisleistung

4.2. Luftaktivitätsmessungen

- 4.2.1. Gammaskpektrometrische Bestimmungen von Radionukliden
- 4.2.2. Messungen an Luftproben für sonstige Nuklide

4.3 Radioaktivität in Niederschlägen

4.4 Belastungen des Bodens

- 4.4.1. Deposition von Radionukliden
- 4.4.2. Verhalten von Radionukliden in Böden

4.4.3. Bodenbelastung durch Strontium-90

4.5. Oberflächenwässer

4.5.1. Belastungssituation

4.5.2. Eintrag von Radionukliden in Gewässer

4.6. Lebensmittelüberwachung

4.6.0. Einleitung

4.6.1. Milch und Milchprodukte

4.6.1.1. Frischmilch

4.6.1.2. Milchprodukte

4.6.1.2.1. Käse

4.6.1.2.2. Butter

4.6.1.2.3. Trockenmilch

4.6.1.3. Strontium-90 in Milch und Milchprodukten

4.6.2 Gemüse

4.6.2.1. Spinat

4.6.2.2. Salat

4.6.2.3. Gemüse nach Aufhebung des Verkaufsverbots

4.6.2.4. Strontium-90 in Gemüse

4.6.3. Obst

4.6.4. Pilze

4.6.5. Getreide

4.6.5.1. Strontium-90 in Getreideproben

4.6.6. Fleisch, Geflügel und Eier

4.6.6.1. Schweinefleisch

4.6.6.2. Rindfleisch

4.6.6.3. Kalbfleisch

4.6.6.4. Geflügel

4.6.6.5. Eier

4.6.6.6. Schaffleisch, Wildpret

4.6.6.7. Strontium-90 in Fleisch

4.6.7. Fische

4.6.8. Trinkwasser

4.6.8.1. Zisternenwasser

4.6.8.2. Karstquellen

4.6.8.3. sonstige Wasserversorgungsanlagen

4.6.8.4. längerfristige Belastungen

4.7. Futter- und Düngemittel

4.7.1. Gras

4.7.2. Heu, Silagen und verwandte Futtermittel

4.7.3. Molke

4.7.4. Tierfütterung

4.7.4.1. Messung an Lebedtieren

4.7.4.2. Fütterungsversuche

4.7.4.3. Maßnahmen bezüglich Tierfütterung

4.7.5. Klärschlamm

5. Maßnahmen zur Dosisbegrenzung

5.1. Grundlagen

5.2. Ablauf des Vorfalls

6. Ermittlung der Strahlendosis

6.1. Einleitung

6.2. Belastung durch externe Strahlung

6.3. Inhalationsbelastung

6.3.1 Leitnuklide für die Inhalation

6.3.2. Belastungsrechnungen

6.3.3. Belastung durch Inhalation von Plutonium

6.3.4. Heiße Teilchen

6.3.5. Zusammenfassung der Inhalationsbelastung

6.4. Belastung über den Ingestionspfad

6.4.1. Einleitung

6.4.2. Belastung durch Jod-131 über Ingestion

6.4.3. Ingestion von Cäsium

6.4.4. Strontiumbelastung

6.4.5. Belastung durch andere Nuklide

6.5. Schwangerschaft und Fetalzeit

6.5.1. Externe Strahlenbelastung des Fetus

6.5.2. Jodbelastung des Fetus

6.5.3. Cäsiumbelastung der Feten

6.6. Belastung spezieller Berufsgruppen

6.6.1. Filterwechsel bei Klimaanlage

- 6.6.2. Berufe mit Aufenthalt im Freien
- 6.6.3. Umgang mit Gras und Heu
- 6.7. Ganzkörpermessungen
 - 6.7.1. Jodphase
 - 6.7.2. Cäsiumphase
 - 6.7.3. Untersuchungen an Obduktionsmaterial
 - 6.7.4. Vergleich mit Ergebnissen der Aufnahmerechnung
- 6.8. Zusammenfassende Darstellung der Strahlendosis
- 6.9. Ausblick auf die folgenden Jahre
 - 6.9.1. Trend des Belastungsverlaufs
 - 6.9.2. Berechnungen mit dem Computermodell ECOSYS
- 6.10. Dosisersparungen durch Maßnahmen
 - 6.10.1. Einleitung
 - 6.10.2. Empfehlungen und Verbote
 - 6.10.3. Grenzwertfestlegungen
 - 6.10.4. Sonstige Empfehlungen

7. Belastungsvergleiche

- 7.1. Vergleich mit dem Fallout aus Kernwaffenversuchen
- 7.2. Vergleich mit natürlicher Strahlenbelastung
- 7.3. Vergleich mit medizinischen Strahlenbelastungen

8. Gesundheitsrisiko infolge des Reaktorunfalls

- 8.1. Mißbildungsstatistik in Österreich
- 8.2. Risikoabschätzung

Anhang zu Kap. 8

Anhang 8.1.

Anhang 8.2.

9. Situation in anderen Ländern Europas

- 9.1. Belastung im internationalen Vergleich
- 9.2. Maßnahmen im internationalen Vergleich
 - 9.2.1. Länder des OECD Bereichs
 - 9.2.2. Auswirkungen in Osteuropa
- 9.3. Auswirkungen in der Sowjetunion

10. Literatur

Beschreibung der verwendeten Fachausdrücke

Umrechnungstabelle

ZUSAMMENFASSUNG

Am 26. April 1986 ereignete sich in Tschernobyl/UdSSR der folgenschwerste Unfall in der Geschichte der Kernenergie. In der Folge wurden radioaktiv kontaminierte Luftmassen auch nach Österreich verfrachtet und erreichten das Bundesgebiet am 29.4.1986. Die stärkste Aerosolaktivität wurde am 30.4.1986 beobachtet, am 1.5.1986 traten infolge starker Regenfälle in einigen Gebieten Österreichs hohe Bodenkontaminationen auf.

Nuklidspezifische Messungen radioaktiver Aerosole liegen aus dem Bereich des gesamten Bundesgebiets vor. Die höchsten Belastungen wurden dabei in Wien am 30.4.1986 mit 1.5 nCi/m^3 (56 Bq/m^3) Jod-131 und 0.26 nCi/m^3 (9.6 Bq/m^3) Cäsium-137 gemessen, die Aktivitäten von Strontium-90 und Plutonium blieben hingegen unbedeutend.

Durch die regionalen Unterschiede der Regenfälle erfolgten Bodenkontaminationen in variablem Ausmaß. Sie wurden durch die 336 automatischen Meßstationen des österreichischen Strahlenfrühwarnsystem in ihrem örtlichen und zeitlichen Verlauf registriert.

Über die in der Folge in umfangreichem Ausmaß durchgeführten Messungen an Lebensmitteln, Futtermitteln und anderen Proben wird im vorliegenden Bericht ausführlich berichtet.

In der ersten Phase waren hauptsächlich Milch und Gemüse betroffen, wobei die Belastung mit I-131 im Vordergrund des Interesses stand. In der Folge traten Probleme infolge von Kontaminationen mit den Isotopen Cäsium-134 und Cäsium-137 hauptsächlich bei Fleisch, in geringerem Umfang auch bei Obst auf.

Obwohl die laufend durchgeführten Messungen zeigten, daß die zu erwartenden Strahlendosen weit unter den Schwellendosen für akute Strahlenwirkungen lagen, wurden mit Hinblick auf die hohe zu erwartende Kollektivdosis umfangreiche Maßnahmen zur Verringerung der Strahlenbelastung und damit zur Minimierung allenfalls zu erwartender stochastischer Langzeiteffekte ergriffen, die insbesondere folgende Punkte betrafen:

- o) Tierfütterung (z.B. Weide-, Grünfütterungs- und Molkefütterungsverbot, Rauhfutteraktionen, Erstellung von Fütterungsplänen, Belastungsmessungen an Heu, Untersuchungen über Futtermittelzusatzstoffe zur beschleunigten Cäsiumausscheidung),
- o) Milchverarbeitung (Selektion von gering belasteter Milch zu Trinkzwecken und Verarbeitung höher belasteter Milch zu Milchprodukten unter Ausnützung der mit der Verarbeitung verbundenen Dekontaminierung),
- o) Fernhalten besonders belasteter Produkte vom Markt (Grenzwertkontrollen, Importregelungen, Verkaufsverbot, Schonzeitverlängerung für Wild),
- o) Warnung vor dem Verzehr bestimmter hochbelasteter Produkte (z.B. bestimmte Pilzsorten),
- o) Vermeiden zusätzlicher Bodenkontaminationen durch Unterbinden der Ausbringung von belastetem Klärschlamm.
- o) Anweisungen für Personen, die aufgrund ihrer beruflichen Tätigkeit besonderen Belastungen ausgesetzt sind (insbesondere Arbeiten beim Wechseln von Klimaanlagefiltern).

Die umfangreichen Meßergebnisse der Ortsdosisleistung, Aerosolaktivität und der Lebensmittelbelastung wurden zur Berechnung der Strahlenexposition der Bevölkerung herangezogen. Diese Berechnungen wurden sowohl für Personen verschiedener Altersgruppen als auch für verschiedene Regionen durchgeführt. Die Strahlenbelastung erfolgte durch externe Strahlenbelastung (Gammastrahlung aus radioaktiver Wolke und vom Boden), durch das Einatmen radioaktiver Nuklide (Strahlenbelastung durch Inhalation) sowie durch die Aufnahme radioaktiver Nuklide mit den Lebensmitteln (Strahlenbelastung durch Ingestion). Dabei stand die Strahlenbelastung durch Ingestion im Vordergrund; von der Jodbelastung durch Ingestion waren Säuglinge und Kleinkinder in weit stärkerem Ausmaß betroffen als Erwachsene, während die Unterschiede bei der Belastung durch Cäsium deutlich geringer sind.

Die externe Strahlenbelastung erfolgte fast ausschließlich durch die auf dem Boden abgelagerten Nuklide und betrug im ersten Folgejahr nach dem Unfall durchschnittlich 13 mrem (130 uSv), wobei Schwankungen aufgrund regionaler Unterschiede von ca. 4 bis ca. 31 mrem (40 bis 310 uSv) auftraten.

Die für die Inhalationsbelastung bedeutsamsten Nuklide waren Jod-131, Ruthenium-106 und Tellur-132. Aus den Luftaktivitätswerten ergeben sich (für Erwachsene, ohne Berücksichtigung von Gebäudeabschirmwirkungen) Effektivdosen zwischen 4 mrem (40 uSv, Vorarlberg, Kärnten) und 8 mrem (80 uSv, Wien), wobei infolge von Gebäudeabschirmwirkungen etwa die Hälfte dieser Werte realistisch erscheint. Bei fünfjährigen Kindern liegen die Werte um etwa 50 % höher, insgesamt blieb der Belastungspfad Inhalation von untergeordneter Bedeutung.

Die Ingestionsdosis zeigte wesentlich geringere regionale Schwankungen als die externe Strahlenbelastung. Aus der Jod-131-Aktivität der Nahrung (hauptsächlich Milch) und den statistischen Ernährungsdaten der Bevölkerung ergeben sich im landesweiten Durchschnitt Schilddrüsendosen zwischen nahezu 0 mrem (mit Babynahrung ernährte Säuglinge) und knapp unter 1000 mrem (10 mSv, mit Kuhmilch ernährte Säuglinge); für Erwachsene betrug die mittlere Schilddrüsensendosis durch Ingestion 125 mrem (1.25 mSv). Auch die Belastung der gestillten Säuglinge blieb infolge der geringen Belastung der Frauenmilch mit ca. 210 mrem (2.1 mSv) Schilddrüsensendosis (ca. 6.3 mrem (63 uSv) Effektivdosis) relativ gering.

Für die Bevölkerung hochbelasteter Gebiete liegt die Dosis aus der J-131-Ingestion bei 140 %, in niedrig belasteten Gebieten bei 75 % der österreichischen Durchschnittswerte.

Die Zufuhr von Cäsium-134 und Cäsium-137 erfolgte vor allem über Milch, Milchprodukte und Fleisch. Die cäsiumbedingte Folgedosis lag bei gestillten oder mit Babynahrung ernährten Säuglingen im ersten Lebensjahr für das erste Folgejahr bei 12 mrem (120 uSv) bei Erwachsenen bei 38.6 mrem (386 uSv). Für das zweite Folgejahr liegen die Werte bei etwa einem Drittel, für das dritte Folgejahr sind weitere starke Abnahmen bereits ersichtlich.

Ergebnisse von Ganzkörpermessungen ergeben eine geringere Strahlendosis als die Berechnungen über die Belastung von Lebensmitteln erwarten lassen.

Die Meßergebnisse zeigen ferner, daß Strontium-90 und Plutonium zwar im Tschernobyl-Fallout meßbar waren, jedoch hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf Dosis und Risiko unbedeutend geblieben sind.

Abschätzungen der durch die behördlichen Aktionen eingesparten Strahlendosis zeigen, daß vor allem Maßnahmen bezüglich der Tierfütterung und der Milchverarbeitung zu bedeutenden Einsparungseffekten geführt haben.

Risikoanalysen ergeben, daß Krebstodesfälle und genetische Schädigungen zwar aus der Dosisbelastung theoretisch errechenbar, eine statistisch signifikante Erhöhung derartiger Schädigungen jedoch nicht zu erwarten ist. Ferner zeigten Auswertungen der Häufigkeit bei der Geburt erkennbaren Mißbildungen sowie der Häufigkeit des Auftretens von Trisomie-21 keine Erhöhungen, in Übereinstimmung mit den Erwartungen.

Der Bericht gibt Vergleiche mit den Belastungen aus dem Fallout der Kernwaffenversuche zu Beginn der Sechzigerjahre, der natürlichen Strahlenbelastung und der Strahlenbelastung aus medizinischen Anwendungen wieder. Es zeigt sich, daß die aus dem Reaktorunfall herrührende zusätzliche Strahlendosis in Österreich im Bereich der entsprechenden Belastung aus dem Bombenfallout liegt, jedoch selbst im ersten Folgejahr nach dem Reaktorunfall (in dem die Belastungen am höchsten sind) im Schwankungsbereich der natürlichen Strahlung in Österreich liegt und etwa der Strahlenbelastung durch röntgendiagnostische Untersuchungen entspricht.

SUMMARY

After the Chernobyl reactor accident on April 26th 1986, contaminated air reached Austria on April 29th 1986. The highest aerosol activities were observed on April 30th 1986. Due to heavy rainfalls on May 1st 1986 some regions of Austria showed high ground contaminations.

Nuclide specific measurements of aerosol activity were performed in all regions of the country. The highest specific activities were measured in Vienna on April 30th 1986, with 56 Bq/m³ of iodine-131 and 9.6 Bq/m³ cesium-137; strontium-90 and plutonium being of subordinate importance.

Ground contamination was continuously monitored by means of the 336 permanently registering and reporting dose rate meters of the Austrian radiation early warning and monitoring system.

The report contains detailed data on measurements of foodstuff, feeding stuff and other types of samples.

In the first phase after the accident problems arose mainly because of the contamination of milk and green leafy vegetables with I-131, after approx. 4 weeks the situation was dominated by the contamination of milk and meat with the isotopes Cs-134 and Cs-137; to a minor extent fruits were also concerned.

The measured contaminations showed that the radiation doses to be expected were far below the thresholds for acute health effects. However, countermeasures aiming at a reduction of radiation doses to the population as a whole were adopted with respect to the high collective dose in order to prevent stochastic long term effects. Interventions were mainly connected with:

o) feeding of domestic animals (e.g. prohibition on allowing dairy cattle to graze outdoors, prohibitions and restrictions of the use of milk products for feeding purposes, supply of uncontaminated feedingstuff to contaminated areas, monitoring of fodder contamination, use of additives to enhance Cs-excretion.

o) decontamination by milk processing and selection of less contaminated milk for consumption.

o) restrictions on marketing of contaminated products (controls on the basis of fixed intervention levels, import restrictions, temporary marketing prohibitions, temporary ban on game hunting)

o) advice to restrict consumption of highly contaminated products (e.g. some sorts of non-cultivated mushrooms)

o) prevention of additional ground contamination by means of prohibitions in the use of sewage sludge for soil amendment

o) advices for persons, which were exposed because of their professional activities (e.g. workers changing air condition-/ventilation filters)

Results on measurements of dose rate, aerosol activity and food contamination were used for calculations of the exposure of the population. These calculations were performed both for various age groups and for different regions, considering radiation dose via the pathways "external exposure" (gamma-irradiation from cloud and deposition), "inhalation" and "ingestion". The main contribution stemmed from ingestion of contaminated food.

Infants and children were by far more affected by ingestion of iodine-isotopes than adults, whereas the differences were rather small with respect to the dose due to ingestion of caesium.

External exposure was mainly caused by means of nuclides deposited on the ground and amounted to an average of 13 mrem (130 uSv) in the first year after the accident, with regional differences in the range between 4 and 31 mrem (40 to 310 uSv).

The nuclides contributing most to the inhalation dose were iodine-131, ruthenium-106 and tellurium-132. Calculations on the basis of aerosol activity data result in effective dose values between 40 uSv (Vorarlberg, Carinthia) and 80 uSv (Vienna), because of shielding effects of buildings doses at about half these values seem more realistic. For children (5 years) the results are ca. 50% higher; in comparison with the total dose from all pathways the contribution of inhalation remained of minor importance.

Regional variations of the ingestion dose were considerably smaller than those of external exposure. On the base of iodine-131-activities in foodstuff (main contributions via milk) and statistical data on food consumption rates average values of thyroid dose between 0 mrem (infants fed with infant foods) and almost 10 mSv (infants fed with cow milk) were calculated; the average thyroid dose for adults because of ingestion was 1.25 mSv. Due to the low contamination of mother's milk the thyroid dose of breast-fed infants remained relatively low (2.1 mSv).

For inhabitants of highly contaminated areas the dose from I-131-ingestion was at 140 %, for those of less contaminated areas at 75 % of Austrian average.

The isotopes cesium-134 and cesium-137 were mainly delivered via milk, milk products and meat. The average exposure due to cesium ingestion in the first year after the accident amounted for infants fed with mother's milk or infant food to 120 uSv, for adults to about 400 mSv. In the second year after the accident the values are at about one third of the first year, a considerable further decreases in third year can be extrapolated.

Whole body measurements generally result in smaller doses than those evaluated on the basis of foodstuff contaminations.

Strontium-90 and plutonium were measurable in the Chernobyl-fallout, the results show, however, that the contributions of these nuclides to dose and risk remained negligible.

Estimates of the effects of countermeasures showed, that the main dose reductions were accomplished by protective actions concerning feeding of animals and converting of higher contaminated milk to dairy products.

Risk estimates show that deaths and genetic effects can be estimated from the exposure data on a theoretical basis, a statistically significant increase of the incidence of such detriments, however, is not to be expected. Further, evaluations of the incidence of malformations observable at the time of birth and of the incidence of Down's syndrome (trisomy-21) show no increase, in agreement with estimations on a theoretical basis.

Comparisons are made with the consequences of the fallout from nuclear weapon tests in the early sixties, with natural environmental radioactivity and the radiation doses due to medical applications. It is shown, that the additional exposure because of the reactor accident is in the order of magnitude of the radiation dose due to the nuclear weapons tests; however, even in the first year after the accident exposure remains within the variations of natural radioactivity in Austria and corresponds in this period approximately with the doses due to medical applications of radiation.

EINLEITUNG

Etwa sechs Monate nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl wurde im Auftrag des ehemaligen Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz vom Umweltbundesamt, dem damals Strahlenschutzabteilungen angeschlossen waren, ein vorläufiger Bericht über die Folgen des Reaktorunfalls von Tschernobyl in Österreich veröffentlicht (Tschernobyl und die Folgen für Österreich, Vorläufiger Bericht, F. Schönhofer, W. Ecker, H. Hojesky, W. Junger, K. Kienzl, H. Nowak, A. Riss, P. Vychytil, J. Zechner, Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien, November 1986).

Dieser Bericht hat damals sicher zu einer sachlichen Bewältigung des bis dahin vielfach emotionell empfundenen Themas beigetragen. Wenngleich seine Aussagen auch heute durchaus noch Gültigkeit haben, so liegt es am frühen Erscheinungsdatum des Berichts, daß etwa die Belastungen der Wintermonate oder der Folgejahre nur abgeschätzt werden konnten. Darüber hinaus bestand in der Öffentlichkeit vielfach der Wunsch nach genauerer Information über einige spezielle Themen, wie etwa der Strontiumbelastung infolge des Unfalls.

Nach nunmehr mehr als zwei Jahren nach dem Unfall in Tschernobyl liegt ein guter Überblick über dessen Auswirkungen vor. Das bedeutet weder, daß mit diesem Bericht eine erschöpfende Darstellung gebracht werden kann, noch daß alle einschlägigen Untersuchungen und Auswertungen abgeschlossen wären. Die Ergebnisse von Routine-meßprogrammen sind zum überwiegenden Teil weiterhin durch den Reaktorunfall von Tschernobyl bestimmt. Insbesondere zu radioökologischen Fragestellungen und zur Überprüfung und Verbesserung von Prognosemodellen sind sowohl durch die mit Strahlenschutz befaßten Dienststellen des Bundeskanzleramtes bzw. über dessen Auftrag,

ferner durch Universitäten und andere Forschungseinrichtungen weiterführende Untersuchungen und Auswertungen im Gange, wobei auch seitens des Bundeskanzleramtes in Aussicht genommen ist, über solche Ergebnisse weiterhin zu berichten.

Der vorliegende Bericht basiert hauptsächlich auf Daten, die von Dienststellen des Gesundheitsressorts oder in dessen Auftrag erhoben wurden, doch werden auch Ergebnisse aus anderen Bereichen referiert. Vielfach sind mittlerweile entsprechende Ergebnisse von den Autoren in ausführlicherer Form auch an anderer Stelle publiziert worden, worauf nach Möglichkeit verwiesen wurde.

Der Vorfall fiel in eine Phase der Umstellung älterer radiologischer Einheiten (z.B. Curie/Ci, rad, rem) in die neuen SI-Einheiten (z.B. Becquerel/Bq, Gray/Gy, Sievert/Sv). Zur Vermeidung von Verwechslungen des an sich komplizierten Sachverhalts wurden in Österreich konsequent die alten Einheiten verwendet. Obwohl nunmehr die Umstellung auf SI-Einheiten unmittelbar bevorsteht, wurde aus Konsistenzgründen im vorliegenden Bericht die Angabe in den alten Einheiten beibehalten, in einigen wichtigen Tabellen und Abbildungen sind jedoch auch zusätzlich die SI-Einheiten angegeben. Eine Umrechnungstabelle findet sich im Anhang.

Aus dem " Vorläufigen Bericht " wurden die Abschnitte über den Unfallhergang, die meteorologische Situation nach dem Reaktorunfall, die Überwachung Österreichs auf radioaktive Belastung, die Strahlenmeßergebnisse aus dem Lebensmittel- und Nichtlebensmittelbereich, die Ergebnisse von Fütterungsversuchen sowie die behördlichen Maßnahmen zur Minimierung der Strahlenbelastung weitgehend übernommen, wobei der Verlauf nach Abschluß des " Vorläufigen Berichts", weitergehende Auswertungen sowie zusätzliche Ergebnisse von Strontium- und Plutoniumbestimmungen berücksichtigt wurden.

Die Abschätzung der Strahlenbelastung, die im "Vorläufigen Bericht" teilweise auf Voraussagen der künftigen Strahlenbelastung angewiesen war, wurde mit Hilfe des nunmehr vorliegenden Datenmaterials erweitert dargestellt, wobei insbesondere auch Ergebnisse von Ganzkörpermessungen und erste Ergebnisse, die mit dem radioökologisch-dosimetrischen Computermodell ECOSYS erhalten wurden, dargestellt werden konnten. Die Rechnungen ergeben eine etwas geringere Dosisbelastung als die Abschätzungen im "Vorläufigen Bericht". Ange-schlossen sind ferner erweiterte Vergleiche mit dem Fallout der Kernwaffenversuche und Strahlenbelastungen aus natürlichen und me-dizinischen Quellen, Risikoabschätzungen und Maßnahmen im Ausland.

Hauptsächlich wurden Meßergebnisse folgender Stellen verwen-det:

Bundeskanzleramt

Bundesanstalt für Lebensmitteluntersuchung
und -forschung, Wien

Bundesanstalt für Lebensmitteluntersuchung Linz

Bundesanstalt für Lebensmitteluntersuchung Innsbruck

Bundesanstalt für Lebensmitteluntersuchung Graz

Bundesanstalt für Tierseuchenbekämpfung, Mödling

Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf (ÖFZS)

Bundesversuchs- und Forschungsanstalt Arsenal

Radiochemisches Institut der Universität Innsbruck

Institut für Kernphysik der Technischen Universität Graz

Für Messungen, Bereitstellungen von Meßergebnissen und Zusam-menarbeit bei der Probenbeschaffung soll insbesondere folgenden In-stitutionen gedankt werden:

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft mit
nachgeordneten Dienststellen
Landeswarnzentralen der Bundesländer
Bundesministerium für Landesverteidigung
Bundesministerium für Inneres
Landeslandwirtschaftskammern
Institut für Umweltmedizin der Stadt Wien
Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik
und deren Wetterdienststellen
Atominstitut der Österreichischen Universitäten
Bundesstaatliche bakteriologisch-serologische Untersuchungs-
anstalt Graz
Institut für Wildtierkunde der Veterinärmedizinischen
Universität
Institut für Anorganische Chemie der Universität Wien
Institut für Radiumforschung und Kernphysik

1. DER REAKTORUNFALL VON TSCHERNOBYL

In der Nacht des 26. April 1986 ereignete sich im Block 4 des Kernkraftwerkes Tschernobyl der schwerste Unfall in der Geschichte der Kernenergie, wobei Reaktor und Reaktorgebäude zerstört wurden. Große Mengen radioaktiven Materials wurden freigesetzt und über Europa hinaus verteilt.

1.1 Kurze Beschreibung des Reaktors

Zum Zeitpunkt des Unfalls bestand der Kernkraftwerkskomplex Tschernobyl aus vier Reaktoren, zwei zusätzliche Blöcke waren zum Zeitpunkt des Unfalls gerade in Bau. Die Reaktoren sind vom Typ RBMK (graphitmoderierter, leichtwassergekühlter Druckröhrenreaktor), die thermische Leistung eines Blockes beträgt 3200 MW, die elektrische 1000 MW. Die Bauart gestattet es, während des Lastbetriebes Brennelemente zu wechseln und damit die Verfügbarkeit der Anlage zu erhöhen. Das in zwei Kühlschleifen mit je 840 Druckröhren geführte Wasser wird im oberen Teil der Druckröhren verdampft. Der Dampf wird gesammelt, von mitgerissenem Wasser befreit und auf zwei Turbinen geleitet. Nach Kondensation wird das Wasser wieder in den Reaktor zurückgeführt.

1.2. Unfallablauf

Nach sowjetischen Angaben /IAEA 1986/ sollte die planmäßige Revision der Anlage zu einem elektrotechnischen Experiment genutzt werden, wobei die Vorgabe war, zu untersuchen, ob bei gleichzeitigem Verlust der externen Stromversorgung während eines Störfalles eine Ausnutzung der Rotationsenergie des auslaufenden Generators zur Überbrückung der Zeitspanne bis zum Start der Notstromdiesel möglich sei.

Im Laufe des Experimentes traten dann, teilweise wegen Fehlbedienung, Instabilitäten des Reaktors auf, woraus sich Betriebsmodalitäten ergaben, die völlig außerhalb der Anlagenspezifikation lagen. Offensichtlich in völliger Fehleinschätzung des kernphysikalischen Verhaltens des Reaktors wurden Sicherheitssysteme (Not-einspeisung, Reaktorschnellabschaltung - Scram -, Ausfahrsperrung der Regelstäbe) außer Betrieb gesetzt.

Reaktoren dieser Bauart sind im unteren Leistungsbereich aus kernphysikalischen Gründen (sog. positiver Void-Koeffizient) schwer zu regeln. Von der Betriebsmannschaft wurde versucht, das Abfallen der Reaktorleistung durch das praktisch vollständige Ausfahren der Regelstäbe zu kompensieren. Alle Fehlhandlungen führten letztlich zu einem unkontrolliertem Leistungsanstieg, den die Steuerstäbe nicht mehr ausregeln konnten. Der Befehl zum Schnelleinfahren der Steuerstäbe kam Sekunden zu spät, die folgende Leistungsexkursion zerstörte die wasserführenden Druckröhren, als Folge der Dampfexplosion wurde die obere Reaktorabdeckplatte weggerissen, die innere Struktur des Reaktors (Moderator und Druckröhren) freigelegt. Die Brennelementwechselmaschine und der Maschinenhallenkran stürzten auf den offenen Reaktor, das Reaktorgebäude wurde schwer beschädigt. Der Graphitmoderator begann zu brennen. Wegen der hohen Temperaturen setzte sich das Zirkon der Druckröhren mit dem Wasser chemisch um, der freigesetzte Wasserstoff bildete mit Luft Knallgas und verursachte eine weitere Explosion.

Erste Maßnahmen der Katastrophenbekämpfung beinhalteten Löschversuche (Wasser, Sand zum Ausschluß der Verbrennungsluft, Zuführung von Flüssigstickstoff zur Kühlung, Dolomit), Kritikalitätskontrolle (Abwurf von Borcarbid) und Strahlenschutzvorsorgen (Abwurf von Blei). Es gelang, die Emissionen innerhalb einiger Tage

stark einzuschränken; der Reaktor wurde zur endgültigen Versiegelung mit einer Betonhülle umgeben.

1.3. Emissionen aus dem havarierten Reaktor

Durch die hohen Temperaturen des brennenden Graphits wurden vor allem leichtflüchtige Elemente (Edelgase, Jod, Tellur, Alkalimetalle wie Cäsium, Ruthenium in Oxidform), in geringerem Umfang auch schwerer flüchtige Elemente (z.B. Erdalkalimetalle wie Strontium und Barium, auch Plutonium) freigesetzt; diese gelangten durch den thermischen Auftrieb des brennenden Graphits in große Höhe (etwa 1200 bis 1400 Meter) und wurden dann mit den herrschenden Luftströmungen weit verfrachtet.

Die täglichen Emissionen nach dem Unfall sind in Abb. 1.1. dargestellt. Ein großer Anteil der Aktivitätsabgabe (ca. 25%) erfolgte somit am Unfalltag. Luftmassen aus dieser Zeit gelangten auch nach Österreich.

Nach 6 Tagen kam es durch die Nachzerfallswärme zu einem Wiederanstieg der Temperatur und zu einem neuerlichen Anstieg der Aktivitätsabgabe. Aus diesen Tagen gelangten keine Luftmassen mehr nach Österreich. Erst 12 Tage nach dem Unfall gelang es, die Temperatur und damit die Emissionen nachhaltig zu reduzieren.

In Tab.1.1. sind die Emissionen für den 26.4.1986, die Emissionen bis zum 6.5.1986 sowie der Freisetzunganteil am gesamten Inventar für die einzelnen Radionuklide angegeben. Nach offiziellen sowjetischen Angaben betrug die Gesamtabgabe etwa 50 MCi (ohne Edelgase), d.s. $1.85 \cdot 10^{18}$ Becquerel, wobei die Werte mit einem geschätzten Fehler von ca. 50% behaftet sind.

Diese Angaben beruhen auf Abschätzungen und stellen unter

Berücksichtigung der außerhalb der Sowjetunion abgelagerten Aktivitäten eher eine Unterschätzung dar (/GRS 1986/).

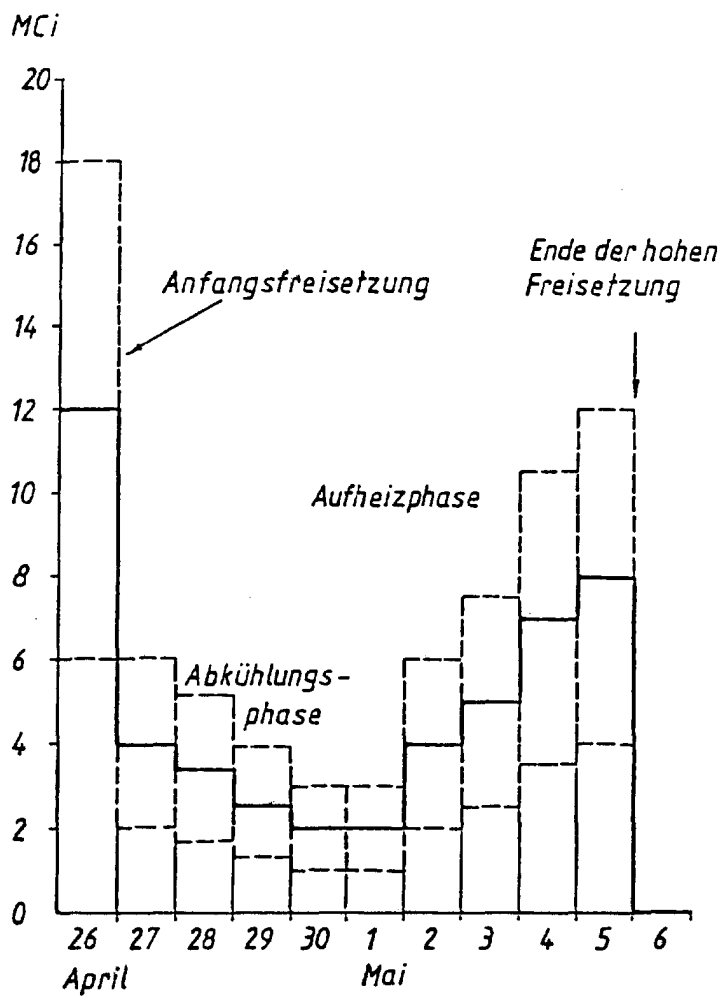


Abb. 1.1. Zeitlicher Verlauf der Aktivitätsabgaben aus dem Unfallreaktor, ohne Edelgase. Aktivitäten bezogen auf den 6.5.1986.

- - - - Unsicherheit von 50 %

Tab.1.1.: Abschätzung der Freisetzung, aufgeschlüsselt nach Nukliden (relativer Fehler $\pm 50\%$)

Isotop	Emissionen am 26.04.86 (MCi)	Emissionen bis 06.05.86 (MCi)	Freisetzunganteil in Prozent des Ge- samtinventars (bis 06.05.86)
Xe-133	5	45	fast 100
Kr-85m	0,15	-	fast 100
Kr-85	-	0,9	fast 100
J-131	4,5	7,3	20
Te-132	4	1,3	15
Cs-134	0,15	0,5	10
Cs-137	0,3	1,0	13
Mo-99	0,45	3,0	2,3
Zr-95	0,45	3,8	3,2
Ru-103	0,6	3,2	2,9
Ru-106	0,2	1,6	2,9
Ba-140	0,5	4,3	5,6
Ce-141	0,4	2,8	2,3
Ce-144	0,45	2,4	2,8
Sr-89	0,25	2,2	4,0
Sr-90	0,015	0,22	4,0
Pu-238	$0,1 \cdot 10^{-3}$	$0,8 \cdot 10^{-3}$	3,0
Pu-239	$0,1 \cdot 10^{-3}$	$0,7 \cdot 10^{-3}$	3,0
Pu-240	$0,2 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^{-3}$	3,0
Pu-241	0,02	0,14	3,0
Pu-242	$0,3 \cdot 10^{-6}$	$2 \cdot 10^{-6}$	3,0
Cm-242	$0,3 \cdot 10^{-2}$	$2,1 \cdot 10^{-2}$	3,0
Np-239	2,7	1,2	3,2

2. METEOROLOGISCHE SITUATION

Die Radionuklide, die infolge des Unfalls in der Anfangsphase in einer Höhe von bis zu 1200 - 1400 m in die Atmosphäre eingebracht wurden /IAEA 1986/, unterlagen der Verfrachtung durch die Luftströmungen (Translation), der Verdünnung (Diffusion), chemisch-physikalischen Umwandlungsprozessen (Transformation, radioaktiver Zerfall) sowie der Deposition auf trockenem und nassem Weg. Über die Ausbreitung der Schadstoffe liegen mittlerweile zahlreiche Studien vor (vgl. /Kolb 1986/, /Wirth 1987/, /Kolb 1988/).

2.1 Ausbreitung der radioaktiven Wolke

Die großräumige Luftdruckverteilung über Europa zeigte am 26. 4.1986, dem Tag des Reaktorunfalls, einen Tiefdrucktrog über Westeuropa und ein Hoch über Nordosteuropa. Dies hatte eine von Tschernobyl aus etwa nord - bis nordwestwärts gerichtete Luftströmung zur Folge. Auch die Berechnung der Zugbahnen der Luft (Trajektorien) in einer Höhe von etwa 1500 Meter ergab dieselbe Strömungsrichtung.

Die erste radioaktive Wolke, die Tschernobyl am 26. 4.1986 verlassen hatte, überquerte das Baltikum, streifte Schweden entlang der Ostseeküste (am 27.4.1986 wurden dort die ersten Erhöhungen der Radioaktivität registriert) und zog weiter über Finnland hinweg, wo sie am 27.4.1986 abends registriert wurde (Abb. 2.1.1.).

Zwischen dem 26.4.1986 und dem 27.4.1986 begann eine selbständige Tiefdruckentwicklung über dem westlichen Mittelmeer (Genuazyklone). Durch diese Umstellung der Großwetterlage änderten sich die Strömungsverhältnisse.

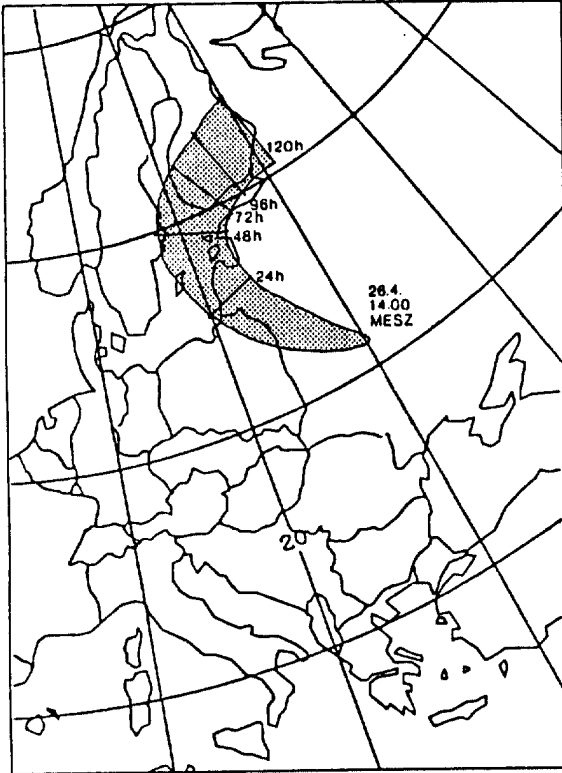


Abb.2.1.1.: Abluft des Unfalltages erreicht Schweden und Finnland

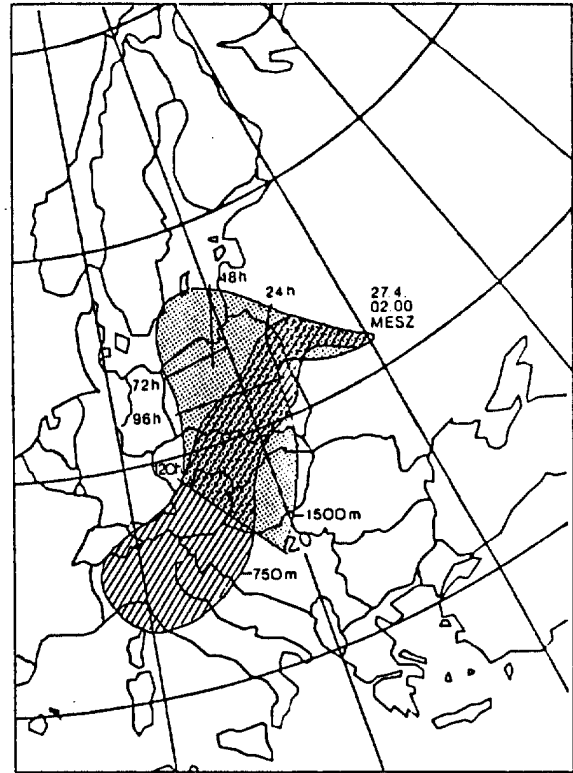


Abb.2.1.2.: Abluft des 27.4.1986 (Nacht) aus geringer Höhe erreicht Österreich am 29.4.1986 nachmittags, Luft aus größerer Höhe später

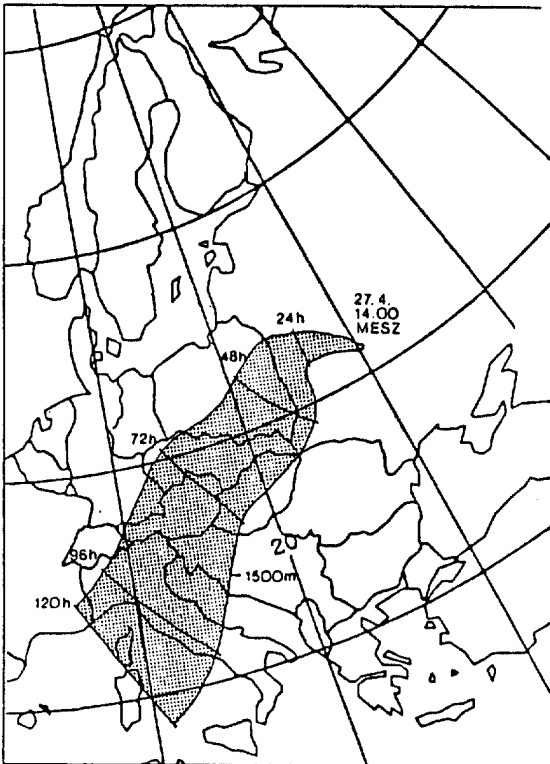


Abb.2.1.3.: Abluft des 27.4.1986 verursacht in Österreich hohe Belastungen am 30.4. und 1.5.1986

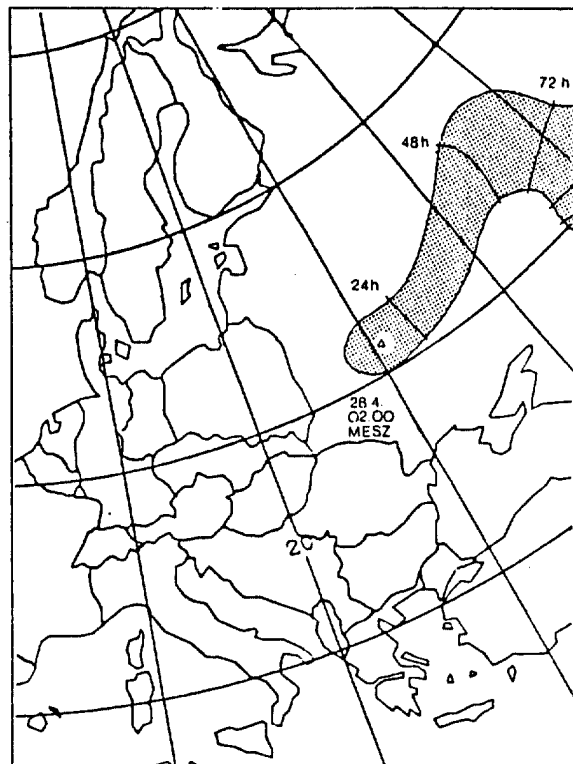


Abb.2.1.4.: Am 28.4.1986 dreht die Wetterlage. Vom Unfallort gelangt keine belastete Luft mehr nach Österreich.

Die erste Belastungswelle, die Österreich am Dienstag, den 29. 4.1986 erreichte, hatte Tschernobyl am 27.4.1986 um etwa 2 Uhr mitteleuropäischer Sommerzeit (MESZ) in einer Höhe unterhalb 1000 Meter verlassen. (Abb.2.1.2.). Die kontaminierte Luft drang von Nordosten her in unser Bundesgebiet vor. Dabei geben die berechneten Trajektorien das Auftreten etwa 12 - 24 Stunden später an, als den Anzeigen des Strahlenfrühwarnsystems entspricht. Die zweite und dritte Belastungswelle, die Österreich am Mittwoch, den 30.4.1986 und Donnerstag, den 1.5.1986 erreichte, wurde von Luft verursacht, die Tschernobyl im Laufe des Sonntags (27.4.1986) verlassen hatte. (Abb.2.1.3.). Die Zugbahnen der Luft verliefen dabei in Bodennähe und in 1500 Meter Höhe ähnlich. Die Luft, die Tschernobyl zwölf Stunden vorher (27.4.1986, 2 Uhr MESZ) in einer Höhe von 1500 Meter verlassen und nach den Trajektorienberechnungen eine etwas nördlichere Bahn genommen hatte (Abb.2.1.2.), erreichte Österreich ebenfalls am 1.5.1986 und konnte nicht als getrennte Belastungswelle unterschieden werden.

Der weitere Verlauf der Großwetterlage brachte für Österreich eine Besserung der Situation, da im Raume Tschernobyl die Strömung bereits in der Nacht vom 27.4.1986 auf 28.4.1986 auf West gedreht und ausschließlich Gebiete der Sowjetunion überquert hatte (Abb.2.1.4.). In der Folge - ab dem 2.5.1986 - wurde die Balkanhalbinsel und später die Türkei von Luftmassen aus Tschernobyl erreicht.

Nach Österreich gelangten ab dem 2.5.1986 keine Luftmassen mehr direkt aus Tschernobyl, teilweise aber aus Gebieten, die vorher von den radioaktiven Wolken überströmt worden waren. Allerdings wurde z.B. noch am 3.5.1986 Sonnblick in 3105 Meter Höhe ein größerer Anstieg registriert, der offensichtlich von einer stärkeren

radioaktiven Wolke herrührte. Regional unterschiedlich waren noch mehrere solcher "Wellen" sehr deutlich in der Aktivität der Luft und in einigen Fällen sogar in der Registrierung der Dosisleistung als Schwankungen im allmählichen Abfall der Werte erkennbar.

Erst ab dem 8.5.1986 war infolge der Umstellung der Großwetterlage auf eine Westwetterlage der Zustrom belasteter Luft nach Österreich beendet.

2.2. Niederschlagssituation in Österreich

Die radioaktive Belastung von Wasser, Boden und Vegetation und damit der Nahrungskette ist stark davon abhängig, ob und wieviel an Radionukliden durch den Niederschlag ausgewaschen wird. Zugleich mit dem Eintreffen der radioaktiven Wolken in Österreich wurden ab dem 29.4.1986 bedeutende Niederschlagsmengen im Alpenvorland - im Gebiet etwa zwischen Linz und Salzburg - und in inneralpinen Lagen registriert, und zwar zwischen dem 29.4.1986 früh und dem 9.5.1986 abends bis 40 mm (vgl. auch Niederschlagskarte, Abb. 2.2.1.). Nur in Ostösterreich (Weinviertel, Marchfeld, Nordburgenland) fiel in diesem Zeitraum fast kein Niederschlag.

Wie aber die nachfolgenden Untersuchungen gezeigt haben, ist die kleinräumige Situation der Bodenkontamination wesentlich komplexer als erwartet. Die Bodenbelastung ist zwar in erster Linie vom Niederschlag, aber auch von der geographischen Gegebenheit (Ebene, Gebirge) und nicht zuletzt wegen der unterschiedlichen Höhe der Wolken von der Seehöhe abhängig. Daher sind auch die lokalen Unterschiede der radioaktiven Belastung, wie aus den dargestellten Meßergebnissen ersichtlich ist, sehr groß.

Die Niederschlagssummen vom 29.4.1986 bis 4.5.1986 sind in

Abb.2.2.1., diejenigen vom 29.4.1986 bis 9.5.1986 in Abb.2.2.2. dargestellt. Der Vergleich mit den später dargestellten Belastungskarten zeigt, daß die Niederschlagssummen bis 4.5.1986 die Belastungsverteilung recht gut wiedergeben.

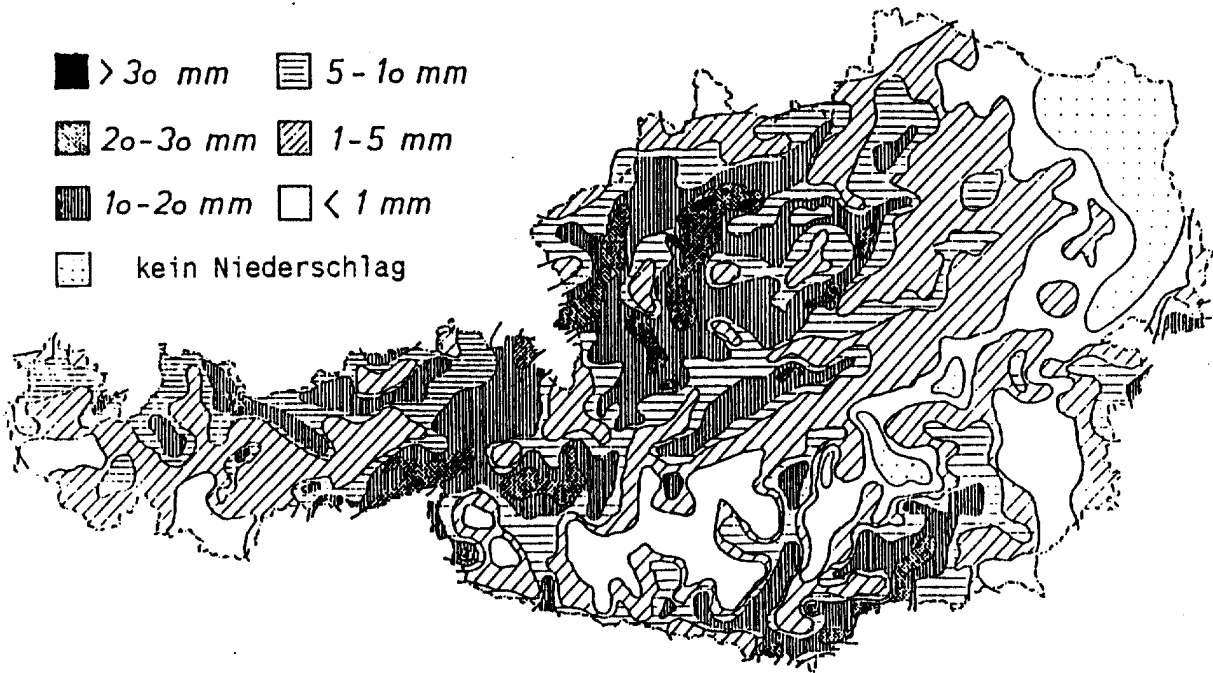


Abb.2.2.1.: Niederschlagskarte von Österreich vom 29.4.1986 06.00 Uhr bis 4.5.1986, 06.00 Uhr. (Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik)

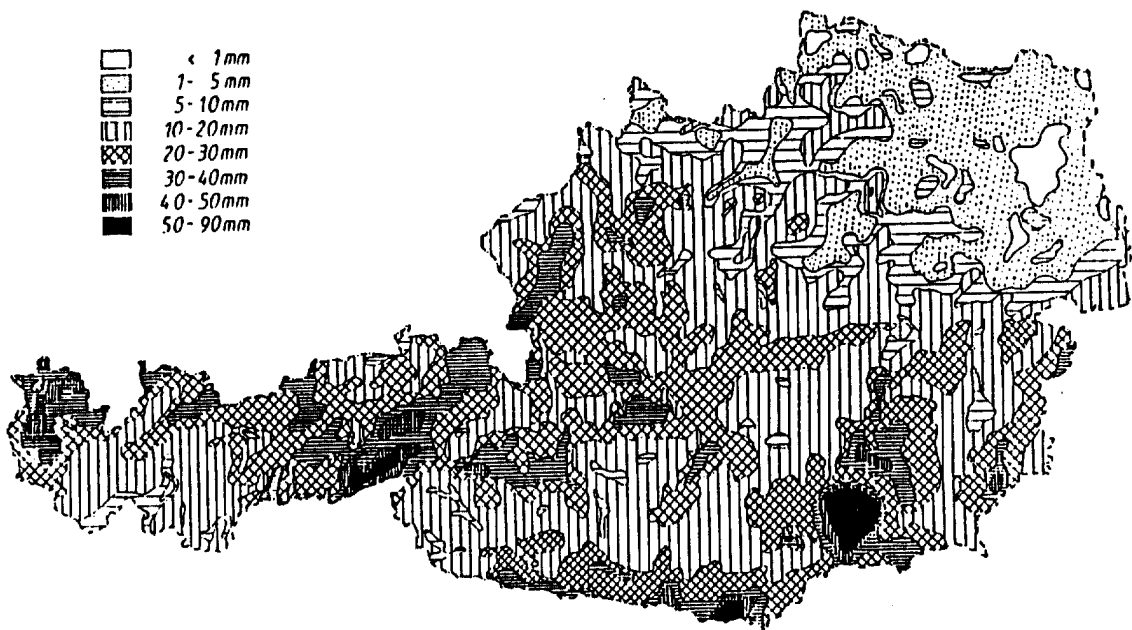


Abb.2.2.2.: Niederschlagskarte von Österreich vom 29.4.1986 07.00 Uhr bis 9.5.1986, 07.00 Uhr. (Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik)

3. DIE ÜBERWACHUNG ÖSTERREICHS AUF RADIOAKTIVE KONTAMINATION

3.1 Einleitung

Die gesetzliche Grundlage für die Umgebungsüberwachung ist im § 37(1) Strahlenschutzgesetz (StrSchG; BGBl. 227/ 1969) gegeben, in dem es heißt: "Dem Bundesministerium für soziale Verwaltung obliegt die großräumige Überwachung der Luft, der Niederschläge, der Gewässer und des Bodens sowie die Überprüfung der Lebensmittel und der landwirtschaftlichen Produkte nach Maßgabe der Erfordernisse des Schutzes des Lebens oder der Gesundheit von Menschen einschließlich ihrer Nachkommenschaft unter Bedachtnahme auf den jeweiligen Stand der Technik auf radioaktive Verunreinigungen."

Ab 1972 lag diese Kompetenz beim Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, mit der Änderung des Bundesministeriengesetzes ab 1.4.1987 beim Bundeskanzleramt (Bundesminister für Gesundheit und öffentlicher Dienst).

Den Anstoß für den Beginn der Umgebungsüberwachung auf radioaktive Stoffe in Österreich gaben die Kernwaffenversuche der Fünfziger- und Sechzigerjahre. Die erste Meßstelle zur Aerosolüberwachung wurde bereits 1957 in Zusammenarbeit zwischen der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik und dem Bundesministerium für soziale Verwaltung errichtet, weitere folgten in relativ kurzen Abständen. Die Einrichtung von Meßstellen erschien damals auch dringend notwendig, wurde doch 1962 ein Spitzenwert von 70 pCi/m³ Gesamtbetaaktivität der Aerosole, gegenüber derzeit (ebenso wie unmittelbar vor dem Reaktorunfall) ca. 0.1 pCi/m³ gemessen.

Um die Inhalationsdosen berechnen zu können, sind Daten über die Konzentration der Radionuklide in der Luft notwendig. Entsprechende Meßergebnisse werden seitens des Gesundheitsressorts laufend in Österreich erhoben (siehe Kap. 4.2), sodaß eine gute Abschätzung der entsprechenden Dosen möglich ist. Die Dosis durch externe Bestrahlung ist aus den Daten des Frühwarnsystems abschätzbar (siehe Kap. 4.1.). Die Kontrolle von Nahrungsmitteln stellt eine wichtige Voraussetzung dar, um Maßnahmen zur Minimierung der Dosisbelastung ergreifen zu können.

Während die Messung von Luft, Gammadosisleistung und Lebensmitteln unmittelbar mit der absorbierten Dosis verknüpft ist, gibt es noch eine Reihe von Medien, deren Messung und Überwachung notwendig ist, da sie auf Umwegen zu einer Strahlenbelastung führen können - teilweise kurzfristig, teilweise langfristig (vgl. Abb.3.1.1.). So führt radioaktiver Niederschlag nicht nur zu einer sofortigen Kontamination von Gemüse, sondern auch auf dem Weg über das Gras sehr rasch auch zur Kontamination von Milch, Milchprodukten und Fleisch. Wesentlich länger dauert der Weg über die Wurzel Aufnahme aus dem Boden in das Gemüse, Obst, Getreide und Gras. Eine Grundwasserkontamination ist meist unwahrscheinlich. Die Kontamination von Oberflächenwasser kann nicht nur zu Problemen bei der Trinkwasserversorgung führen, sondern auch zur Anreicherung verschiedener Radionuklide in Fischen. Nachträgliche Belastung des Bodens, etwa durch das Aufbringen von kontaminiertem Klärschlamm, muß ebenfalls bedacht werden. Aufgrund der hohen Kontamination von Gras und Boden muß auch den Futtermitteln (Gras, Heu, Silage und in der Folge Molke) besondere Aufmerksamkeit gewidmet werden. Umfangreiche Untersuchungen über eine mögliche Reduzierung der Fleischbelastung durch Futtermittelzusätze wurden nach dem Reaktorunfall durchgeführt. Im Kap. 4. wird eine Auswahl der wichtigsten Meßergebnisse gebracht, die zur radiologischen Beurteilung in Le-

bensmitteln, Futtermitteln sowie in sonstigen Bereichen erfolgt sind.

3.2. Strahlenfrühwarnsystem

Zur raschen Erkennung und Beurteilung großräumiger radioaktiver Verstrahlungen in Österreich (aufgrund kerntechnischer Unfälle, militärischer Aktionen oder des Absturzes von Flugkörpern (insbesondere Satelliten) mit höherem Radioaktivitätsinventar) wurde 1975 durch das vormalige Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz mit der Errichtung eines Strahlenfrühwarnsystems begonnen.

Mit seinen 336 Stationen (Abb.3.2.1.) steht ein flächendeckendes Netz zur permanenten Messung der Ortsdosisleistung mit Hilfe von Digitalgammametern zur Verfügung. Die Meßsonden befinden sich in der Regel auf Dächern öffentlicher Gebäude, wobei bei der Aufstellung der Abstand der Meßstellen (Maschenweite ca. 15 km), Berücksichtigung stärker besiedelter Gebiete (in der Regel Aufstellung in Orten mit mehr als 5000 Einwohnern) und Ballungsräumen (mehrere Meßstellen in größeren Orten) sowie von grenznahen Gebieten zugrundegelegt wurde. Über ein Datenübertragungsnetz werden die jeweiligen Dosisleistungswerte permanent sowohl in die betreffende Landeswarnzentrale als auch in die Bundesstrahlenwarnzentrale des Gesundheitsressorts übermittelt. Zur Zeit des Reaktorunfalls waren von den 336 Meßstationen bereits 333 an das Datenübertragungsnetz angeschlossen und arbeiteten zuverlässig.

Tab. 3.2.1.: Pegel des Strahlenfrühwarnsystems
(Gammadosisleistung)

Pegel	Bereich
1	von der Überschreitung des jeweiligen Durchschnittswertes um 15% bis 30uR/h
2	30 uR/h - 100 uR/h
3	100 uR/h - 1 mR/h
4	1 mR/h - 10 mR/h
5	10 mR/h - 100 mR/h
6	100 mR/h - 3 R/h
7	3 R/h - 30 R/h
8	> 30 R/h

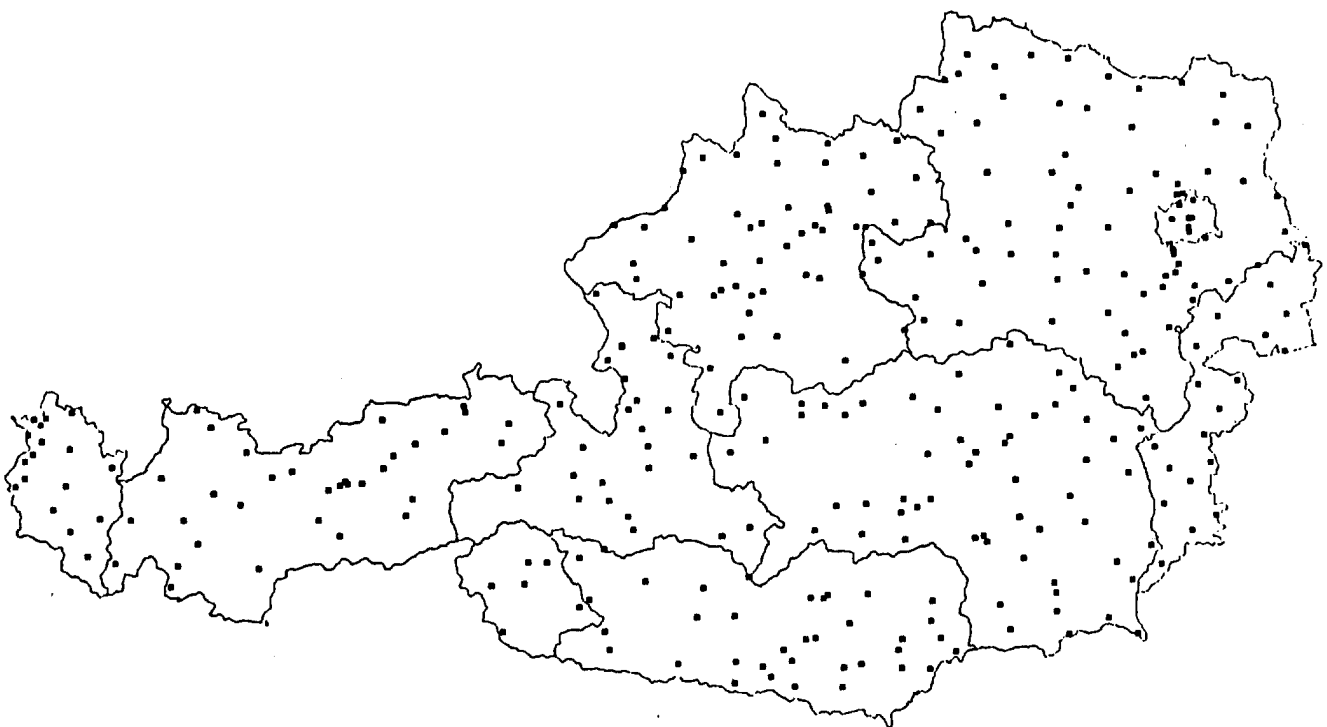


Abb. 3.2.1.: Meßstationen des Strahlenfrühwarnsystems

Um einen schnellen Überblick über Verstrahlungssituationen zu gewährleisten, wurden 8 Warnpegel festgelegt (siehe Tab.3.2.1). Pegel 1 wird auch durch den "Washout- Effekt" natürlicher Radionuklide nach Regenfällen erreicht.

Die Belastung des Menschen über äußere Strahlung läßt sich mit Hilfe dieser Ortsdosisleistungsmessungen abschätzen. Die Dosisleistung am Ort der Sonde stimmt mit der für den Menschen zu erwartenden Dosis am betreffenden Ort im allgemeinen gut überein. In Bereichen, in denen der Abfluß von Regenwasser behindert ist (vor allem über Grasflächen), wurden jedoch in Bodennähe etwa um einen Faktor drei höhere Werte gemessen. Die Meßwerte werden auch durch die Umgebungsverhältnisse an den Montageorten der Meßsonden beeinflußt.

Infolge der Dichte des Meßnetzes lassen sich mit Hilfe des Systems kartographische Darstellungen der Verstrahlungssituation erstellen.

Zur raschen Abschätzung von Inhalationsbelastungen werden derzeit Aerosolwarngeräte installiert.

Da das Strahlenfrühwarnsystem keine nuklidspezifischen Analysen der aufgetretenen Aktivitäten durchführen kann, sind Abschätzungen über zu erwartende Inhalationsbelastungen nur mit Hilfe von Informationen über die Verstrahlungsursache (Unfalltyp) möglich. Derartige Abschätzungen wurden auch im Fall Tschernobyl durchgeführt; für genaue Aussagen waren jedoch die nuklidspezifischen Auswertungen von Aerosol- und Luftproben nötig.

3.3. Überwachungsnetz für Radioaktivität

Im "Überwachungsnetz für Radioaktivität" sind behördliche, Universitäts- und Forschungsinstitutionen eingebunden, die sich mit der Messung der Radioaktivität in der Umwelt beschäftigen. Ursprünglich war die überwiegend angewandte Meßmethode die Gesamt-Beta- bzw. Gesamt-Alpha-Messung, und nuklidspezifische Meßmethoden für Sr-90 sowie mittels Natrium-Iodid-Detektoren wurden nur vereinzelt angewandt. Ab 1978 erfolgte ein Modernisierungsprozeß, wobei effizientere Probesammelgeräte und vor allem die hochauflösende nuklidspezifische Halbleiter-Gamma-Spektroskopie als Routinemeßmethode eingeführt wurden.

Ziel des Überwachungsnetzes ist es, im österreichischen Bundesgebiet jederzeit auch geringe Erhöhungen der Umweltradioaktivität, wie etwa durch Emissionen aus grenznahen Kernkraftwerken, durch Abgabe aus der Nuklearmedizin oder durch österreichische Forschungsreaktoren festzustellen und im Fall einer großräumigen Verstrahlung sofort bundesweit notwendige Messungen der Radioaktivität durchzuführen.

In Österreich wird routinemäßig folgendes Meßprogramm zur Umweltüberwachung durchgeführt: in Wien, Linz, Salzburg, Innsbruck, Bregenz, Klagenfurt und Bad Radkersburg sind Aerosolsammler in Betrieb, die eine Leistung von etwa $100 \text{ m}^3 / \text{h}$ haben und die Aerosole an Glasfiltern abscheiden. Die Filter werden zur nuklidspezifischen Analyse der Aerosole verwendet. Zum Einsatz in Anlaßfällen stehen Sammler mit einer Leistung von etwa $500 \text{ m}^3 / \text{h}$ in Wien, Linz und Graz zur Verfügung, ferner ist ein mobiler großer Sammler (ca. $5000 \text{ m}^3 / \text{h}$) des Gesundheitsressorts im Österreichischen Forschungszentrum Seibersdorf stationiert. Weitere Aerosolmeßanlagen werden bei den Österreichischen Forschungsreaktoren betrieben. Niederschlags-sammler existieren mit Ausnahme von Bad Radkersburg an den gleichen Stellen wie die Aerosolsammler.

Sammelstellen für

• *Niederschläge*

▼ *Aerosole*



Abb. 3.3.1. Sammelstellen für Aerosole und Niederschläge

Die Station Retz ist seit Herbst 1986 in Betrieb. Zur Zeit des Reaktorunfalls wurde ferner die Aerosolmessung in Linz mit einer Schrittfilterbandanlage (Messung der Gesamtbetaaktivität) sowie mit einer kleinen Sammelanlage zur gammaspektroskopischen Auswertung durchgeführt.

Zur Feststellung von größeren Radioaktivitätsabgaben in Oberflächengewässer erfolgen routinemäßige Kontrollen. Das Netz ist im Bereich von March und Thaya (Nordost-Österreich) dichter, um eine eventuelle Kontamination durch die Kernanlage Dukovany in der CSSR erfassen zu können.

4. STRAHLENMESSUNGEN IN ÖSTERREICH

4.1 Dosisleistungsmessung

Das Strahlenfrühwarnsystem, dessen Aufbau in Kap.3.2. beschrieben wurde, liefert laufend Informationen über die zeitliche Entwicklung der Dosisleistung im gesamten Bundesgebiet und gibt damit auch einen ersten Überblick über die Verstrahlungslage.

4.1.1. Zeitliche Entwicklung der Verstrahlungssituation

Im folgenden Abschnitt wird die zeitliche Entwicklung der Dosisleistung durch Darstellung der Meßwerte einiger typischer Meßstellen beschrieben. Die genannten Stationen des Strahlenfrühwarnsystems sind in Abb.4.1.1. eingezeichnet.

Ein signifikantes Ansteigen der Dosisleistung der äußeren Strahlung wurde am frühen Nachmittag des 29.4.1986 im nördlichen Niederösterreich beobachtet (z.B. Poysdorf im Weinviertel, Abb.4.1.2.), und zwar um ca. 7 Mikroröntgen/h (folgend als $\mu\text{R/h}$ abgekürzt), ein Wert, der etwa im Schwankungsbereich der natürlichen Strahlung liegt. Nachträgliche Feinauswertungen der auf Magnetbändern aufgezeichneten Meßwerte ergaben für das Grenzorte im nordöstlichen Niederösterreich Hinweise auf ein erstes Eintreffen in den Vormittagsstunden des 29.4.1986 /Kolb 1987/.

In Poysdorf kam es zu keinen Niederschlägen, daher blieb die Dosisleistung dort unter 20 $\mu\text{R/h}$.

In Wien (z.B. FW-Rudolfshügel) sind im Dosisleistungsverlauf (Abb.4.1.3.) ebenfalls die Auswirkungen der trockenen Deposition der Aerosolwolken vom 29.4.1986 und 30.4. 1986 gut erkennbar.

Ein weiterer steiler Anstieg der Dosisleistung erfolgte dort in den frühen Morgenstunden des 1.5. 1986 durch nasse Deposition.



Abb.4.1.1.: Ausgewählte Meßstationen des Strahlenfrühwarnsystems

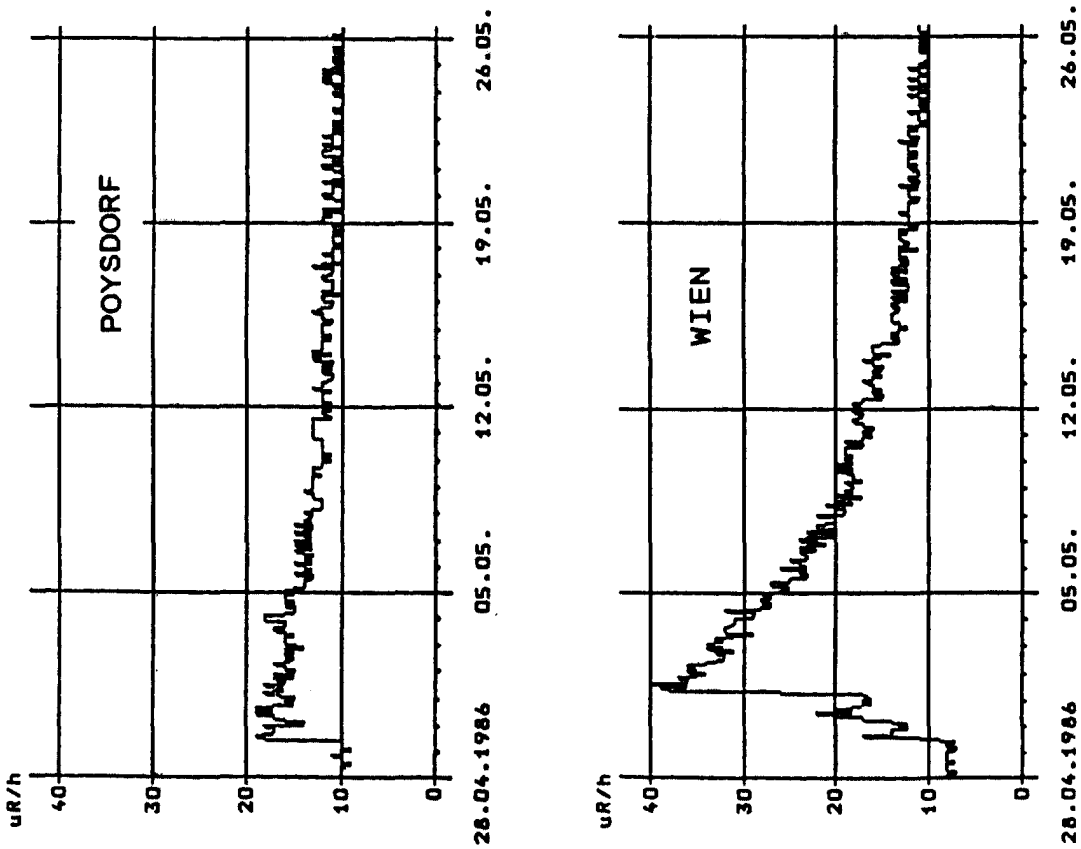


Abb.4.1.2. u. 4.1.3.: Verlauf der Dosisleistung in Poysdorf und Wien

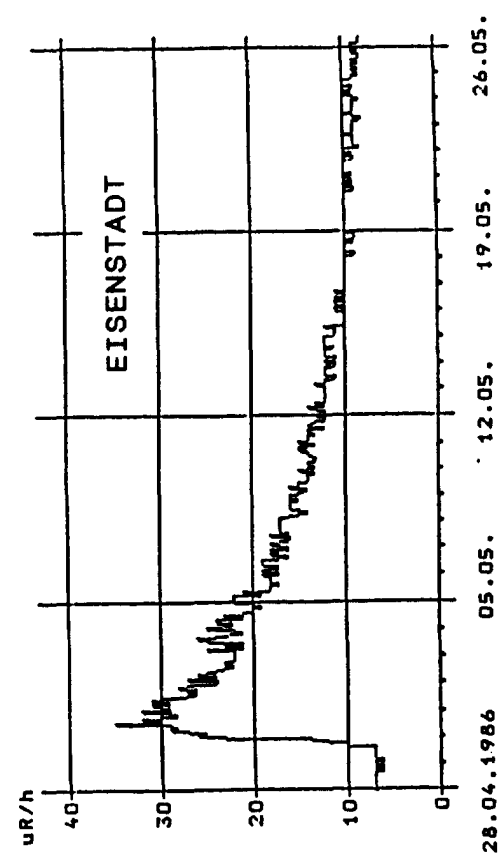
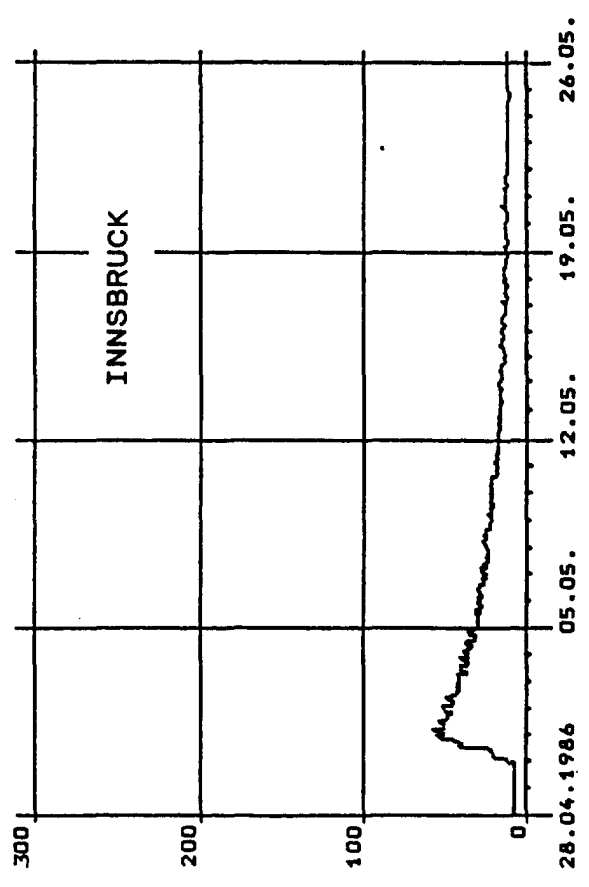
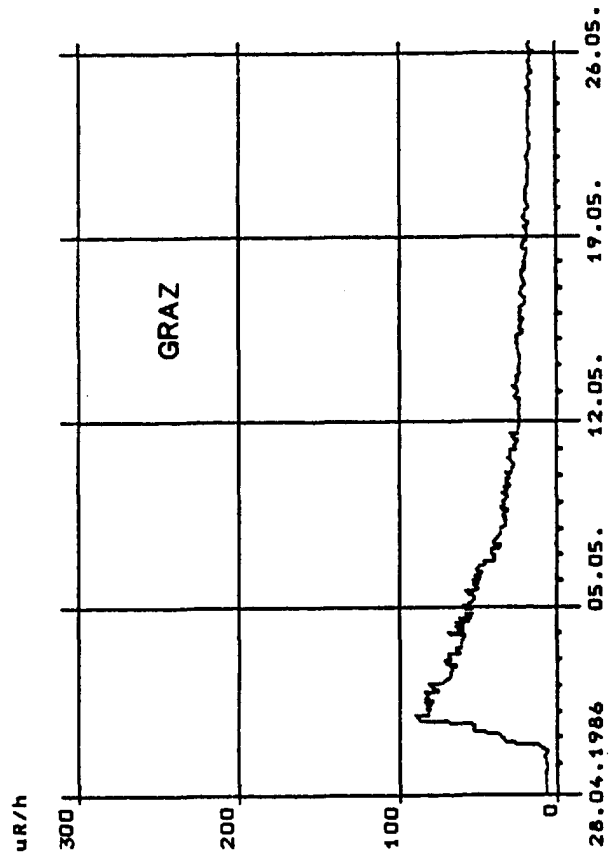
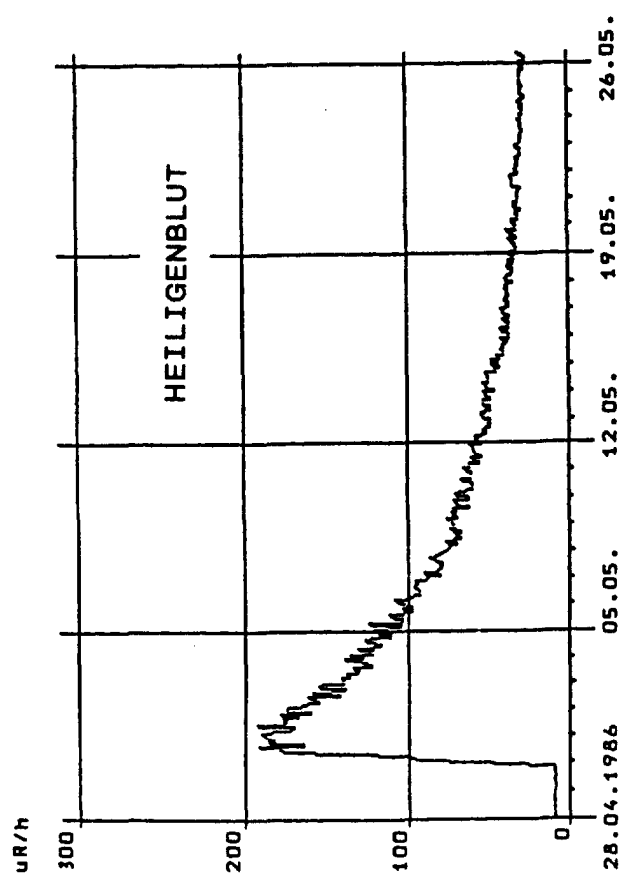


Abb. 4.1.4. bis 4.1.7.: Verlauf der Dosisleistung in Graz, Eisenstadt, Heiligenblut und Innsbruck

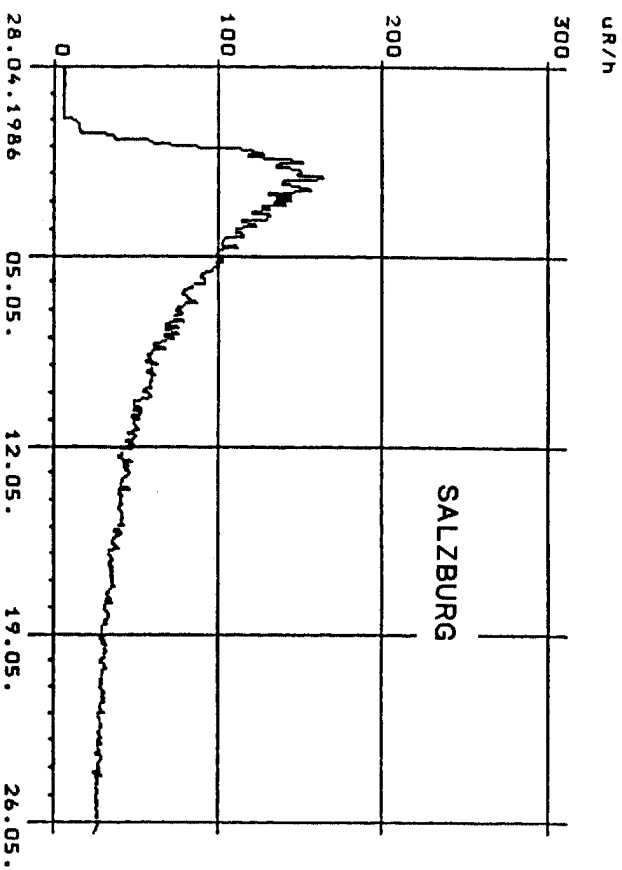
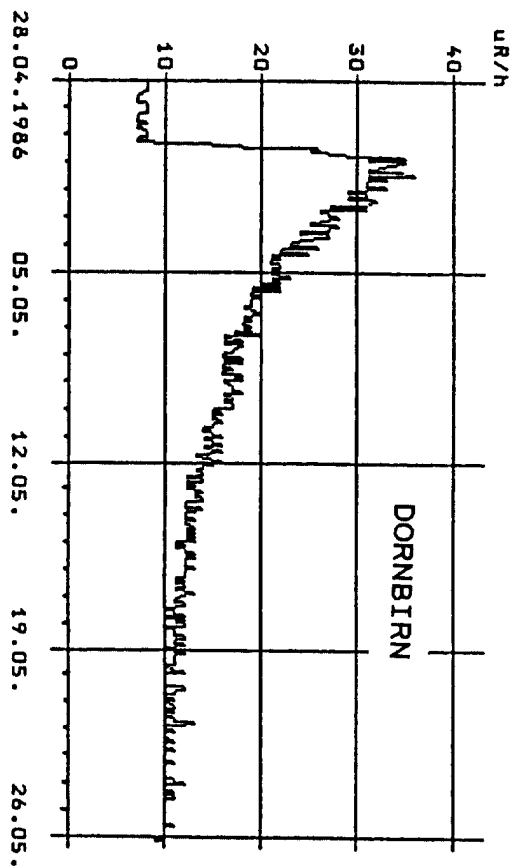
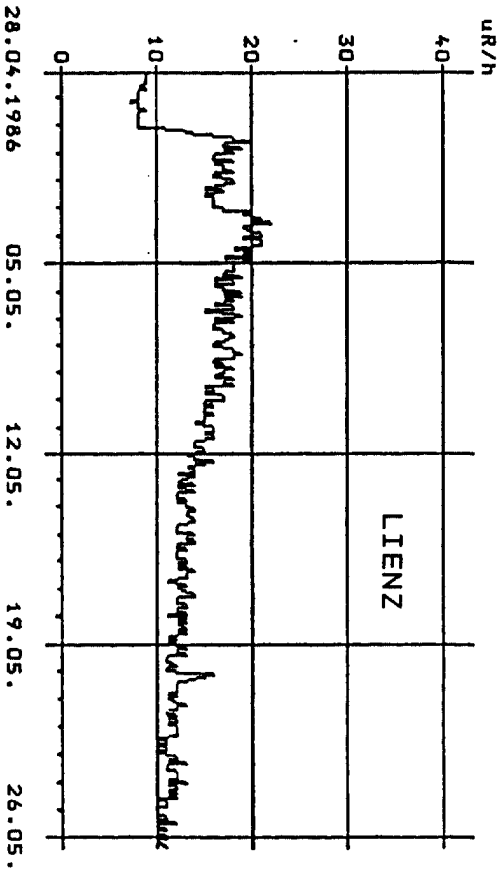
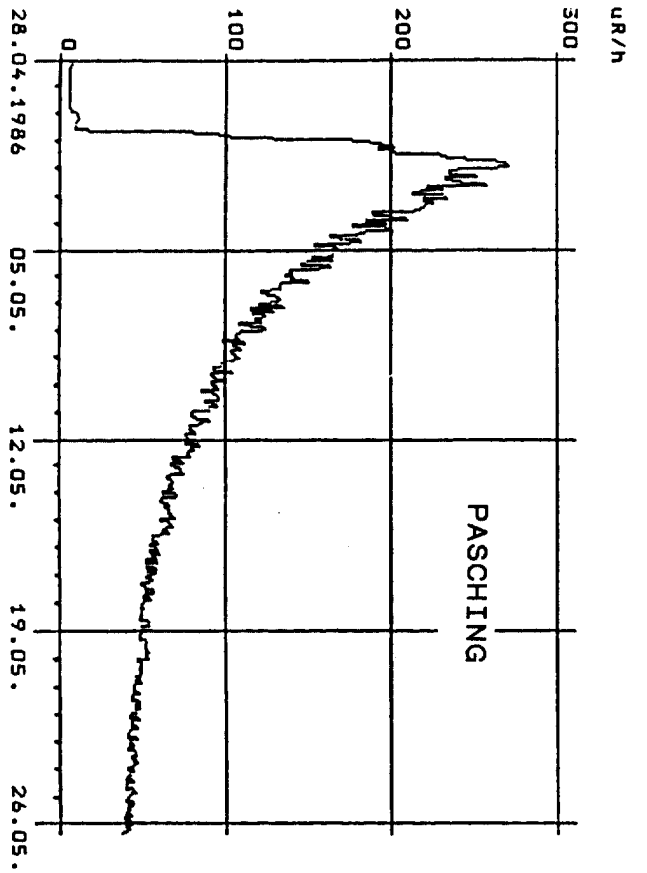


Abb.4.1.8. bis 4.1.11.: Verlauf der Dosisleistung in Dornbirn, Salzburg, Pasching und Lienz

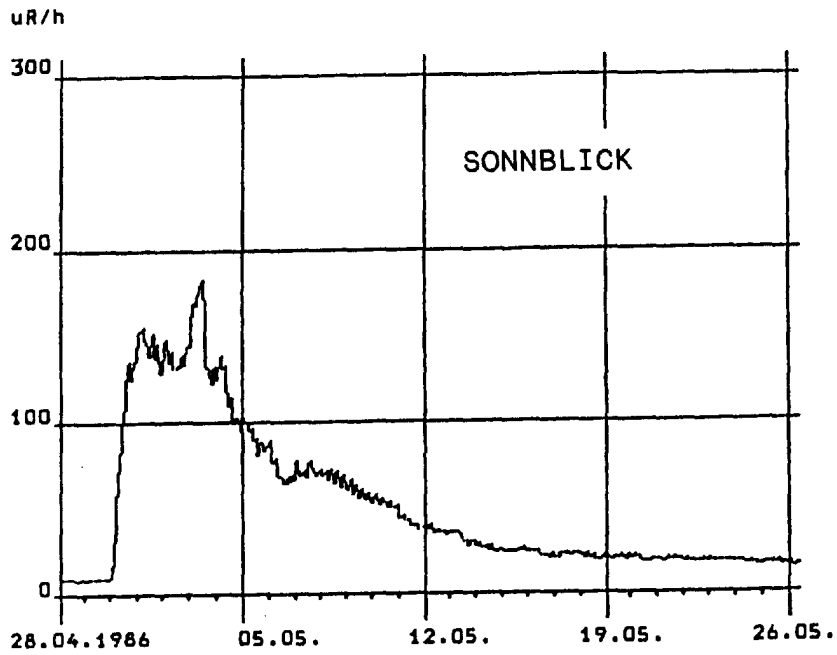


Abb.4.1.12.: Verlauf der Dosisleistung am Sonnblick

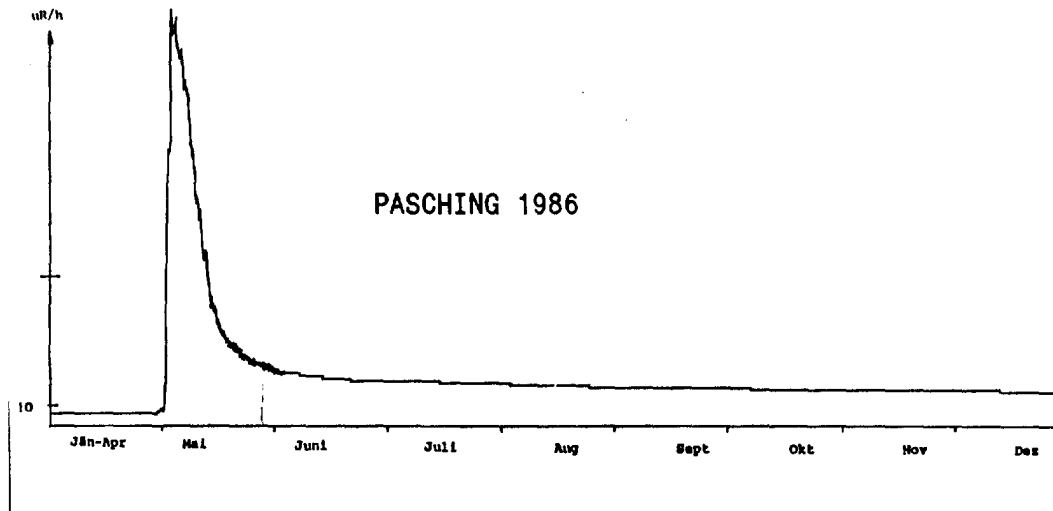


Abb.4.1.13.: Verlauf der Dosisleistung im Jahr 1986 in Pasching

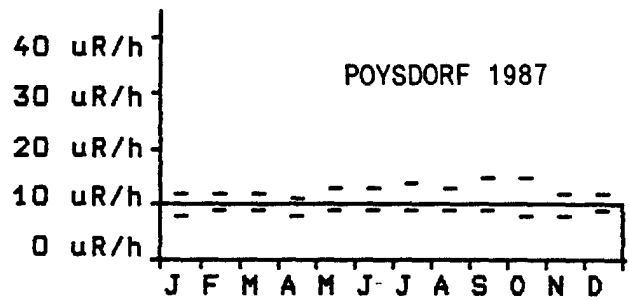
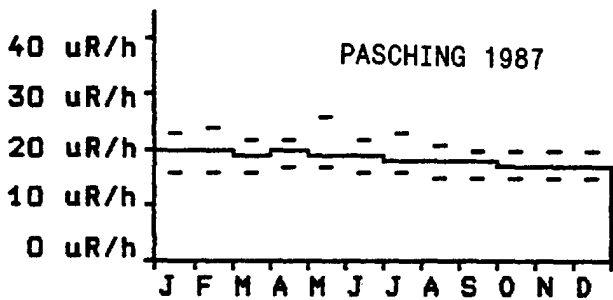


Abb.4.1.14 u.4.1.15: Verlauf der Ortsdosisleistung in Pasching und Poysdorf im Jahr 1987

In der Steiermark (Graz, Abb.4.1.4.), im Burgenland (Eisenstadt, Abb.4.1.5.) und in den Hohen Tauern (Heiligenblut, Abb.4.1.6.) fielen schon in der Nacht zum 30.4.1986 Niederschläge, die mit Dosisleistungsanstiegen einhergingen. Der Anstieg war in Heiligenblut wesentlich höher und in Eisenstadt wesentlich niedriger als in Graz (Abb. 4.1.4. bis 4.1.6.).

Mit geringen Zeitverschiebungen zeigt sich ein ähnliches Bild auch in Westösterreich (Innsbruck, Abb.4.1.7. und Dornbirn, Abb.4.1.8.). Im Bereich Salzburg, Oberösterreich sowie im westlichen Niederösterreich (Salzburg Flughafen, Abb.4.1.9. und Pasching, Abb.4.1.10.) blieb die erste Belastungswelle ohne Niederschläge. Starke Regenfälle führten dann jedoch bis zum 2.5.1986 zu starken Dosisleistungserhöhungen in diesen Gebieten.

Zu späteren Zeitpunkten kam es in Österreich nur noch zu geringen zusätzlichen Belastungen, die in manchen der geringer belasteten Gebieten an Unstetigkeiten im Abfall des Dosisleistungsverlaufes sichtbar sind, etwa in Lienz (Abb. 4.1.11.) oder in Eisenstadt (Abb.4.1.8.) um den 4.5. 1986 und in Dornbirn (Abb.4.1.8.) um den 7.5.1986.

Am Sonnblick (Abb.4.1.12.) ist am 3.5.1986 im Gegensatz zu allen anderen Stationen eine sehr deutliche Erhöhung zu sehen. Offensichtlich handelt es sich um eine in größerer Höhe über Österreich ziehende Wolke.

Durch den radioaktiven Zerfall der kurzlebigen Radionuklide (vor allem Te-132, I-131) und infolge von Auswaschungsvorgängen ist in der Folge ein stetes Absinken der Dosisleistungswerte zu beobachten. Vom Unfallort selbst wurde ab 8.5.1986 keine Radioaktivität mehr nach Österreich verfrachtet.

Wie der weitere Verlauf der Ortsdosisleistung zeigt (Pasching, Abb.4.1.13.), war die Erhöhung der Dosisleistung in der Regel nach wenigen Monaten weitgehend abgeklungen. Seither ist an Stationen, an denen noch eine Erhöhung der Ortsdosisleistung besteht, eine weitere ständige Abnahme beobachtbar, die jedoch langsam erfolgt und hauptsächlich durch Auswaschvorgänge sowie durch den Zerfall vor allem von Cs-134 bestimmt ist (Abb.4.1.14. und 4.1.15).

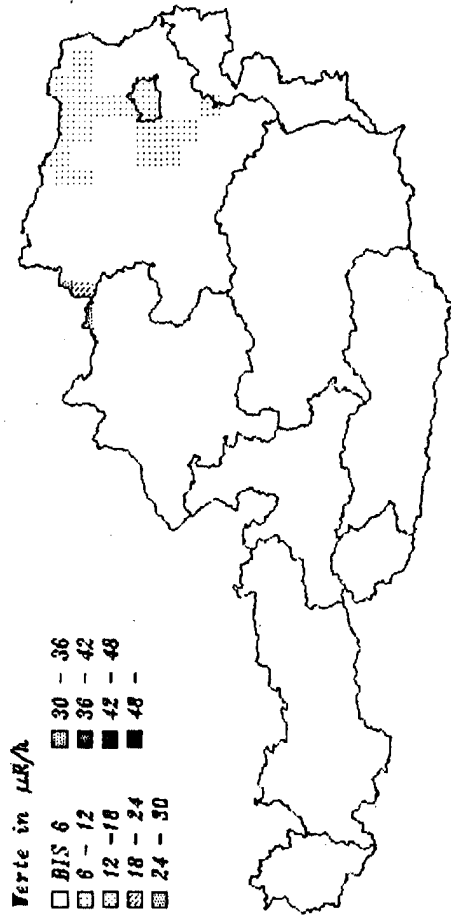
4.1.2. Regionale Verteilung der Dosisleistung

Die Abbildungen 4.1.16. bis 4.1.23 zeigen die Entwicklung der Dosisleistung in der Anfangsphase vom 29.4.1986 16 Uhr bis 30.4.1986, 22. Uhr. Jede Karte berücksichtigt Zweistundenmittelwerte und einen Zeitraum von vier Stunden, und zwar bis 48 uR/h in Schritten von 6 uR/h. Es läßt sich verfolgen, wie die Dosisleistung zuerst im Nordosten Österreichs steigt und anschließend die Steiermark und Kärnten und schließlich auch Salzburg, Tirol und Oberösterreich, von den Erhöhungen betroffen waren.

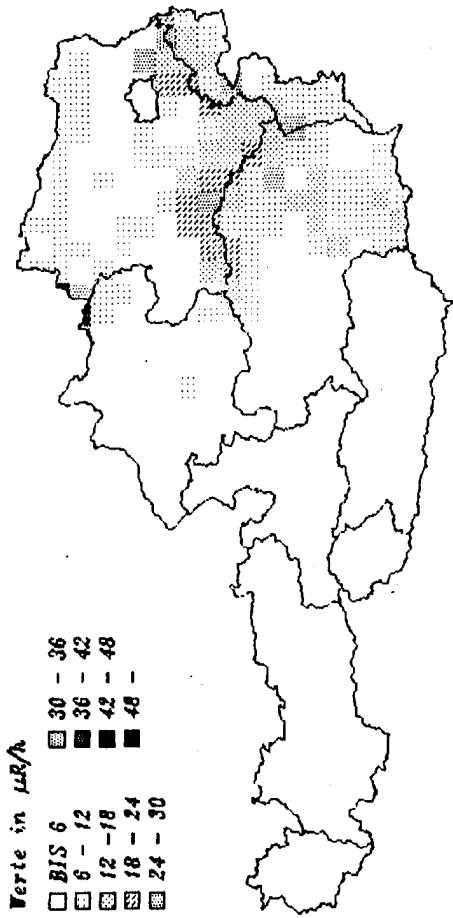
Die Abb.4.1.24. bis 4.1.39. geben die Tagesmaxima vom 28.4.1986 bis 10.5.1986, sowie die Tagesmaxima vom 15.5.1986, 20.5.1986 und 25.5.1986 in Schritten von je 50 uR/h wieder.

Die Abbildungen zeigen, daß in Niederösterreich bereits am 29. 4.1986 sehr vereinzelt Werte um 50 uR/h registriert wurden (Abb. 4.1.25.) und die ersten stärkeren Kontaminationen am 30.4.1986 (Abb.4.1.26.) in den Gebieten nordwestliches Niederösterreich, Deutschlandsberg, südliches Kärnten und Grenzgebiet Osttirol - Salzburg - Kärnten auftraten. Am 1.5.1986 (Abb.4.1.27.) erzielte die Kontamination in Salzburg und Oberösterreich ihre Höchstwerte. Ab 2. 5.1986 (Abb.4.1.28.) gingen sämtliche Werte im Bundesgebiet langsam wieder zurück, am 15.5.1986 (Abb.4.1.29.) verzeichnete nur noch Pasching in Oberösterreich einen Wert über 50 uR/h, der ab dem 25.5.1986 (Abb.4.1.39) ebenfalls unter diese Marke gesunken war.

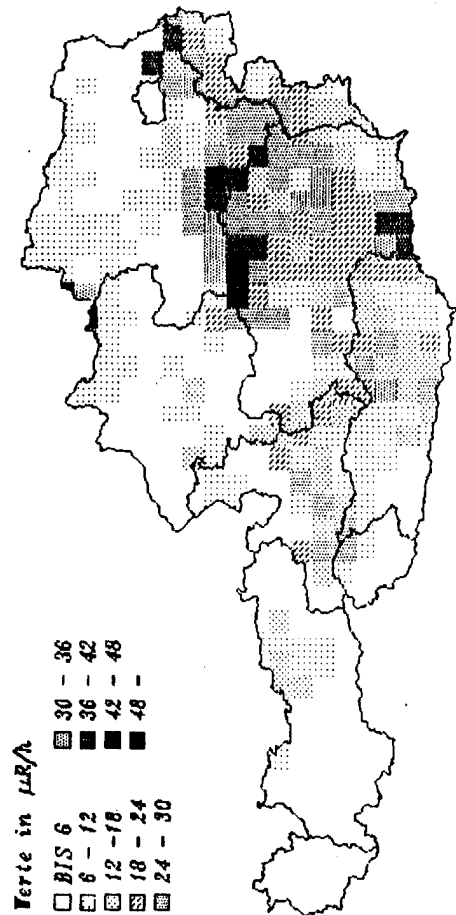
STUNDENMITTELWERTE AM 29 04 1986 (16-18H)



STUNDENMITTELWERTE AM 29 04 1986 (20-22H)



STUNDENMITTELWERTE AM 30 04 1986 (0-2H)



STUNDENMITTELWERTE AM 30 04 1986 (4-6H)

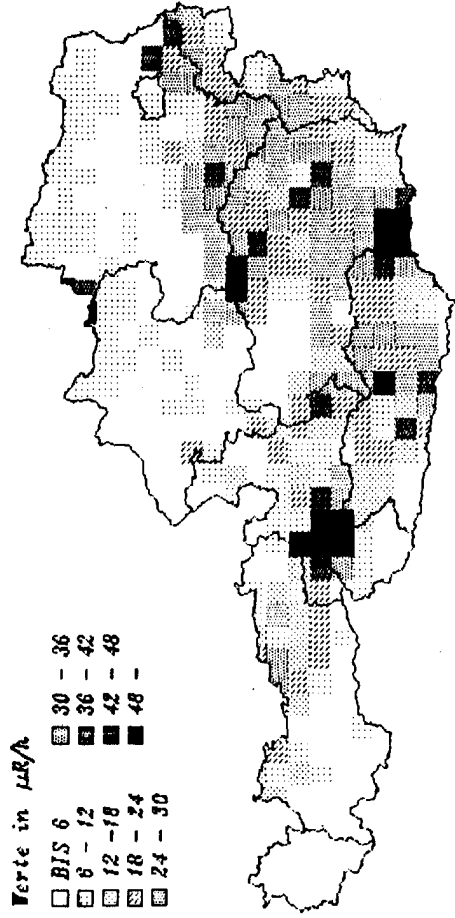
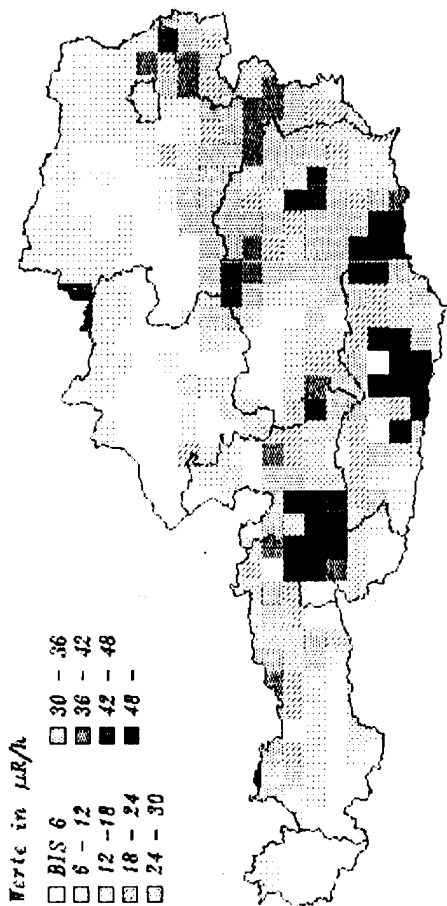
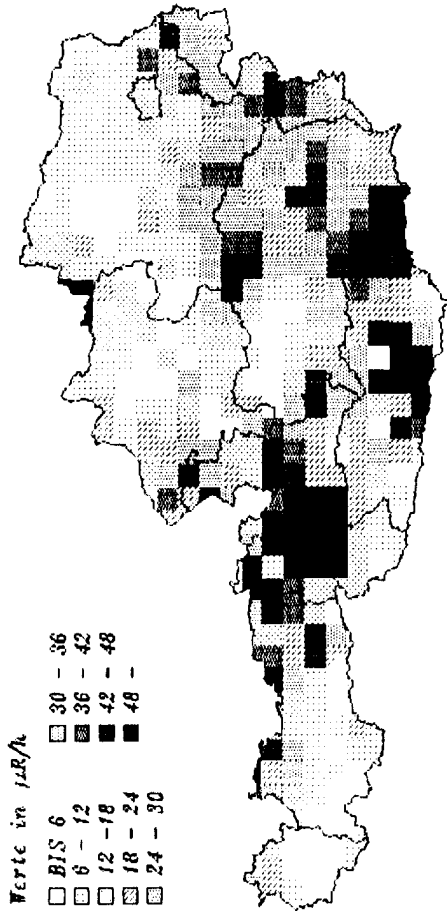


Abb.4.1.16 bis 4.1.19: Gammadosisleistung aus dem Strahlenfrühwarnsystem (Anfangsphase), Stundenmittelwerte in Abstufungen von 6 $\mu\text{R/h}$

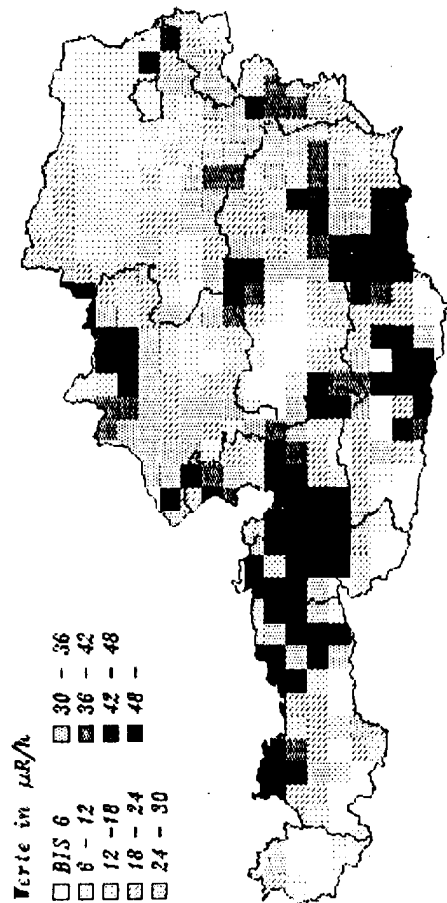
STUNDENMITTELWERTE AM 30 04 1986 (8-10H)



STUNDENMITTELWERTE AM 30 04 1986 (12-14H)



STUNDENMITTELWERTE AM 30 04 1986 (16-18H)



STUNDENMITTELWERTE AM 30 04 1986 (20-22H)

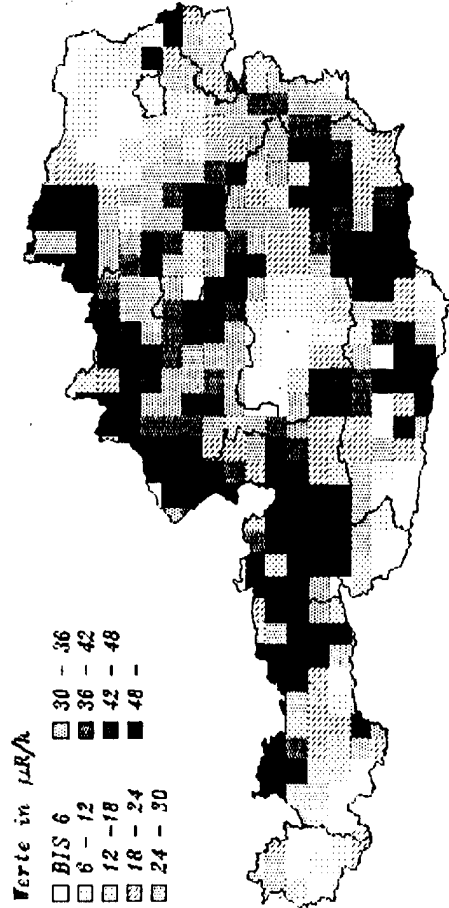
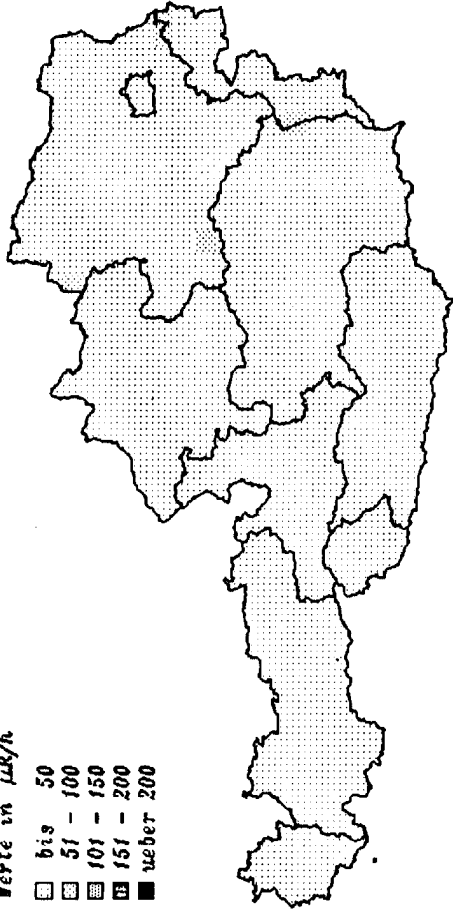


Abb.4.1.20 bis 4.1.23: Gammadosisleistung aus dem Strahlenfrühwarnsystem (Anfangsphase), Stundenmittelwerte in Abstufungen von 6 $\mu\text{R/h}$

TAGESMAXIMA AM 29 04 1986

Werte in $\mu\text{R/h}$

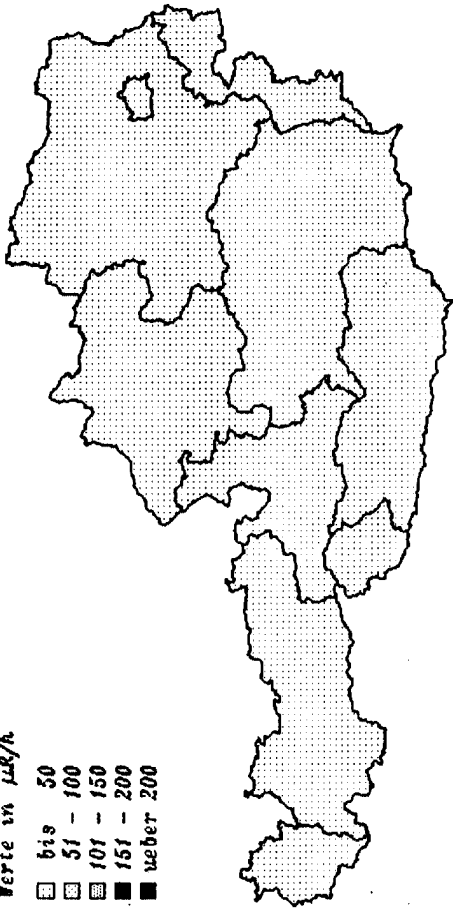
- bis 50
- ▒ 51 - 100
- ▓ 101 - 150
- 151 - 200
- ueber 200



TAGESMAXIMA AM 28 04 1986

Werte in $\mu\text{R/h}$

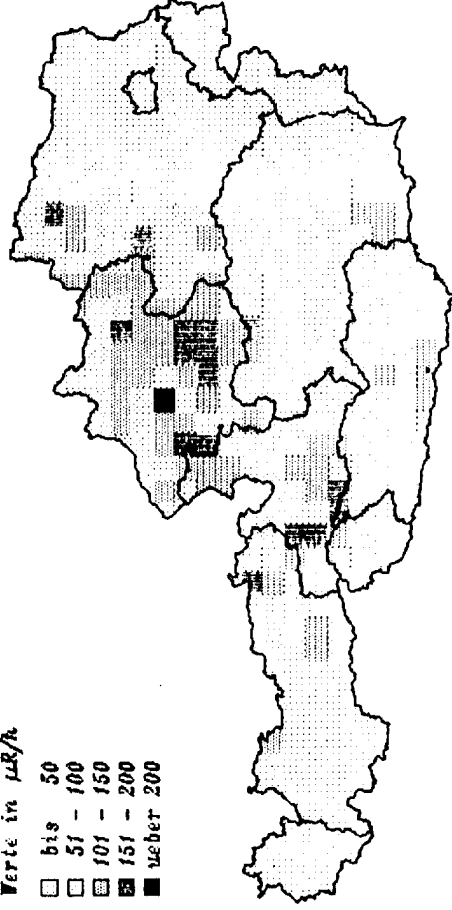
- bis 50
- ▒ 51 - 100
- ▓ 101 - 150
- 151 - 200
- ueber 200



TAGESMAXIMA AM 01 05 1986

Werte in $\mu\text{R/h}$

- bis 50
- ▒ 51 - 100
- ▓ 101 - 150
- 151 - 200
- ueber 200



TAGESMAXIMA AM 30 04 1986

Werte in $\mu\text{R/h}$

- bis 50
- ▒ 51 - 100
- ▓ 101 - 150
- 151 - 200
- ueber 200

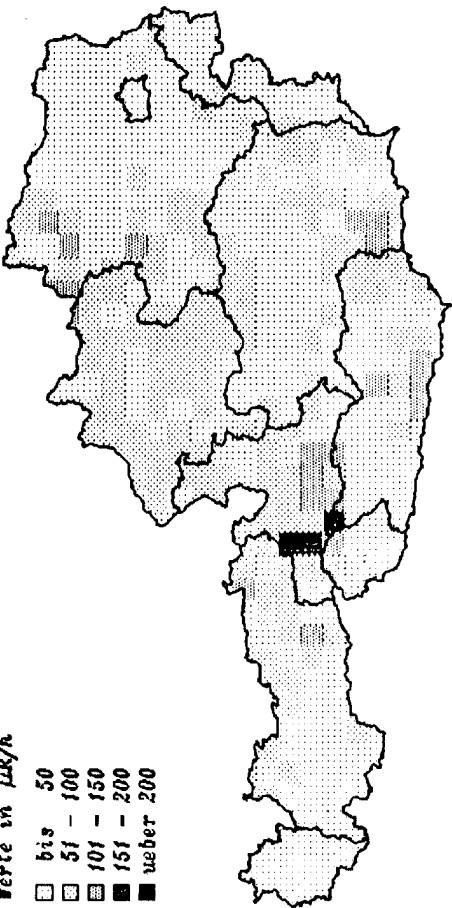
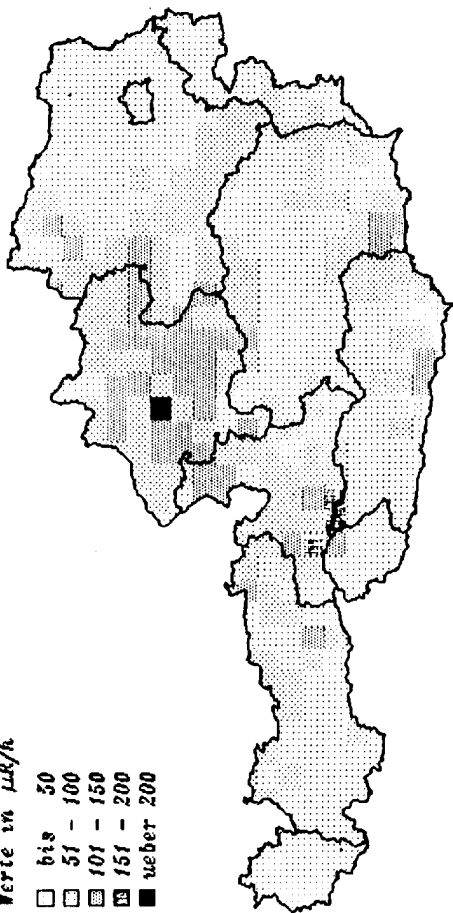


Abb.4.1.24. bis 4.1.27: Gammadosisleistung aus dem Strahlenfrühwarnsystem Tagesmaxima in Abstufungen von 50 $\mu\text{R/h}$

TAGESMAXIMA AM 03 05 1986

Werte in $\mu\text{R/h}$

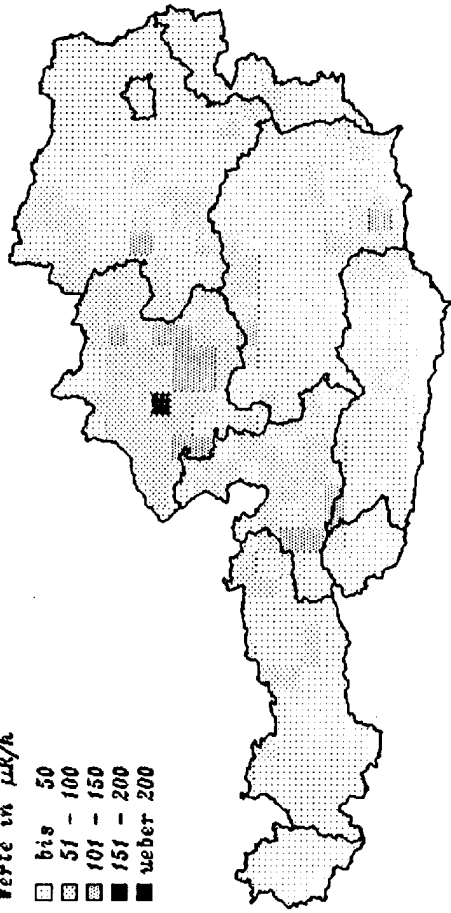
- bis 50
- ▤ 51 - 100
- ▥ 101 - 150
- ▧ 151 - 200
- ueber 200



TAGESMAXIMA AM 05 05 1986

Werte in $\mu\text{R/h}$

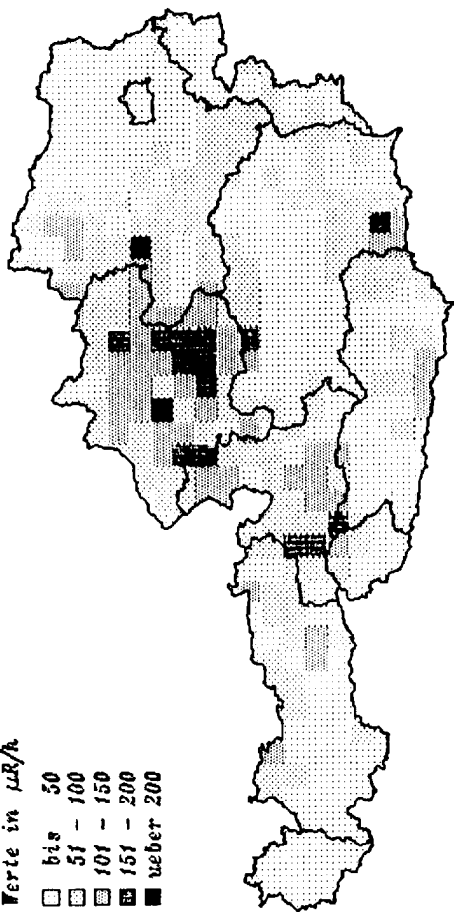
- bis 50
- ▤ 51 - 100
- ▥ 101 - 150
- ▧ 151 - 200
- ueber 200



TAGESMAXIMA AM 02 05 1986

Werte in $\mu\text{R/h}$

- bis 50
- ▤ 51 - 100
- ▥ 101 - 150
- ▧ 151 - 200
- ueber 200



TAGESMAXIMA AM 04 05 1986

Werte in $\mu\text{R/h}$

- bis 50
- ▤ 51 - 100
- ▥ 101 - 150
- ▧ 151 - 200
- ueber 200

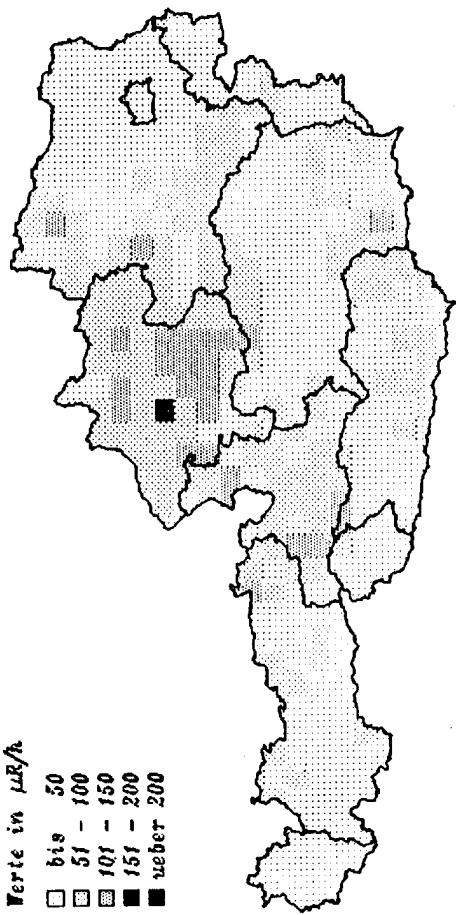
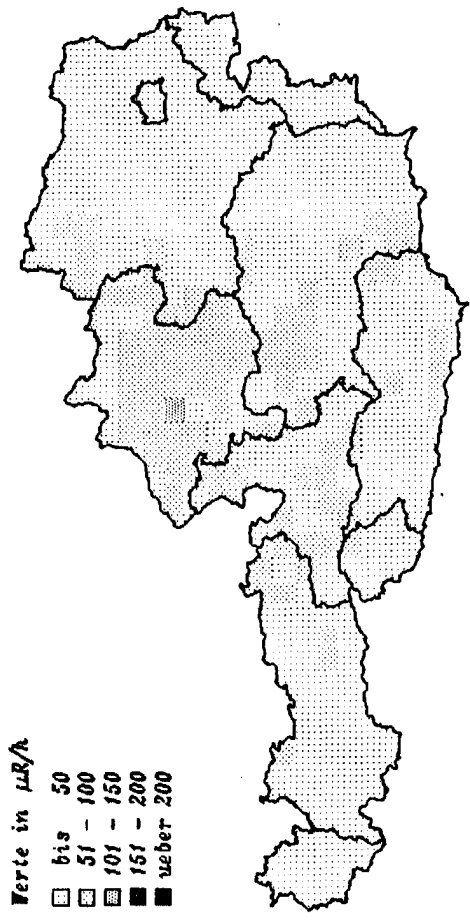
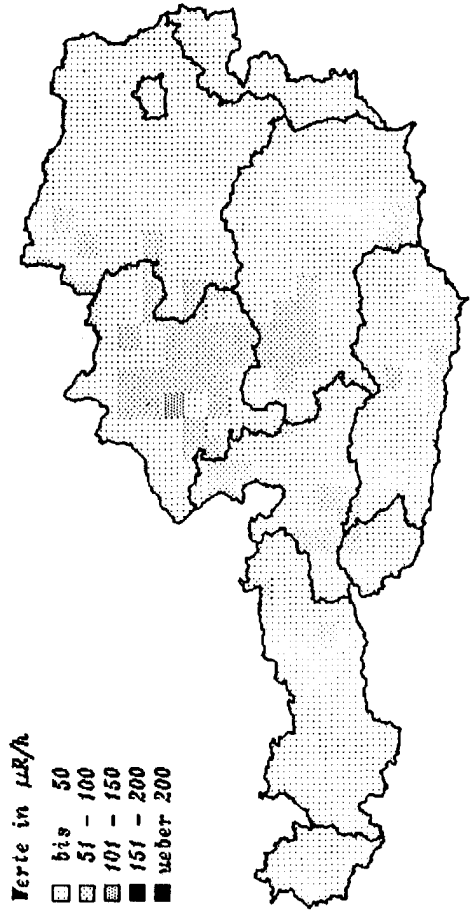


Abb.4.1.28. bis 4.1.31: Gammadosisleistung aus dem Strahlenfrühwarnsystem Tagesmaxima in Abstufungen von 50 $\mu\text{R/h}$

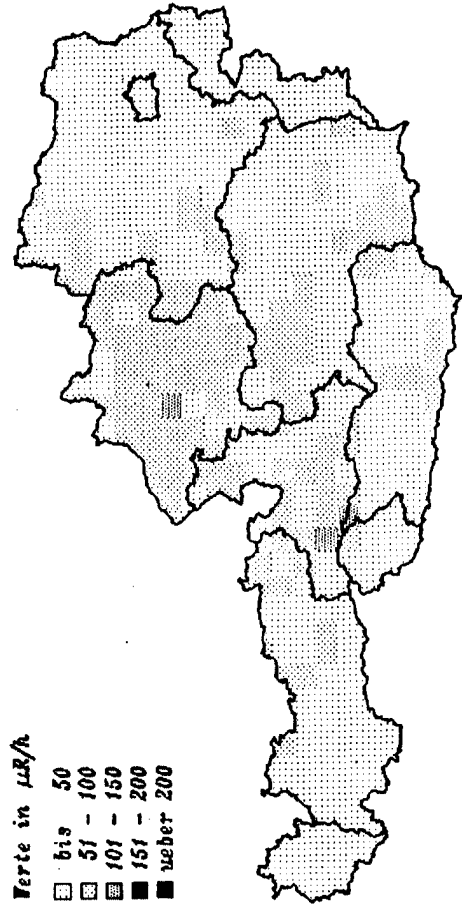
TAGESMAXIMA AM 07 05 1986



TAGESMAXIMA AM 09 05 1986



TAGESMAXIMA AM 06 05 1986



TAGESMAXIMA AM 08 05 1986

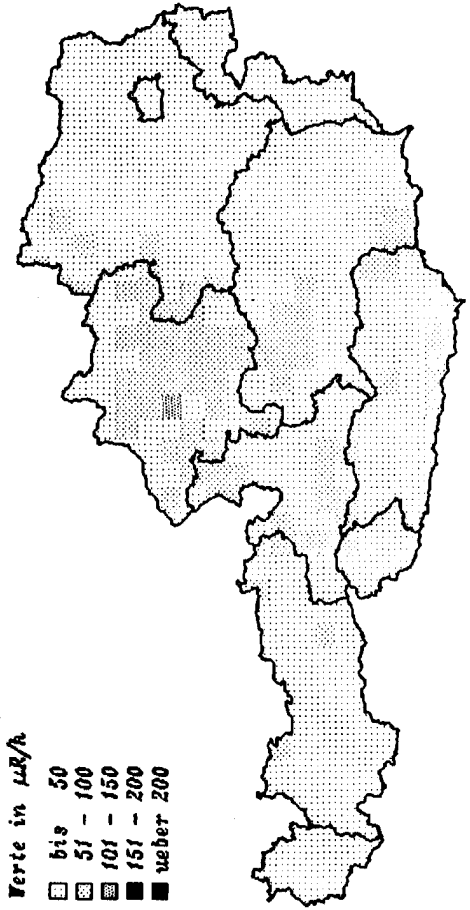
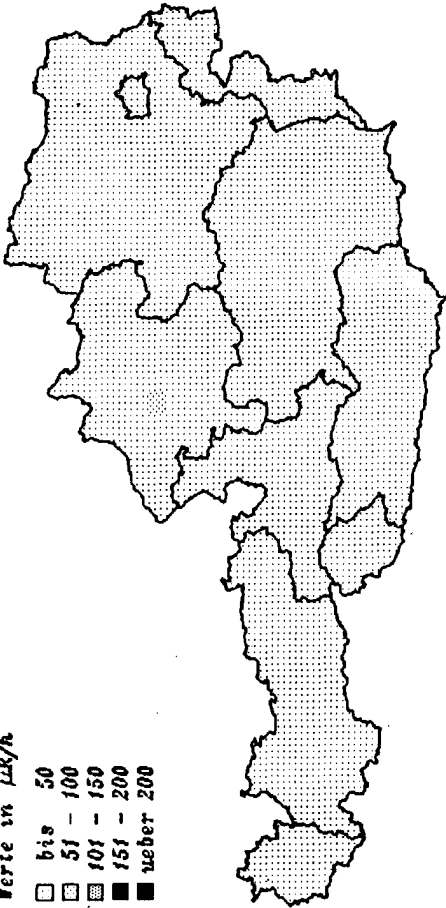


Abb.4.1.32. bis 4.1.35.: Gammadosisleistung aus dem Strahlenfrühwarnsystem Tagesmaxima in Abstufungen von 50 $\mu\text{R/h}$

TAGESMAXIMA AM 15 05 1986

Werte in $\mu\text{R/h}$

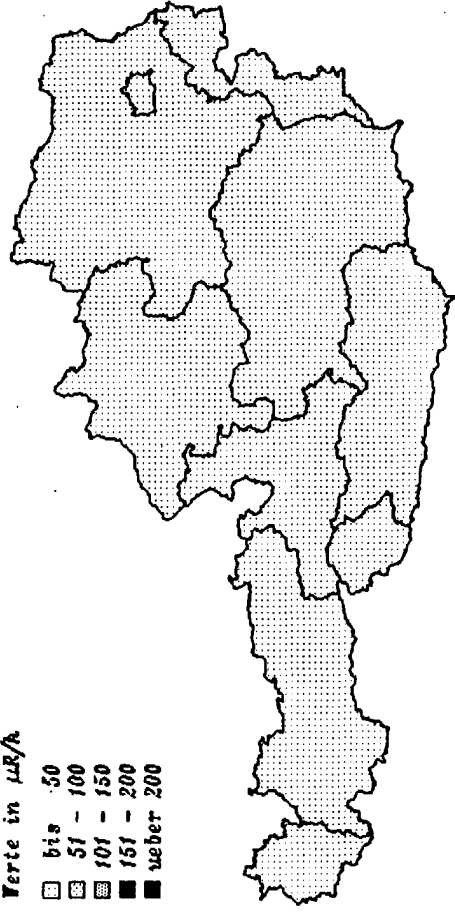
- bis 50
- ▒ 51 - 100
- ▓ 101 - 150
- 151 - 200
- weber 200



TAGESMAXIMA AM 25 05 1986

Werte in $\mu\text{R/h}$

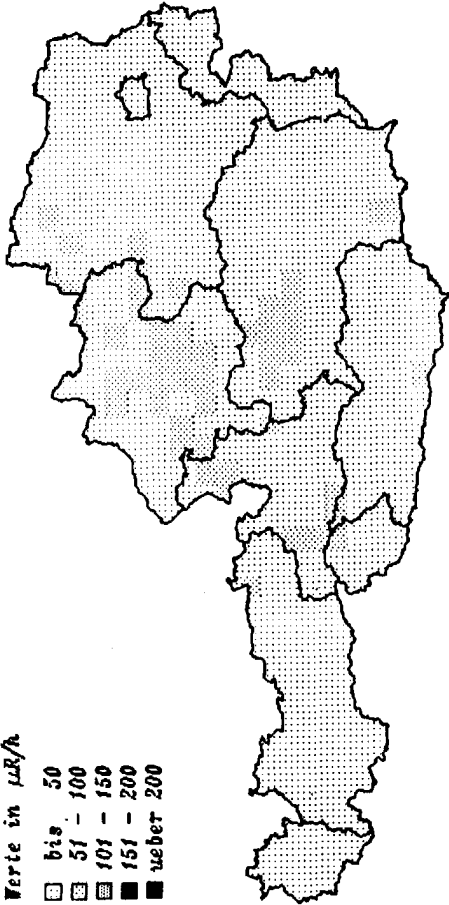
- bis 50
- ▒ 51 - 100
- ▓ 101 - 150
- 151 - 200
- weber 200



TAGESMAXIMA AM 10 05 1986

Werte in $\mu\text{R/h}$

- bis 50
- ▒ 51 - 100
- ▓ 101 - 150
- 151 - 200
- weber 200



TAGESMAXIMA AM 20 05 1986

Werte in $\mu\text{R/h}$

- bis 50
- ▒ 51 - 100
- ▓ 101 - 150
- 151 - 200
- weber 200

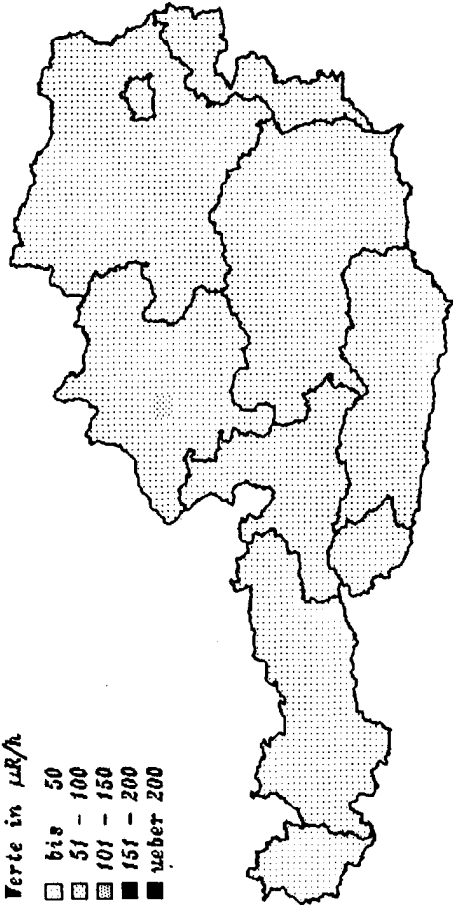


Abb. 4.1.36. bis 4.1.39: Gammadosisleistung aus dem Strahlenfrühwarnsystem Tagesmaxima in Abstufungen von 50 $\mu\text{R/h}$

Wenngleich auch nach nunmehr fast zwei Jahren bei genauer Analyse der Daten des Strahlenfrühwarnsystems signifikante Erhöhungen der Dosisleistung in weiten Gebieten Österreichs noch meßbar sind, so lag die durch den radioaktiven Ausfall bedingte Erhöhung schon nach wenigen Monaten etwa im Schwankungsbereich der natürlichen Strahlung.

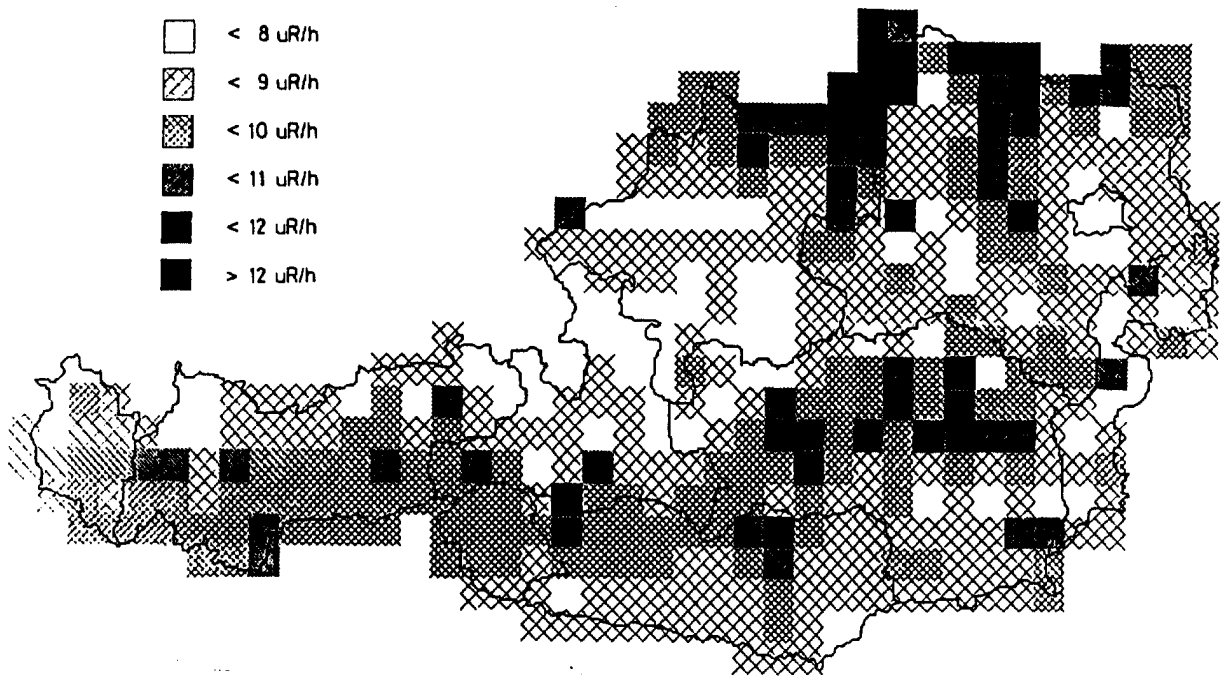


Abb.4.1.40.: Verteilung der natürlichen Gammadosisleistung aus Messungen des Strahlenfrühwarnsystems vor dem Reaktorunfall



Abb.4.1.41.: Verteilung der infolge des Reaktorunfalls zusätzlichen Gammadosisleistungsaus Messungen des Strahlenfrühwarnsystems sechs Monate nach dem Reaktorunfall

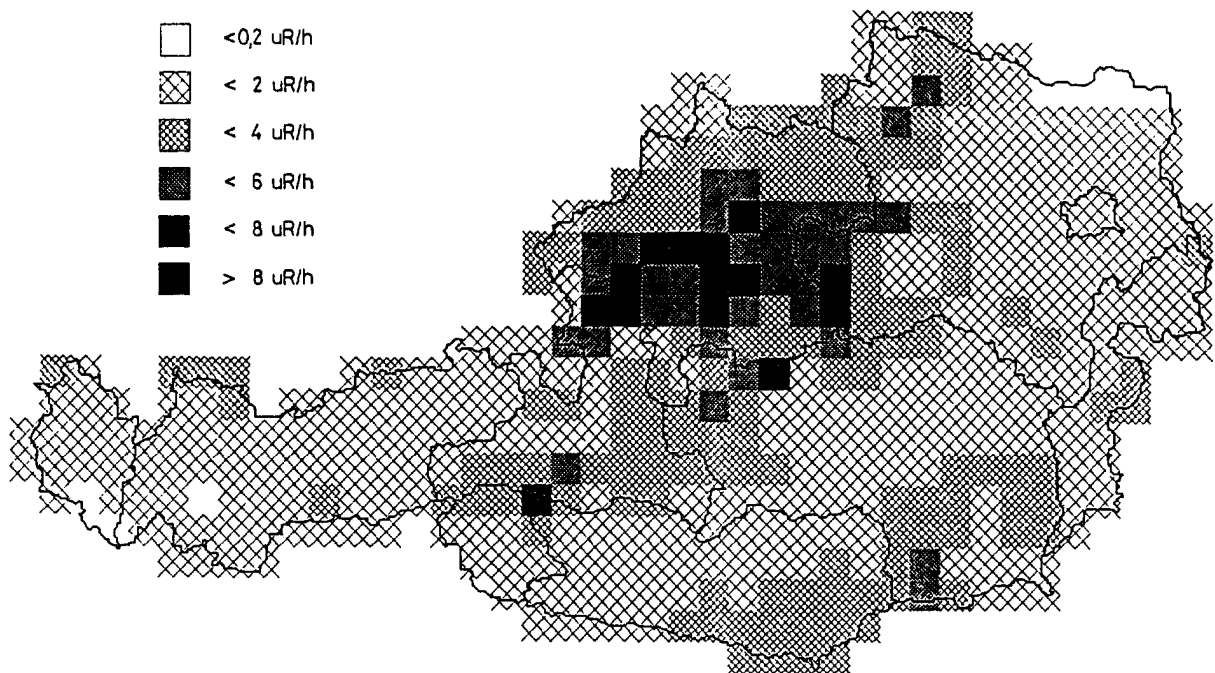


Abb.4.1.42.: Verteilung der infolge des Reaktorunfalls zusätzlichen Gammadosisleistungsaus Messungen des Strahlenfrühwarnsystems zwölf Monate nach dem Reaktorunfall



Abb.4.1.43.: Verteilung der infolge des Reaktorunfalls zusätzlichen Gammadosisleistungsaus Messungen des Strahlenfrühwarnsystems achtzehn Monate nach dem Reaktorunfall

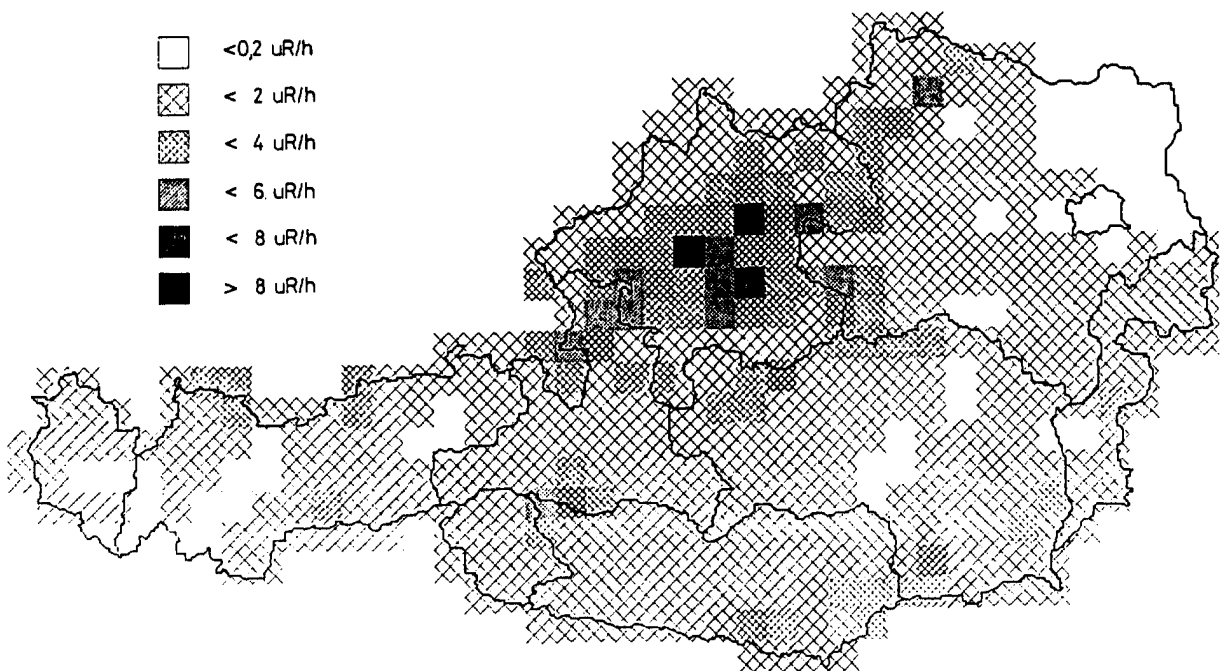


Abb.4.1.44.: Verteilung der infolge des Reaktorunfalls zusätzlichen Gammadosisleistungsaus Messungen des Strahlenfrühwarnsystems vierundzwanzig Monate nach dem Reaktorunfall

Abb.4.1.40. zeigt die Verteilung der Dosisleistung aus natürlicher Strahlung (inklusive eines mittlerweile unbedeutenden Beitrags aus dem Fallout der Kernwaffenversuche) aufgrund von Messungen des Strahlenfrühwarnsystems im Jahr 1985, Abb.4.1.41. bis 4.1.44. die durch den Reaktorunfall hervorgerufenen Erhöhungen 6 Monate, 12 Monate, 18 Monate und 24 Monate nach dem Reaktorunfall.

4.2. Luftaktivitätsmessungen

4.2.1. Gammaspektrometrische Bestimmung von Radionukliden

Im Aerosolsammelnetz (vgl. Kap. 3.2.) wurde die radioaktive Belastung der Luft an 8 Stellen in Österreich gammaspektrometrisch verfolgt. Zusätzliche Messungen des Forschungszentrums Seibersdorf lieferten wichtige Informationen über den Gehalt von Sr-90 und Alpha-Strahlern, die zur Beurteilung der Situation von großer Bedeutung waren.

Ebenso bestand im Forschungszentrum Seibersdorf die Möglichkeit der Sammlung von Aerosolen mittels Aktivkohlepatronen, sodaß neben Aerosolen an diesen Meßstellen auch gasförmige Iodspezies erfaßt werden konnten.

Tab.4.2.1.: Aktivität der Luft in Wien (Hohe Warte) vom 29. 4.86 bis 1.5.86 in pCi/m³

Isotop	Halbwertszeit	29.4.1986	30.4.1986	30.4./1.5.
Mo-99	66,0 h	98,4	242	80
Ru-103	39,4 d	209	600	197
Te-129 m	33,6 d	111	500	204
Te/J-132	78,0 h	1110	2990	1040
I-131	8,08 d	549	1570	435
Cs-133	20,8 h	56,2	79	15
Cs-134	2,1 a	38,8	120	77
Cs-136	13,0 d	14,8	41	23
Cs-137	30.1 a	78,7	256	154
Ba/La-10	12,8 d	40,7	103	75

In Tab.4.2.1. sind die Radionuklidkonzentrationen in Aerosolen an der Meßstelle Wien-Hohe Warte für verschiedene Sammelzeitpunkte angegeben.

Im Vergleich dazu lagen die Maximalwerte von 1983 für Cs-137 bei 0,0003 pCi/m³ und für I-131 (aus der Nuklearmedizin) bei 0,0008 pCi/m³.

Durch die vom Österreichischen Forschungszentrum Seibersdorf durchgeführten Messungen mit dem großen Sammler des Gesundheitsresorts wurde auch die Aktivität von Sr-89, Sr-90 und Plutonium erfaßt (s. Tab.4.2.2., nach Irlweck 1986 a/).

Tab.4.2.2. Aktivität der Luft in Rauchenwarth/NÖ vom 29.4.1986, 13.45 bis 16.15, Luftvolumen 8360 m³.

Isotop	Aktivität	
	pCi/m ³	Bq/m ³
Mn-54	<1.89	<0.07
Zr-95	nicht auswertbar	
Nb-95	nicht auswertbar	
Mo-99, Tc-99m	94.5	3.5
Ru-103	197.1	7.3
Ru-106/Rh-106	110.7	4.1
Ag-110m	<2.7	<0.1
Sb-125	<5.4	<0.2
Te-129m	<67.5	<2.5
Te-131	8.1	0.3
I-131	499.5	18.5
Te-132/J-132	1312/623.7	48.6/23.7
J-133	29.7	1.1
Cs-134	35.1	1.3
Cs-136	16.2	0.6
Cs-137	59.4	2.2
Ba-140/La-140	16.2	0.6
Ce-144	<10.8	<0.4
Np-239	<10.8	<0.4
Sr-89	16.2	0.6
Sr-90	2.7	0.1
Pu-238	0.00024	0.000009
Pu-239	0.00057	0.000021

Weitere Messungen im Forschungszentrum Seibersdorf erfaßten auch die Aktivität des gasförmigen Jod. In Tab. 7.3. 1. (Aktivität der Luft in Seibersdorf/NÖ bzw. Rauchenwarth/NÖ, vom 29.4.1986 und 30.4.1986 /Irlweck 1986a/, /Mück 1988b/ sind auch Werte für Sr-90, Sr-89, Np-239 und Pu-239(240) sowie für weitere seltene Nuklide angegeben.

Der Verlauf der Luftkontamination durch I-131 und Cs-137 für die einzelnen Meßstellen des Aerosolsammelnetzes ist in den Abb.4. 2.1. bis 4.2.6. ersichtlich. Die Werte für I-131 geben nur das aerosolgebundene Jod wieder.

In den Abb.4.2.1. bis 4.2.6. sind deutlich die verschiedenen "Wolken", mit denen die Kontamination eintraf, zu erkennen. Auch die Unterschiede in den Eintreffzeiten an verschiedenen Orten in Österreich werden deutlich. Die Luftkontamination war in Wien am höchsten, doch infolge des sehr geringen Niederschlags am 1.5.1986 blieben die Aerosole zum Großteil in der Luft und wurden vom Wind wieder abtransportiert. Daher ist die Bodenkontamination in Wien im Vergleich zu Gebieten, in denen radioaktive Aerosole aus der Luft weitgehend ausgewaschen wurden, gering.

Die Luftkontamination ist im gesamten Bundesgebiet nicht mit der Bodenbelastung korreliert, was mit dem geringen Beitrag der trockenen gegenüber der nassen Deposition zu erklären ist - er wird allgemein auf 10 - 20 % der Gesamtdeposition geschätzt. Das Ausmaß der trockenen Deposition hängt jedoch stark vom Nuklid, von seiner chemischen Form und vor allem von der Teilchengröße der Aerosole ab.

Weitere Aerosolmessungen liegen vom Atominstitut der Österreichischen Universitäten in Wien /Böck 1986/, und dem Institut für Radiumforschung in Wien /Friedmann 1987/ vor. Der Verlauf wurde durch Gesamtbetamessungen am Reaktorinstitut Graz /RIG 1988/ und am UBA in Linz erfaßt.

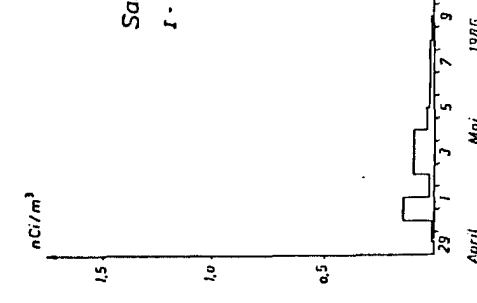
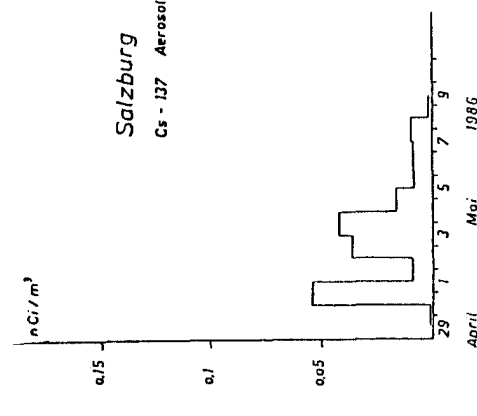
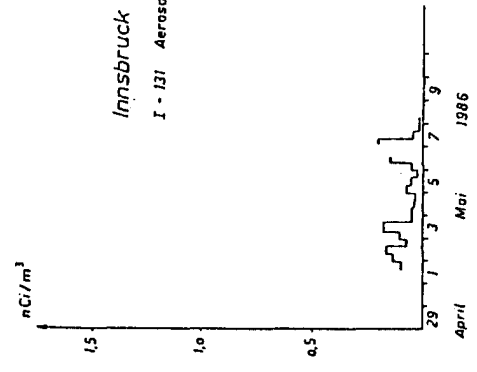
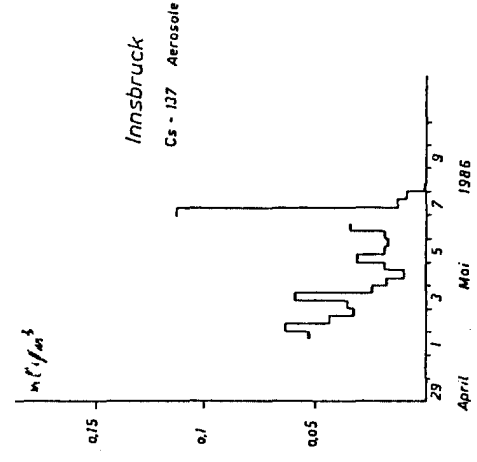
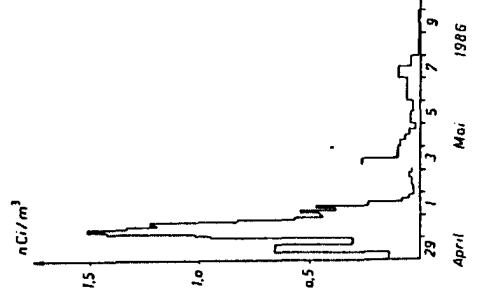
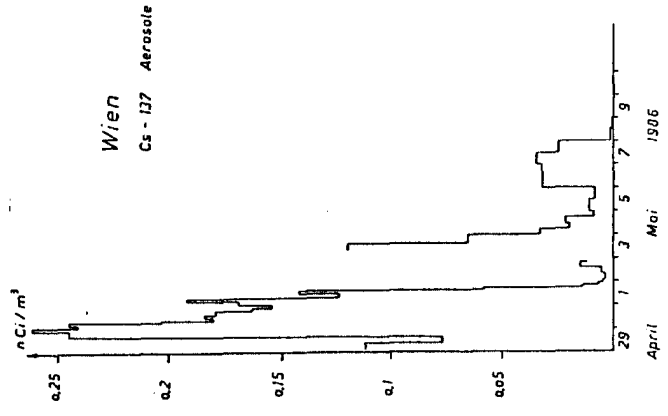
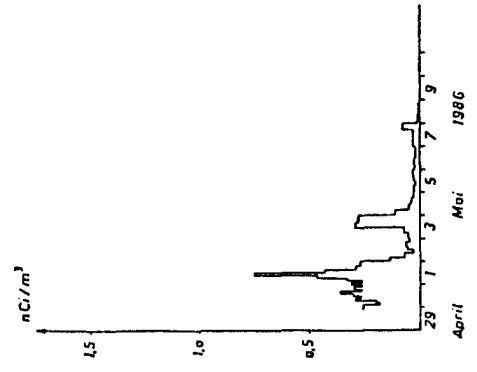
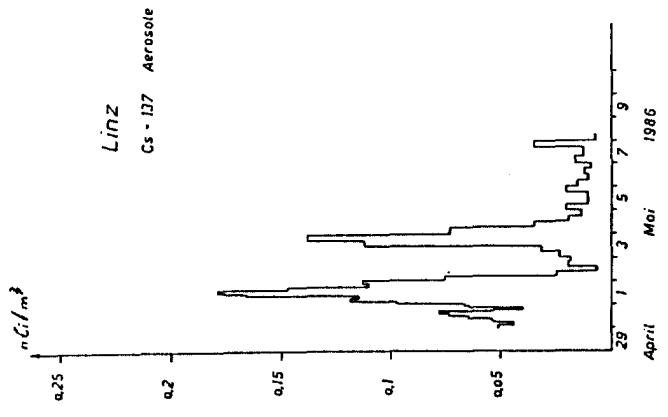


Abb.4.2.1. bis 4.2.4.: Verlauf der Luftkontamination mit J-131 und Cs-137 in Wien, Linz, Salzburg und Innsbruck.

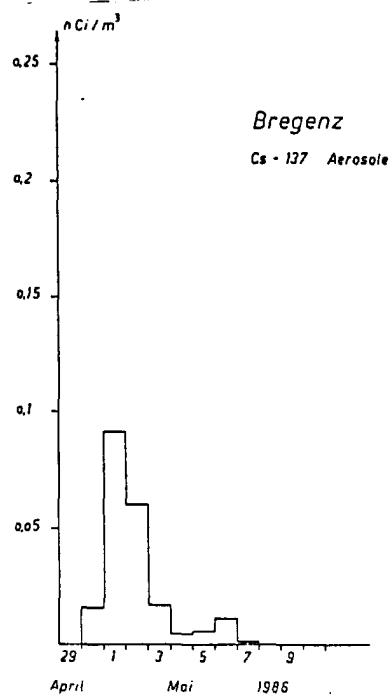
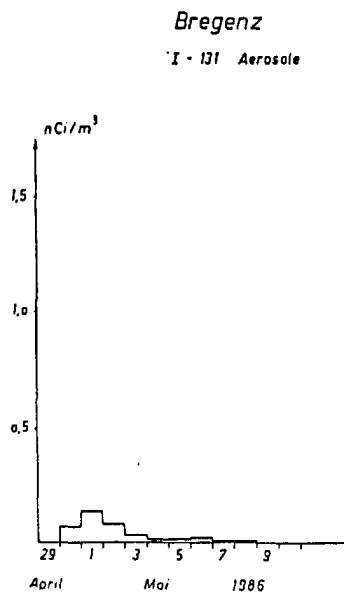
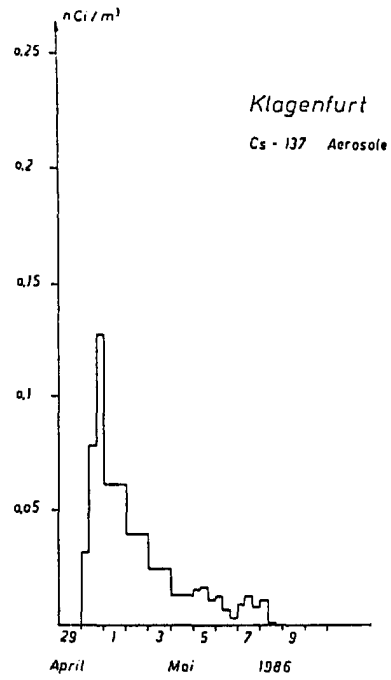
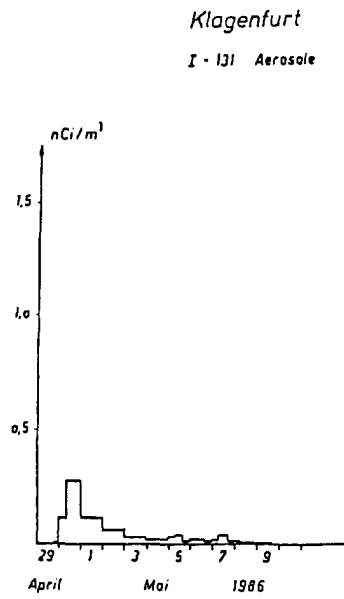


Abb.4.2.5. und 4.2.6.: Verlauf der Luftkontamination mit J-131 und Cs-137 in Klagenfurt und Bregenz

4.2.2. Sonstige Messungen an Luftproben

Wegen der hohen Radiotoxizität einiger durch Gammaskopie praktisch nicht nachweisbarer Nuklide (Plutonium, Strontium) wurden sofort nach dem Eintreffen der Wolke entsprechende, relativ arbeitsaufwendige Analysen durchgeführt.

Bereits Anfang Mai 1986 lag das erste Ergebnis einer Luftfilteranalyse (aus Rauchenwarth, NÖ vom 29.4.1986) vor, das in der bodennahen Atmosphäre einen Gehalt an Pu-239(240) von 0.550 fCi (21 Microbecquerel) pro Kubikmeter und an Pu-238 einen Gehalt von 0,190 fCi (7 Mikrobecquerel) pro Kubikmeter zeigte /Irlweck 1986a/. Daraus ließ sich ein Pu-239(240)/Cs-137 - Verhältnis abschätzen, das um rund drei Größenordnungen kleiner war als das zu Beginn der sechziger Jahre unmittelbar nach den Kernwaffenversuchen in der Atmosphäre gemessene und zeigte, daß nach dem Reaktorunfall für Österreich keine Gefährdung durch Plutonium gegeben war.

Da sowjetische Angaben über den Anteil der Plutoniumfreisetzung einen höheren Anteil an diesen Nukliden erwarten ließen, wurden in der Folge die vorhandenen Luftfilter des Österreichischen Überwachungsnetzes für Radioaktivität aus Wien, Klagenfurt und Bregenz einer eingehenden Analyse unterworfen /Irlweck 1988/. Ergebnisse sind in den Abb. 4.2.7 bis 4.2.9. dargestellt. Sie bestätigen die ersten Abschätzungen. Abb.4.2.10. zeigt das Alphaspektrum einer Luftfilterprobe.

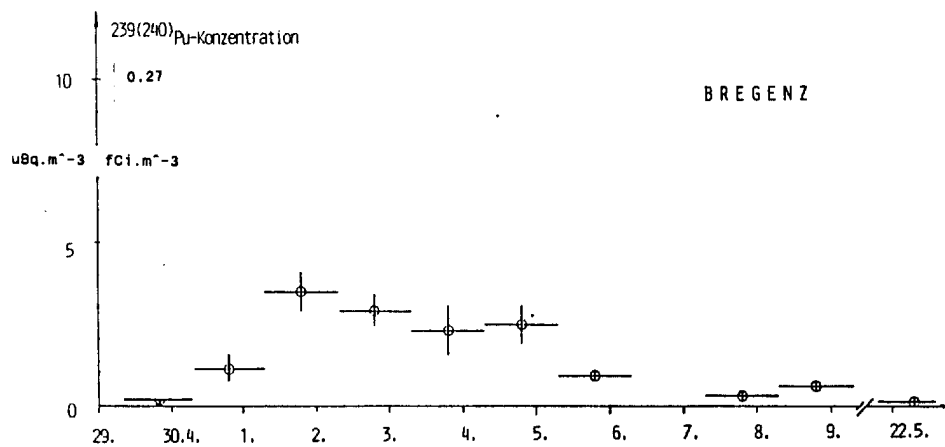
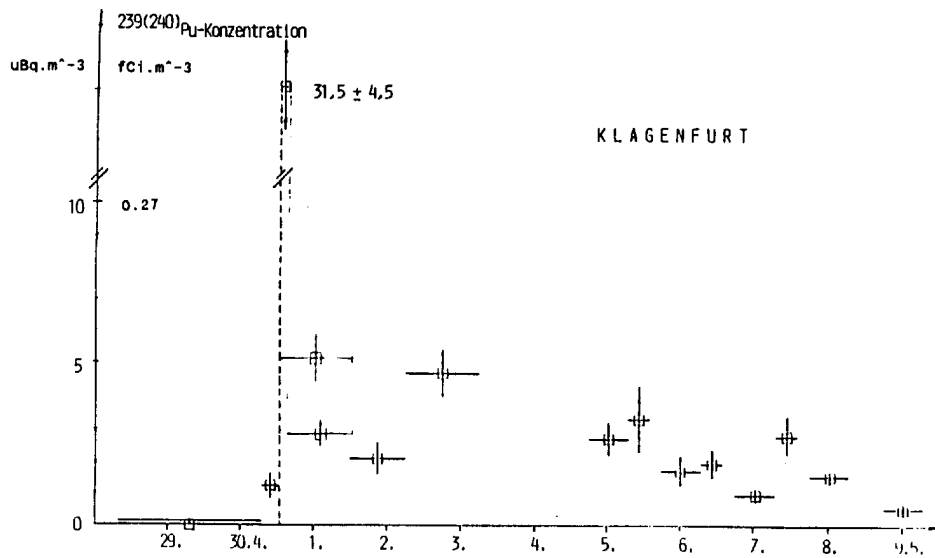
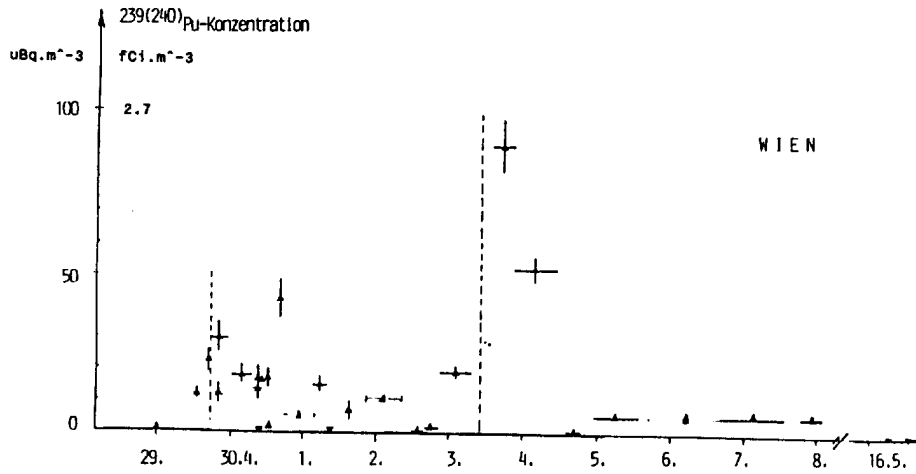


Abb.4.2.7. bis 4.2.9.: Zeitlicher Verlauf der Plutoniumkonzentration der Luft in Wien, Klagenfurt und Bregenz nach dem Reaktorunfall, nach /Irlweck 1987/

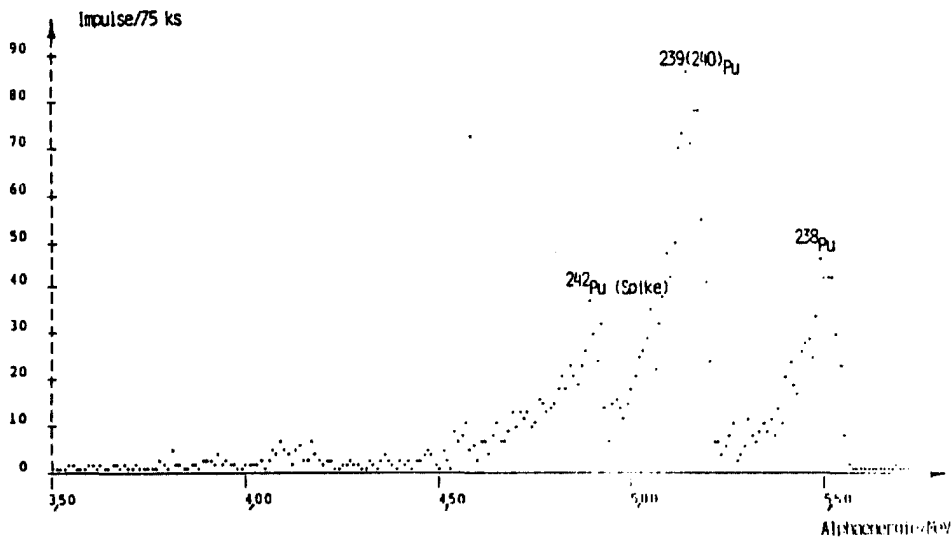


Abb.4.2.10.: Alphaspektrum einer Luftfilterprobe vom 3./4.5.1986, Wien, Hohe Warte /Irlweck 1987/

Innerhalb der Schwankungsbreite des durch die Kernwaffentests vorgegebenen Falloutpegels von Plutonium am Boden (s. Kap.7) kann eine zusätzliche Bodenkontamination durch den Reaktorunfall auch in den ungünstigsten Fällen nicht nachgewiesen werden (s. Kap.4.4). Abschätzungen der geringen, durch Plutonium verursachten Strahlenbelastung sind in Kap.6.4.4.) dargestellt.

Bestimmungen radioaktiver Edelgase im Österreichischen Forschungszentrum Seibersdorf /Mück 1988b/ ergaben Aktivitäten in der Luft, die unter den Nachweisgrenzen lagen. Messungen in der BRD (W. Weiss et al., Bundesamt für Zivilschutz, Freiburg im Breisgau) ergaben, daß die Xe-133-Konzentration in der Luft (gemittelt über die gesamte BRD) am 1.5.1986 um einen Faktor von 40 über der Cs-137-Konzentration lag und die Konzentration von Kr-85 etwa die Hälfte der Cs-137-Konzentration betrug. Die Werte für Österreich waren vermutlich etwa gleich hoch.

Messungen von Strontium in Luftfiltern (s. Tab.7.3. 1.) erlaubten frühzeitig eine Abschätzung des Beitrags der Isotope Sr-89 und Sr-90.

Im Rahmen kontinuierlich betriebener Messungen der Feinstaerosolkonzentration in der urbanen Atmosphäre von Wien am Institut für Experimentalphysik der Universität Wien konnte in der Periode vom 28.4.1986 bis zum 4.5.1986 zusätzlich zu den normalerweise unter Sonneneinstrahlung produzierten Partikeln die Produktion von Aerosolen im Korngrößenbereich 3 bis 14,7 nm beobachtet werden /Reischl 1988/.

4.3. Radioaktivität in Niederschlägen

Die Aktivitäten von I-131 und Cs-137 an den im Kap. 3.3. vorgestellten Sammelstellen des Österreichischen Radioaktivitätsüberwachungsnetzes sind in Abb.4.3.1. dargestellt.

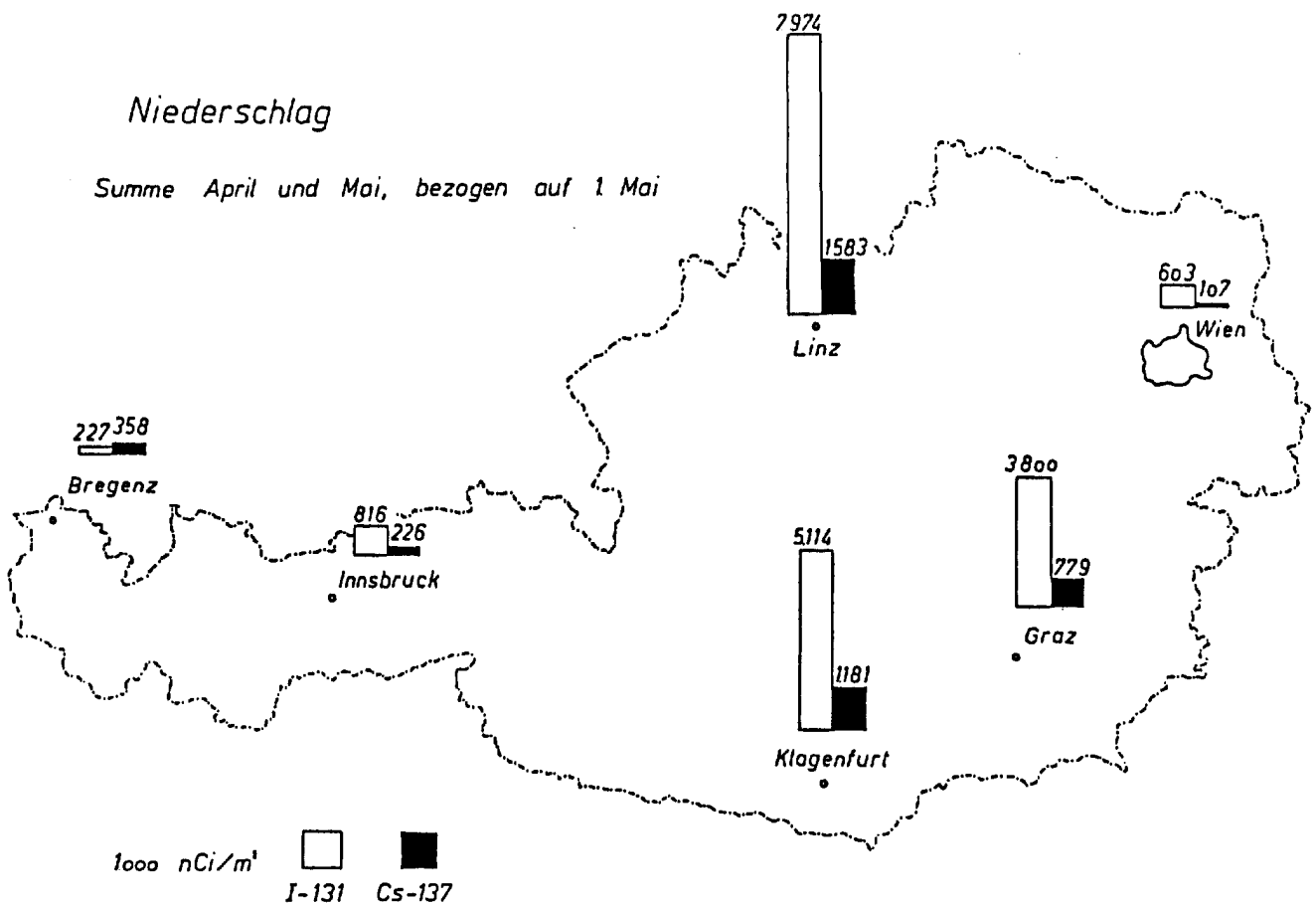


Abb. 4.3.1.: Aktivität im Niederschlag in Österreich; J-131 und Cs-137, Summe von April und Mai, Werte bezogen auf 1.5.1986

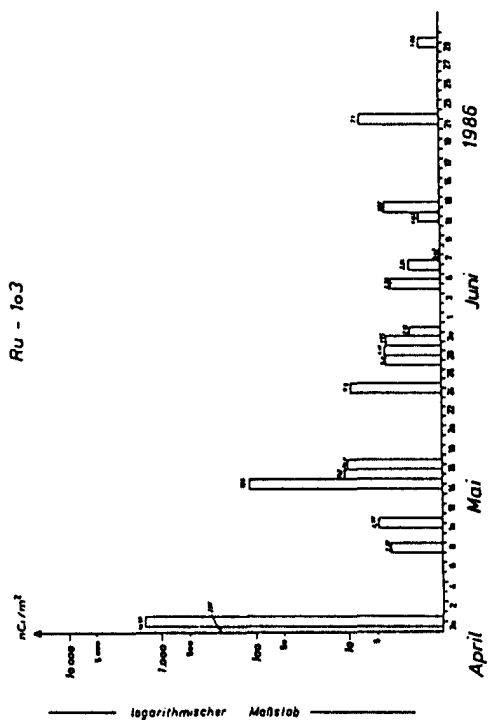
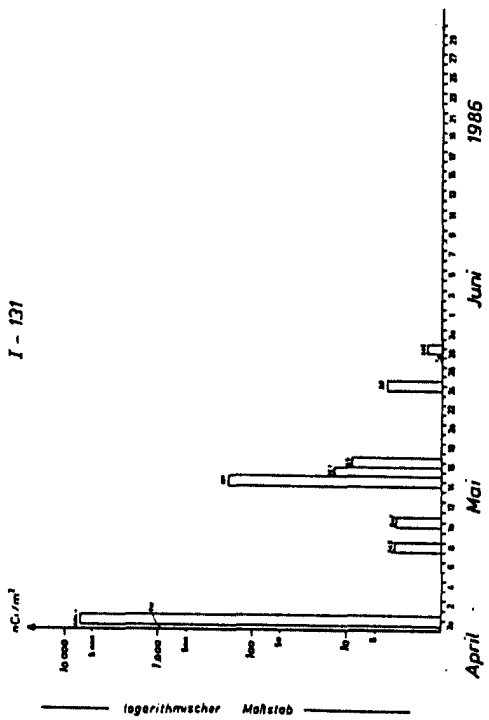
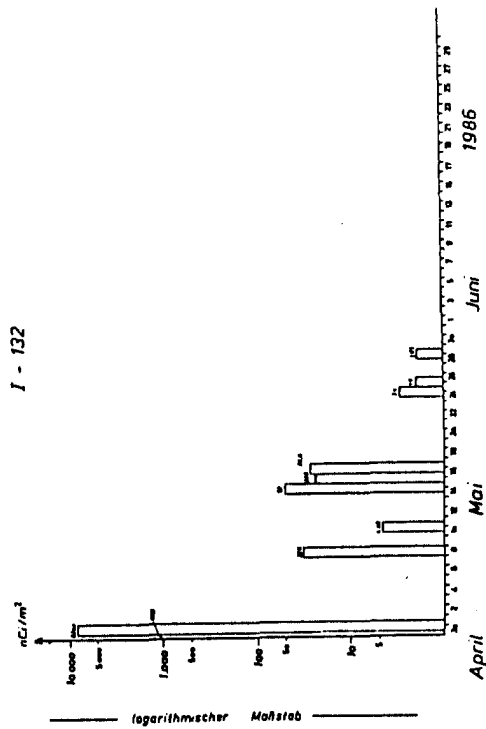
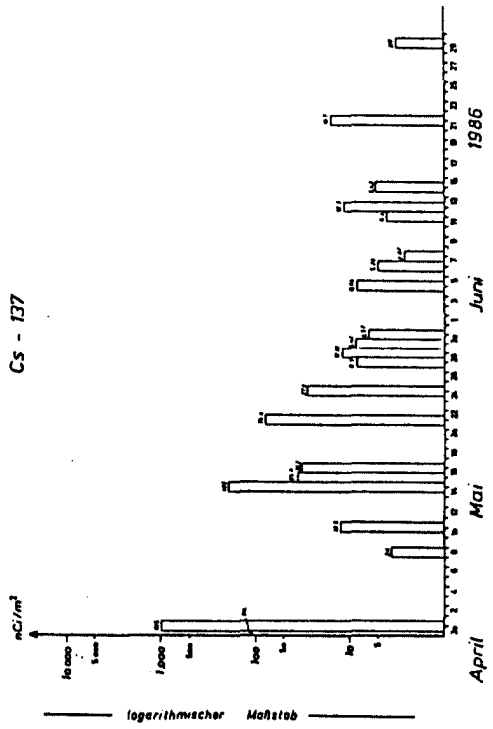


Abb. 4.3.2. bis 4.3.5.: Verlauf der Aktivität von J-131, Cs-137, Ru-103 und J-132 im Niederschlag von Linz

Werte aus Salzburg fehlen, da der entsprechende Sammelbehälter infolge zu starker Niederschläge überlief. Die Werte geben die Summe der Aktivitäten aus den Niederschlägen vom April und Mai an. Da die Hauptmenge der Nuklide um den 1.5. 1986 deponiert wurde, wurden die Meßwerte auf die Aktivität des 1.5.1986 umgerechnet.

Der zeitliche Verlauf der Kontamination des Niederschlags in Linz ist für die Nuklide Cs-137, I-131, Ru-103 und J-132 in Abb.4.3.2. bis 4.3.5. dargestellt.

An den am 30.4.1986 und am 1.5.1986 in Wien (Atominstitut der Österreichischen Hochschulen) erfolgten Niederschlägen wurde neben der ursprünglichen Isotopenzusammensetzung auch das Abklingen der einzelnen Radionuklide mit der Zeit bestimmt (Abb.4.3.6.).

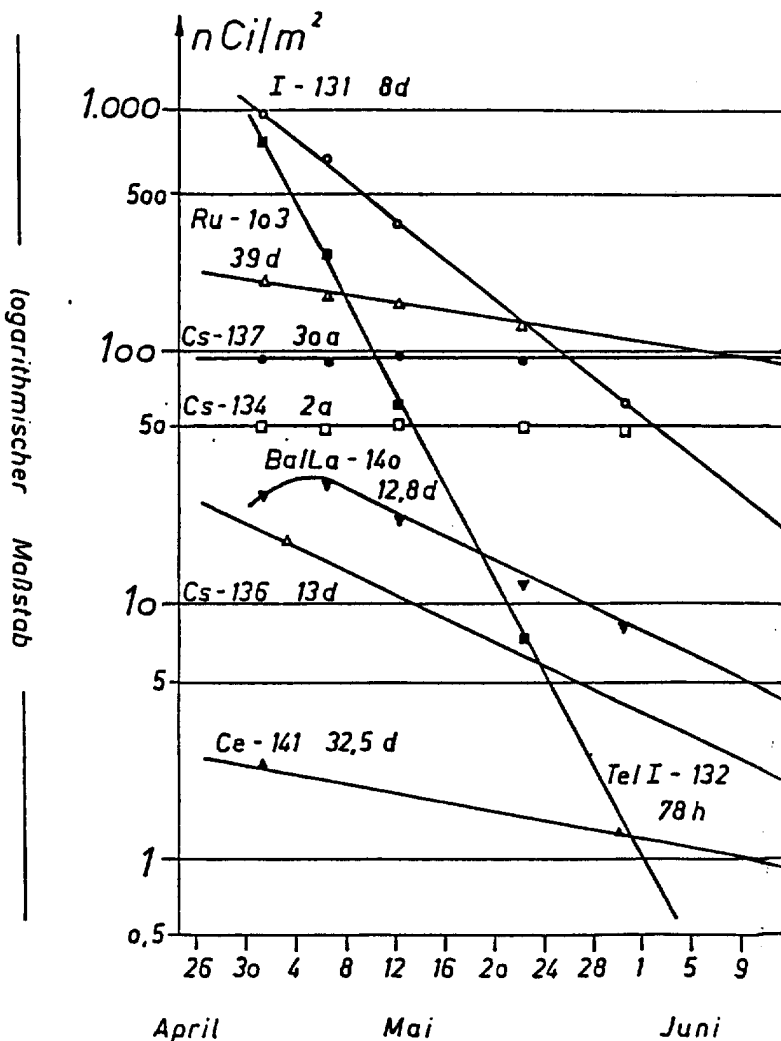


Abb.4.3.6.: Abnahme der Aktivität im Boden in Wien aufgrund des Niederschlags vom 30.4.1986 (ca. 79% des Fallouts bis 31.5.1986). Messungen des Atominsti-tuts der Österreichischen Universitäten in Wien

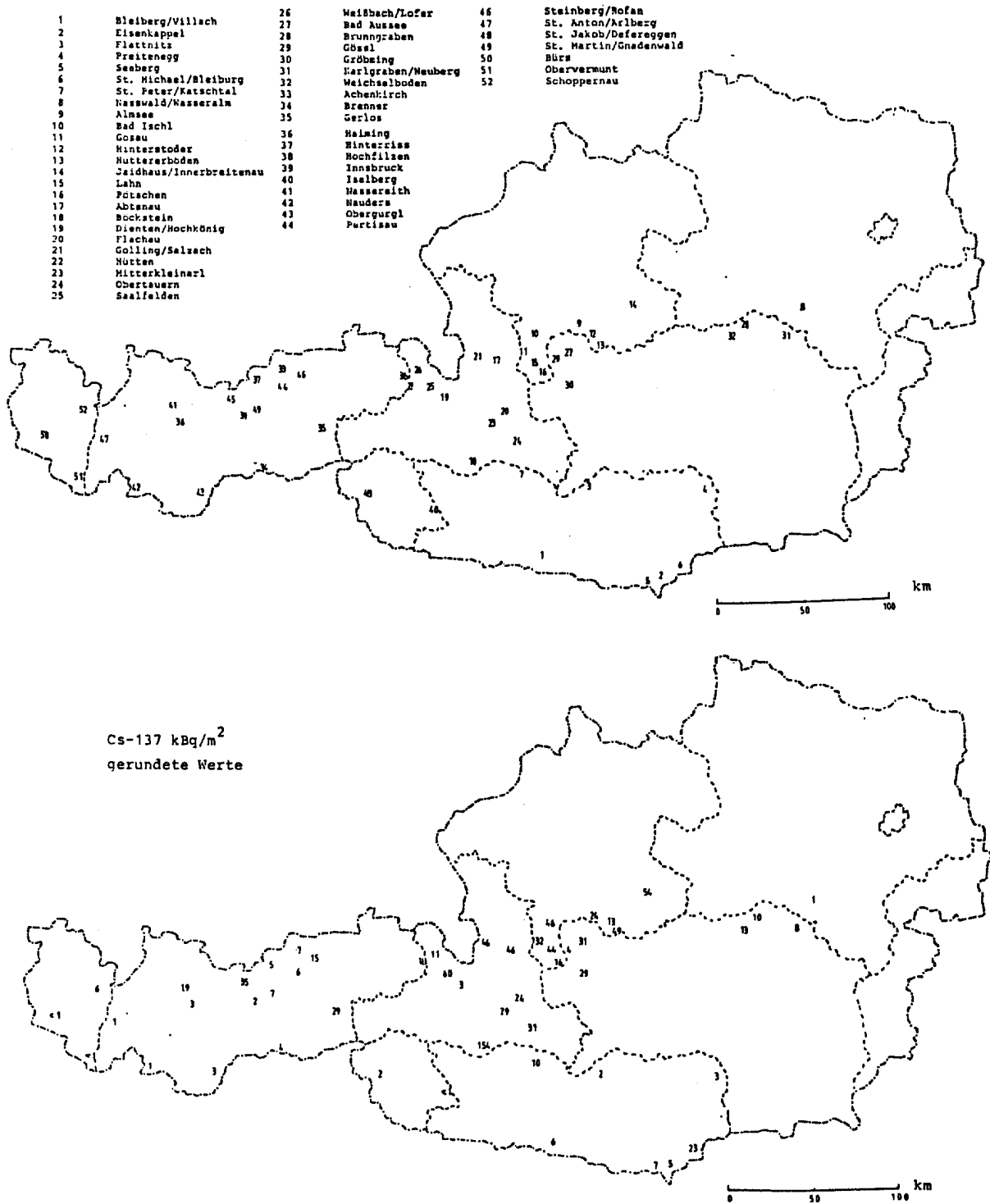


Abb. 4.3.7. und 4.3.8.: Sammelstellen und
Deposition aus Niederschlägen, April und
Mai 1986

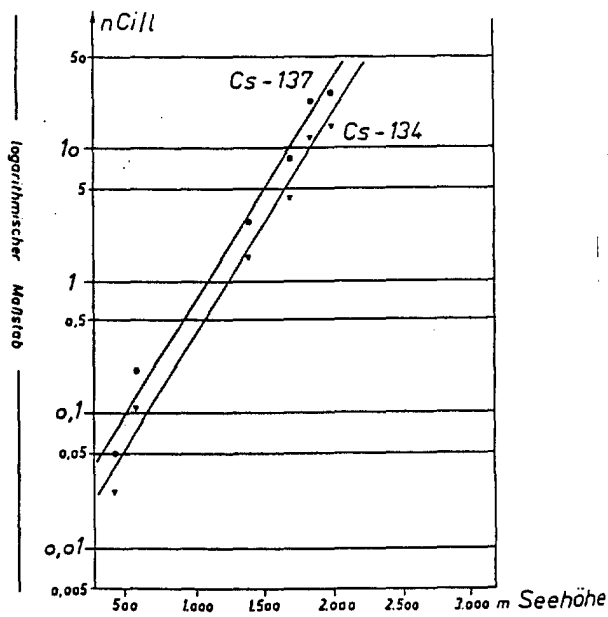


Abb. 4.3.9.: Zunahme der Deposition von Cs-134 und Cs-137 mit der Seehöhe; Rax (NÖ), 4.5.1986, nach /Hedrich 1986/

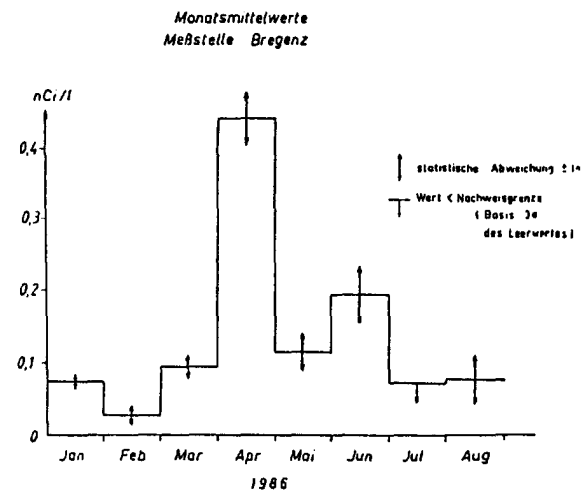
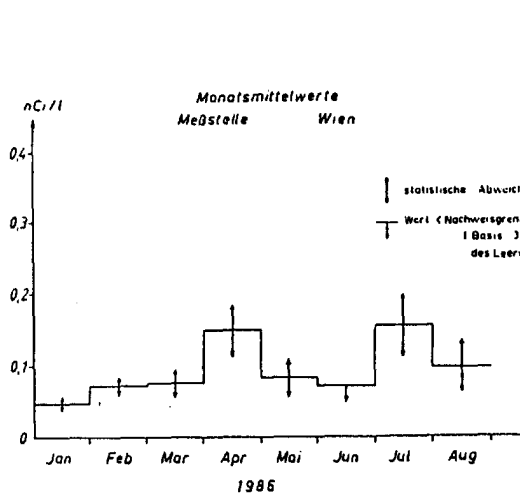


Abb. 4.3.10.: Tritium im Niederschlag. Monatsmittelwerte von Jänner bis August 1986 in Wien und Bregenz

Aufgrund des sehr kleinräumigen Verteilungsmusters der Deposition des Tschernobyl-Fallouts in den Alpentälern unter den gegebenen ungewöhnlichen Wetterbedingungen ist auch ein kleinräumig sehr differenziertes Aktivitätsverteilungsbild zu erwarten. Dies wurde durch die Auswertung von Proben, die von der Abteilung für Wasserhaushalt von Karstgebieten des Umweltbundesamts zur Verfügung gestellt wurden, bestätigt /Henrich 1987/. Die Lage der Sammelstellen ist in Abb.4.3.7. dargestellt, die Meßergebnisse für Cs-137 aus den Niederschlägen April und Mai 1986 in Abb. 4.3.8. Die Maximalwerte erreichen mehr als 4 Mikrocurie pro Quadratmeter.

Die Abhängigkeit der Kontamination von der Seehöhe ist am Beispiel Rax (Abb.4.3.9.) wiedergegeben /Hedrich 1986/. Es ergibt sich eine annähernd logarithmische Abhängigkeit der Cäsium-Konzentration von der Höhe.

Bei der Bestimmung von Tritium in Niederschlägen (/Schönhofer 1987a/, /Rank 1987/) wurde festgestellt, daß die Erhöhungen in den meisten Fällen nicht signifikant waren. Erfahrungsgemäß tritt jedes Jahr im April und Mai ein leichter Anstieg, wie er auch 1986 etwa in Wien und Bregenz (Abb.4.3.7. und 4.3.8.) festgestellt wurde, auf. Die stärkste Erhöhung war in Bregenz mit ca. 0.43 nCi/l (ca. 130 Tritium units) zu verzeichnen.

4.4. Belastungen des Bodens

4.4.1. Deposition von Radionukliden

Aufgrund der Niederschlagsverteilung zwischen dem 29. 4.1986 und dem 9.5.1986 war eine regional sehr unterschiedliche Radionuklidbelastung des Bodens gegeben. Diese unterschiedlichen Bodenkontaminationen werden durch die Daten der Ortsdosisleistung (s. Kap. 4.1.) sowie der Belastung von Niederschlägen (s. Kap. 4.2.) und der regionalen Verteilung der Niederschläge der Zeit vom 29.4.1986 bis 4.5.1986 (s. Abb.2.2.1.) wiedergegeben.

Neben Einzelmessungen liegen systematische Untersuchungen über Bodenbelastungen für Teile des Bundesgebietes vor.

Im Rahmen eines längerfristigen Programms des Gesundheitsressorts /Irlweck 1985/, Irlweck 1986/, Steger 1987/ zur Überwachung grenznaher Regionen hinsichtlich möglicher Einwirkungen ausländischer Nuklearanlagen fanden auch 1986 und 1987 Aktivitätsmessungen in Böden grenznaher Gebiete statt, die in Zusammenhang mit den früheren Messungen zur Beurteilung der Auswirkungen des Reaktorunfalls von Tschernobyl besonders bedeutsam sind.

Die Tab.4.4.1 bis 4.4.3. geben die Flächenbelastungen für die untersuchten Meßstellen sowie den Anteil des Reaktorunfalls wieder.

Es ist ersichtlich, daß eine signifikante Steigerung der Plutonium-Belastung nicht erfolgt ist. Die Sr-90-Belastung liegt im Mittel um einen Faktor 1.72 höher, die Cs- 137-Belastung jedoch um einen Faktor 6.1 über den Werten vor dem Reaktorunfall. Von 1986 auf 1987 zeigten sich erwartungsgemäß keine starken Veränderungen.

Tab.4.4.1.: Bodenbelastungen mit Radionukliden in grenznahen Regionen sowie Sr-90/Cs-137- Verhältnisse. Werte in nCi/m² . Die Berechnung erfolgte unter Annahme einer Bodendichte von 1.5 kg/dm³

1984/85

	Cs-137	Sr-90	Pu-239	Sr-90/Cs-137
Laa/Thaya	43.2±16.8	12.0±4.8	0.79±0.26	0.28
Gänserndorf/ Hainburg	21.1± 4.3	6.4±1	0.86±0.19	0.31
Radkersburg	38.9±29.3	6.2±5.5	0.72±0.58	0.16
Schärding	39.4±13.9	7 ± 4	1.0 ±0.14	0.18
Gmünd/NÖ	61.4±40.3	17±12.2	0.96±0.24	0.28
Mittelwert	40.8	9.7	0.87	0.23

Tab.4.4.2.: Bodenbelastungen mit Radionukliden in grenznahen Regionen sowie Sr-90/Cs-137- Verhältnisse. Werte in nCi/m² . Die Berechnung erfolgte unter Annahme einer Bodendichte von 1.5 kg/dm³

Herbst 1986

	Cs-137	Sr-90	Pu-239	Sr-90/Cs-137
Laa/Thaya	55.2± 21.6	5.5±3.4	0.58±0.38	0.10
Gänserndorf/ Hainburg	151.2± 146	11.5±1.5	0.48±0.1	0.08
Radkersburg	400.8± 86.4	11.0±3.6	1.2 ±0.02	0.03
Schärding	225.6± 96	22.6±12	0.89±0.31	0.1
Gmünd/NÖ	504±468	29.5±18	1.15±0.65	0.06
Mittelwert	267.4	16.0	0.86	0.074

Tab.4.4.3.: Bodenbelastungen mit Radionukliden in grenznahen Regionen sowie Sr-90/Cs-137- Verhältnisse. Werte in nCi/m² . Die Berechnung erfolgte unter Annahme einer Bodendichte von 1.5 kg/dm³ .

Differenz (zusätzlich aus Tschernobyl)

	Cs-137	Sr-90	Pu-239	Sr-90/Cs-137
Laa/Thaya	12	-6.5	-0.21	
Gänsersdorf/ Hainburg	130	5	-0.38	0.038
Radkersburg	362	4.8	0.48	0.013
Schärding	186	15.6	-0.11	0.084
Gmünd/NÖ	443	12.5	0.19	0.028
Mittelwert	227	6.3	-0.01	0.027

Auch die darüber hinaus durchgeführten Bodenkontaminationsmessungen ergeben mitunter bemerkenswert hohe Anteile an Cäsium aus dem Bombenfallout.

Tab.4.4.4. gibt Ergebnisse von Bodenkontaminationsmessungen wieder, die vom Österreichischen Forschungszentrum Seibersdorf im Juli 1986 durchgeführt wurden /Horak, 1988/. Die Entnahmestellen befanden sich auf Ackerflächen, die zum Zeitpunkt der Kontamination noch keinen Pflanzenbestand aufwiesen.

Im Rahmen eines in der Steiermark durchgeführten Untersuchungsprogramms /Horak, 1988/ wurden Bodenproben in Schichten von 0 bis 5 cm, 5 bis 10 cm und 10 bis 15 cm Tiefe entnommen und auf Cs-134, Cs-137 und bei einem Teil der Proben auf Sr-90 untersucht. Ergebnisse sind in Tab. 4.4.4. und 4.4.5. dargestellt. Weitere Messungen über Bodenkontamination in der Steiermark wurden seitens des Reaktorinstituts Graz durchgeführt /Meisel 1987/.

Tab.4.4.4.1.: Flächenbelegung mit Cs-137, errechnet aus Aktivitätsmessungen der Bodenschichten 0-3 cm (I) und 3-10 cm (II); Entnahme der Bodenproben am 15.7.1986, österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf

Standort, PLZ und Bundesland	Flächenbelegung, angegeben in			Summe	Summe korr.	Summe korr.
	nCi / m ²	II	I			
2285 Leopoldsdorf/M	NÖ	0	40	40	20	740
2020 Aspersdorf	NÖ	0	40	40	20	740
2225 Zistersdorf	NÖ	0	49	49	29	1073
3430 Tulln	NÖ	0	117	117	97	3589
3100 St. Pölten	NÖ	42	414	456	436	16132
2442 Unterwaltersdorf	NÖ	42	72	114	94	3478
2460 Bruck/Leitha	NÖ	63	211	274	254	9398
7302 Nikitsch	Bgld.	126	391	517	497	18389
7132 Frauenkirchen	Bgld.	84	477	561	541	20017
8410 Neudorf b. Wildon	Stmk.	189	333	522	502	18574
4483 Hargelsberg	OÖ	94	1337	1431	1411	52207
4072 Alkoven	OÖ	493	1935	2428	2408	89096
4540 Bad Hall	OÖ	63	2205	2268	2248	83176
4973 St. Martin i.J.	OÖ	1659	500	2159	2139	79143
4061 Pasching	OÖ	1060	1413	2473	2453	90761
4331 Naarn	OÖ	84	1800	1884	1864	68968

Tab.4.4.5.: Flächenbelegung mit Cs-137 in der Steiermark, errechnet aus Bodenmeßdaten (November 1986)

PLZ, Gemeinde, Bezirk			Flächenbelegung in	
			nCi/m ²	Bq/m ²
8921	Lainbach	Bez. Liezen	798	29526
8911	Hall	"	630	23310
8295	St. Johann	Bez. Hartberg	493	18241
8252	Mönichwald	"	313	11581
8250	Puchegg	"	200	7400
8225	Schönegg	"	253	9361
8224	Hartl	"	325	12025
8223	Stubenberg	"	413	15281
8225	Sonnhofen	"	110	4070
8151	Hitzendorf	Bez. Graz-Umg.	368	13616
8401	Kalsdorf	"	510	18870
8630	Mariazell	Bez. Bruck/Mur	325	12025
8262	Nestelbach	Bez. Fürstenfeld	133	4921
8280	Altenmarkt	"	363	13431
8283	Blumau	"	193	7141
8362	Übersbach	"	440	16280
8350	Fehring	Bez. Feldbach	290	10730
8333	Kornberg	"	543	20091
8083	St. Stefan	"	438	16206
8324	Oberdorf	"	575	21275
8330	Mühldorf	"	463	17131
8463	Schloßberg	Bez. Leibnitz	825	30525
8410	Weitendorf	"	953	35261
8451	Heimschuh	"	1145	42365
8505	St. Nikolai	"	600	22200
8413	St. Georgen	"	213	7881
8093	St. Peter	Bez. Radkersburg	133	4921
8492	Halbenrain	"	152	5624
8423	Weinburg	"	140	5180
8181	St. Ruprecht	Bez. Weiz	442	16354
8163	Fladnitz	"	143	5291
8672	St. Kathrein	"	542	20054
8774	Mautern	Bez. Leoben	198	7325
8792	St. Peter-Freienstein	"	352	12654

Eine Untersuchung, die im Spätherbst 1986 an gemähten Wiesen im nördlichen Österreich vorgenommen wurde /Schönhofer 1988/, betraf das stark betroffene Alpenvorlandgebiet sowie die wenig betroffenen Gebiete des nordöstlichen Niederösterreich. Die Ergebnisse sind in Abb.4.4.1. dargestellt, wobei die äußerst unterschiedliche Bodenkontamination - gemessen wurden Werte zwischen 26 nCi Cs-137/m² und 1990 nCi /m² - zu erkennen ist. Bemerkenswert ist ferner die kleinräumige Streuung um einen Faktor drei von Proben, die auf einer einzigen Wiese im Abstand von 50 bis 100 m entnommen wurden. In Absolutwerten sind die Ergebnisse etwas niedriger als bei den oben angeführten Untersuchungen, da durch das Abernten der Dauergrünflächen eine Verringerung der Kontamination erfolgte.

Die bei einer Untersuchung des Umweltbundesamtes im Jahre 1986 entnommenen Bodenprofile zeigen für die Cs-137- Verteilung folgendes Bild:

In den fruchtbaren Schwarzerde- und Braunerdegebieten Ost-österreichs zeigten sich Bodenbelastungen zwischen 160 nCi /m² im Seewinkel und 232 nCi/m² im Raum St. Pölten. Höher gelegene Teile des Waldviertels (östlich von Gutenbrunn) wiesen in 800 m Seehöhe mit 904 nCi /m² etwas stärkere Belastungen auf.

Im oberösterreichischen Zentralraum wurden zwischen Steyr (offener Ackerboden 941-1121 nCi /m² , Grünland 3292 nCi /m²) und Wolfsegg (2018 nCi /m²) hohe Werte und eine Belastungsverteilung analog der Niederschläge gefunden.

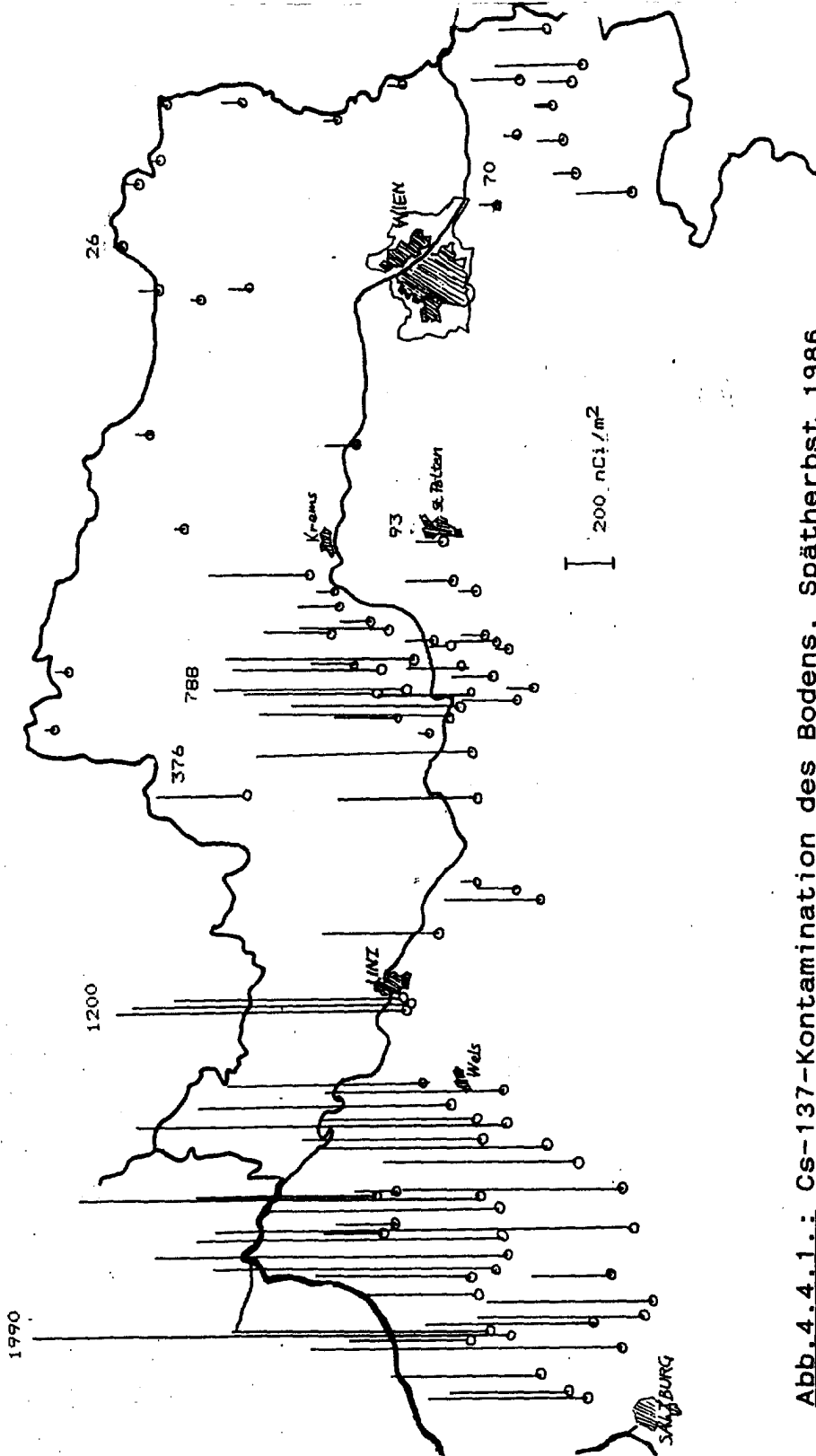


Abb.4.4.1.1.: Cs-137-Kontamination des Bodens, Spätherbst 1986

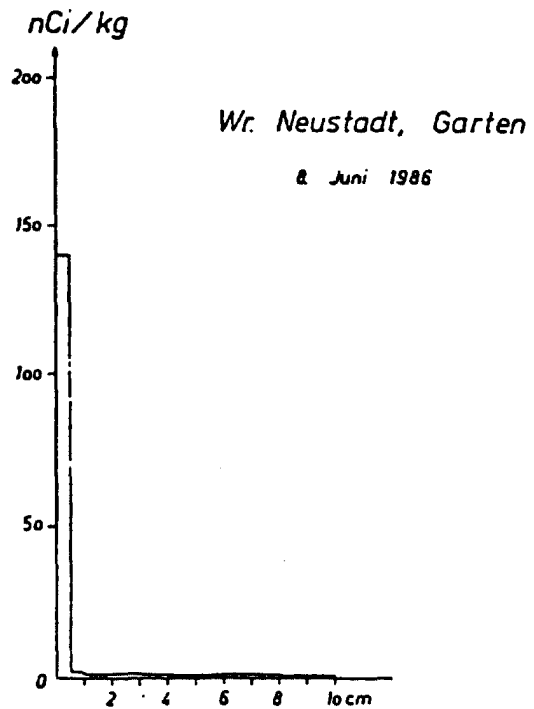
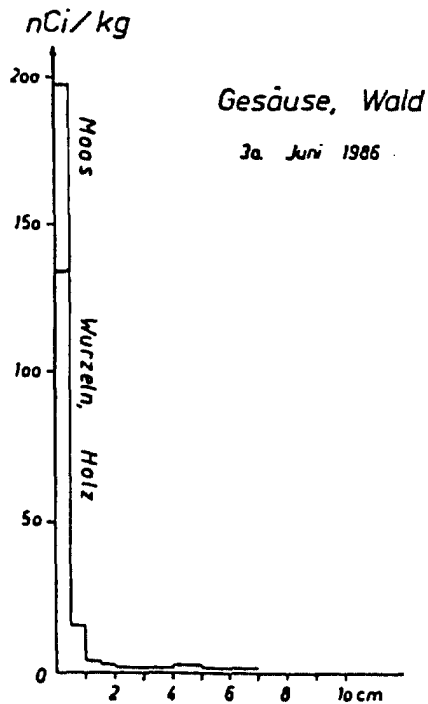
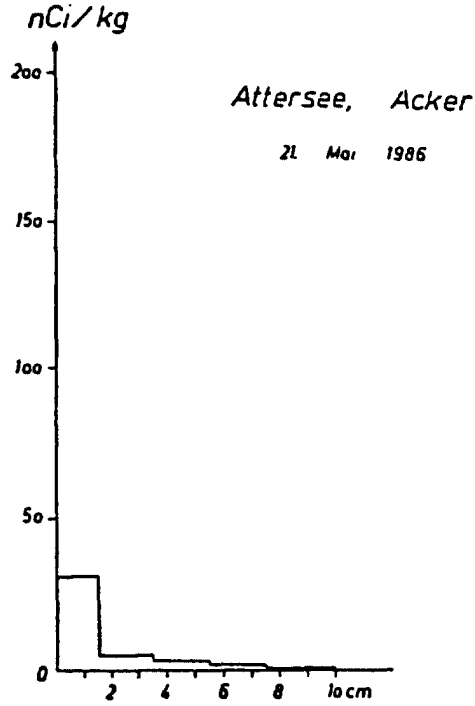
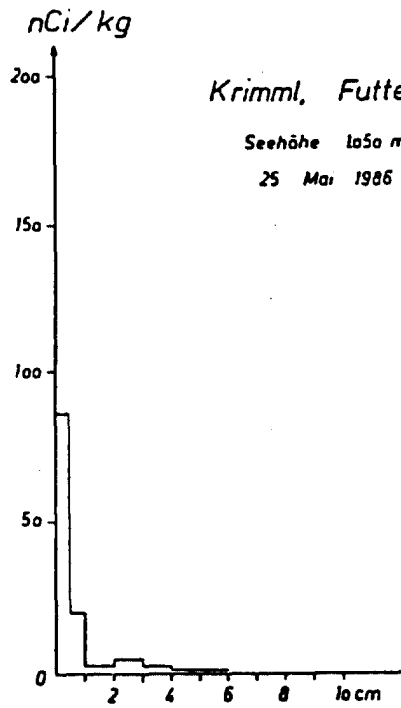


Abb. 4.4.2.: Tiefenverteilung der Cs-137-Aktivität im Boden auf verschiedenen Standorten: Futterwiese (Krimml/Sbg), Acker (Attersee/OÖ), Wald (Gesäuse/Stmk), Garten (Wiener Neustadt/NÖ)

Im Gebiet östlich von Salzburg (Wallersee) wurde eine Flächenbelastung des Bodens von 907 nCi /m^2 gemessen. In Radstadt ergibt sich eine Bodenbelastung von 1425 nCi /m^2 .

Im Raum östlich von Dornbirn zeigte sich eine zunehmende Höhenbelastung von 293 nCi /m^2 (400 m Seehöhe) bis 993 nCi/m^2 (1300 m Seehöhe).

4.4.2. Verhalten von Radionukliden in Böden.

Cäsium wird von den Tonmineralen im Boden adsorbiert und in der obersten Bodenschicht (wenige cm) festgehalten. Die Verfügbarkeit für Pflanzen ist deshalb vor allem auf Böden mit hohem Humusgehalt und hohem Tonmineralgehalt gering. Durch die Bodenbearbeitung werden die Radionuklide in tiefere Bodenschichten verteilt.

Die Schwarzerdeböden Ostösterreichs haben einen ausreichenden Tongehalt und hohen Humusgehalt, wodurch die Verlagerung von Cäsium und Strontium im Bodenprofil erschwert wird. Die Bodentypen im kalkalpinen Bereich Österreichs (Rendsina) und der Flyschzone (Podsol) begünstigen infolge leichter Bodenarten und geringerer Profilmächtigkeit eine Auswaschung dieser Radionuklide. Regionale Vorkommen von Pseudogley- und Gleyböden gehen infolge hoher Tongehalte eine feste Bindung mit kationischen Radionukliden ein.

Braunerden sind in ihrer Zusammensetzung unterschiedlich. Eine ausreichende Kalziumsättigung hat auch eine geringe Beweglichkeit von Cäsium und Strontium zur Folge, während bei versauerten bzw. podsolierten Braunerden (z.B. Waldviertel, Mühlviertel) eine größere Beweglichkeit dieser Kationen zu erwarten ist.

Abb.4.4.2 zeigt Tiefenverteilungen von Cs-137. Bei offenen Garten- und Ackerböden ist das Cäsium innerhalb von 0.5 cm an der Bodenoberfläche konzentriert, bei Bodenvegetationsbedeckung wie Futterwiesen oder Waldböden mit Moosauflagen reicht die Belastung bis in 1 bis 2 cm Bodentiefe.

Die Analyse von Böden mit hoher Belastung durch Bombenfallout zeigt die auch längerfristig geringe Wanderungsgeschwindigkeit von Cäsium (wenige Zentimeter im Lauf mehrerer Jahrzehnte; diese Proben weisen einen sehr geringen Anteil des kürzerlebigen Cs-134 auf).

Die durch den Fallout deponierten Radionuklide werden durch Adsorption und Ionenaustausch in den Böden weitgehend festgehalten. Humusreiche Schichten sowie Tonminerale weisen ein besonders hohes Rückhaltevermögen auf. Die Gefährdung des Grundwassers durch Tschernobylfallout ist somit äußerst gering (vgl. /Haunold 1982, Haunold 1986/).

4.4.3. Bodenbelastung durch Strontium-90

Da die Messung von Sr-90 sehr aufwendig ist und rasch klar war, daß diesem Isotop nur eine untergeordnete Bedeutung zukommt, liegen auch entsprechend weniger Bodenmeßwerte vor. Dazu kommt, daß gegenüber der Vorbelastung der Böden aufgrund der Kernwaffenversuche angesichts der relativ geringen Strontiumbelastung infolge des Reaktorunfalls statistisch signifikante Ergebnisse in der Regel nur im Vergleich mit Stellen, an denen frühere Messungen vorliegen, erzielbar sind. Allenfalls können Aussagen aus Tiefenprofilen getroffen werden.

Die Ergebnisse einer Luftfilterprobe vom 29.4.1986 aus dem Gemeindegebiet Rauchenwarth im Mai zeigten, daß die Aktivität des Sr-90 ca. 1-4.5% der deponierten Cs-137-Aktivität beträgt (s. Kap. 4.2.). Die in Tab.4.4.1. bis Tab.4.4.3. wiedergegebenen Strontium-

meßwerte zeigen, daß infolge des Reaktorunfalls die Strontiumbelastung des Bodens, wie sie Anfang der Sechzigerjahre vorlag, wieder erreicht ist, wobei damals aus dem Bombenfallout deponiertes Sr-90 teilweise schon zerfallen bzw. aus den Böden ausgeschwemmt war. Im Gegensatz zu Cs-137 übersteigt die Strontiumbelastung der Böden infolge der Kernwaffenversuche immer noch diejenige aus dem Reaktorunfall. Insgesamt dürfte infolge der Bombentests etwa achtmal soviel Sr-90 in Österreich deponiert worden sein, wie infolge des Reaktorunfalls.

Im Boden ist Strontium beweglicher als Cäsium, wird also rascher ausgewaschen bzw. in tiefere Schichten verlagert, wie Bodenuntersuchungen nach dem Bombenfallout zeigen, wobei die Wanderungsgeschwindigkeit nach Literaturangaben vom Bodentyp abhängt und ca. 1.2 bis 9.2 cm pro Jahr beträgt. Es wird auch durch die Pflanzen über die Wurzeln etwas stärker aufgenommen, was jedoch durch die relativ geringe deponierte Menge nur von untergeordneter Bedeutung bleibt.

Tab.4.4.6: Tiefenprofile der Sr-90-, Cs-134- und Cs-137-Belastung von Böden nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl. Werte in nCi/kg

Ort	Tiefe	Sr-90	Cs-134	Cs-137
Weiz/ St. Kathrein	0-5 cm	0.25	0.6	1.3
	5-10	0.43	2.3	6.2
	10-15	0.33	<0.3	<0.3
Leoben	0-5	0.038	2.6	4.7
	5-10	0.031	<0.3	<0.3
	10-15	0.019	<0.3	<0.3
Liezen	0-5	0.31	4.5	10.2
	5-10	0.2	<0.3	0.7
	10-15	0.22	<0.3	<0.3
Graz/ Kalsdorf	0-5	0.23	1.6	4.0
	5-10	0.23	1.1	2.5
	10-15	0.205	<0.3	0.7
Feldbach/ Kornberg	0-5	0.068	2.8	6.6
	5-10	0.041	0.4	0.9
	10-15	0.033	<0.3	<0.3

Die Verlagerung von Strontium im Vergleich zu Cäsium im Boden ist auch aus den Ergebnissen in Tab.4.4.6. ersichtlich. In der Regel dominiert die Strontiumbelastung aus den Waffentests, an den Ergebnissen aus St. Kathrein, Liezen und Graz ist der Anteil der Bomben auch am Cs-134/Cs-137-Verhältnis feststellbar, in Leoben und Feldbach dominiert offensichtlich die Tschernobyl-Belastung,

die Strontiumdepositionen sind dort gering. Die Ergebnisse liegen im Rahmen der Strontium-Meßwerte der grenznahen Gebiete (s. Tab. 4.4.1. bis 4.4.3.).

4.5. Oberflächenwässer

4.5.1. Belastungssituation

Der Eintrag radioaktiver Stoffe in die Oberflächenwässer erfolgte nach dem Reaktorunfall in der ersten Zeit durch Niederschlag bzw. Abschmelzen von Schnee mit zunächst deutlichen Erhöhungen, später durch Mobilisierung von Nukliden aus den Böden und Einbringung mit den Zuläufen sowie durch Bodenerosionen, die insbesondere nach starken Regenfällen über Bodenabschwemmungen bedeutsam werden können. Eine weitere wesentliche Quelle stellt der Eintrag aus kommunalen und landwirtschaftlichen Abwässern über Abwassersammelanlagen und Kläranlagen dar.

Strahlenbelastungen über Oberflächengewässer blieben nach dem Reaktorunfall gegenüber anderen Quellen bedeutungslos; Oberflächenwässer werden in Österreich nur in begrenztem Umfang zur Trinkwassergewinnung verwendet, darüberhinaus sanken die Konzentrationen in den untersuchten Seen infolge von Durchmischungseffekten innerhalb weniger Tage auf sehr niedrige Werte ab, ferner wird bei der Aufbereitung zu Trinkwasser der überwiegende Anteil (ca. drei Viertel) der Kontamination in der Reinigungsstufe zurückgehalten (vgl. Kap.4.6.8.).

Wegen derartiger Verdünnungseffekte blieb auch die Strahlenbelastung durch das Baden in Seen oder Flüssen bedeutungslos (s. Abb.4.5.1.). In der Zeit der höheren Belastung wurde in Österreich Oberflächenwasser auch nicht zur Beregnung von Kulturen verwendet,

womit dieser Kontaminationspfad praktisch ausfiel. Die Kontamination von Fischen wird in Kap.4.6.7. behandelt.

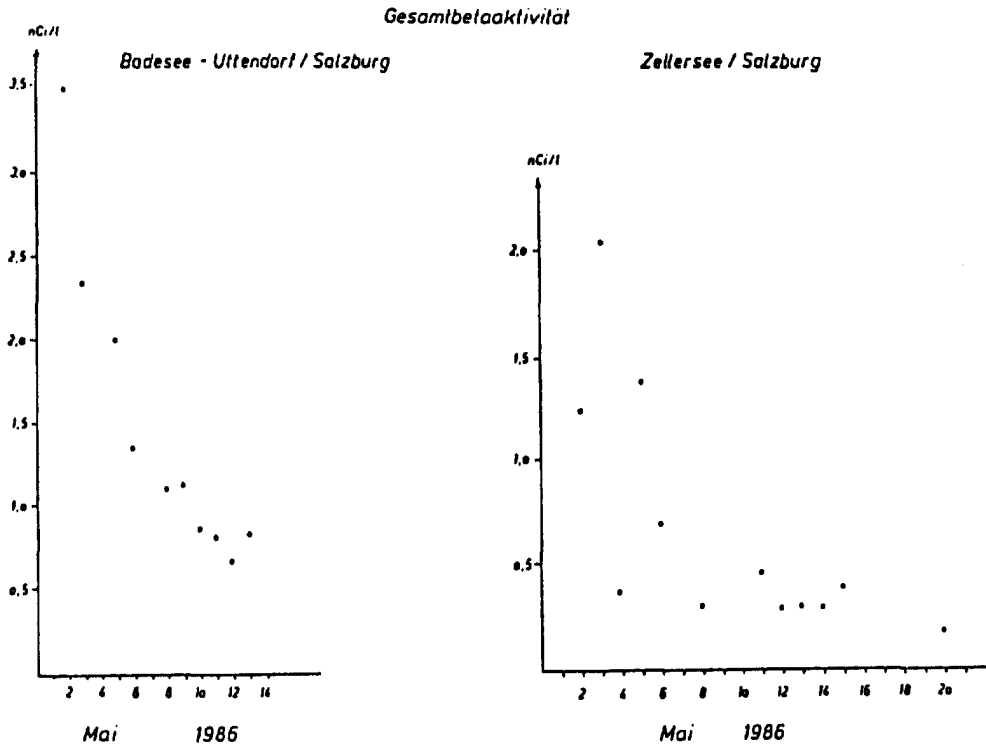


Abb.4.5.1.: Aktivitätsverlauf (Gesamt-Beta-Aktivität) in einem Badeseesee in Uttendorf und im Zellersee (Salzburg)

Der Verlauf der Aktivitätskonzentration der wichtigsten Radionuklide im Donauwasser ist in den Abb.4.5.2. bis 4.5.3. dargestellt. Im Vergleich zur I-131-Fracht in den Jahren vor 1986 (aus der Nuklearmedizin) von ca. 5.4 Ci/Jahr /Henrich 1986/ stieg durch den Reaktorunfall die Fracht auf ca. 850 Ci /Henrich 1987/. Diese Schätzung beruht auf Messungen der damaligen Strahlenschutzabteilung des Umweltbundesamtes sowie auf Angaben der damaligen Abt. Radiologie der Hygienisch-bakteriologischen Untersuchungsanstalt (jetzt Institut für Umweltmedizin der Stadt Wien).

In den Anrainerstaaten wurden Maxima der Belastung des Donauwassers am 2.5.1986 in Regensburg, BRD, /SSK 1987/ und am 10. 5. 1986 in Budapest, Ungarn, festgestellt.

Bei Cs-137 (Abb.4.5.3) zeigte sich im Vergleich zu den Werten aufgrund des Kernwaffenfallouts in den Jahren vor 1986 von ca. 0.01 pCi/l eine Erhöhung auf 100 pCi/l aufgrund des Eintrags von Niederschlagswässern. Dieser Wert fiel zunächst stark, dann langsamer auf einen Pegel von ca. 1.1 pCi/l ab, der von Erosionseffekten und Sedimentationsprozessen bestimmt wird. Ende 1987/Anfang 1988 lag die Cs-137 Konzentration der Donau bei Hainburg bei ca. 0.2 pCi/l, wobei sich infolge von durch Hochwasser bedingten Ausschwemmungen im März 1988 ein Wert von 3.5 pCi/l ergab.

Über die Belastung der Donausedimente (/Rank 1987a/, /Rank 1987b/, /Rank 1987c/, Rank 1987d/, Rank 1987e/) sowie des Neusiedler Sees (/Rank 1987f/) mit Cs-137 und Sr-90 liegen eingehende Messungen vor. Demnach ist die Aktivitätskonzentration der Donausedimente im Jahr 1986 im Vergleich zu den Vorjahren mit Sr-90 um etwa eine Größenordnung, mit Cs-137 um etwa zwei Größenordnungen angestiegen, womit eine wichtige Markierung bei Sedimentuntersuchungen in den nächsten Jahren gegeben sein wird. Hingegen läßt eine Verwendung von Donausedimenten als Baumaterialien bei Berücksichtigung der Aktivitätsschwankungen natürlicher Radionuklide in Baumaterialien aus der Sicht des Strahlenschutzes keine Probleme erwarten /Rank 1987a/.

Abb.4.5.4 zeigt den Verlauf der Tritium-Konzentration in der Donau in den Jahren 1985 und 1986. Im Rahmen der angewendeten Methoden zeigt sich kein signifikanter Einfluß des Reaktorunfalls auf die Tritiumfracht der Donau.

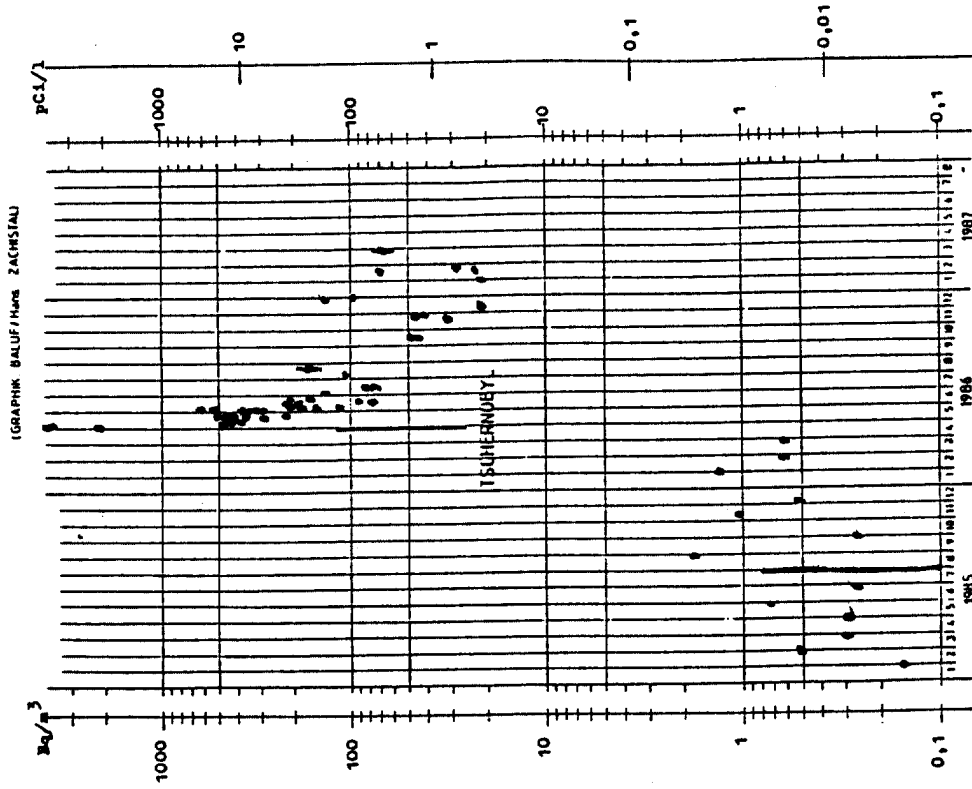


Abb.4.5.3.: Cs-137 im Donauwasser in Ostösterreich

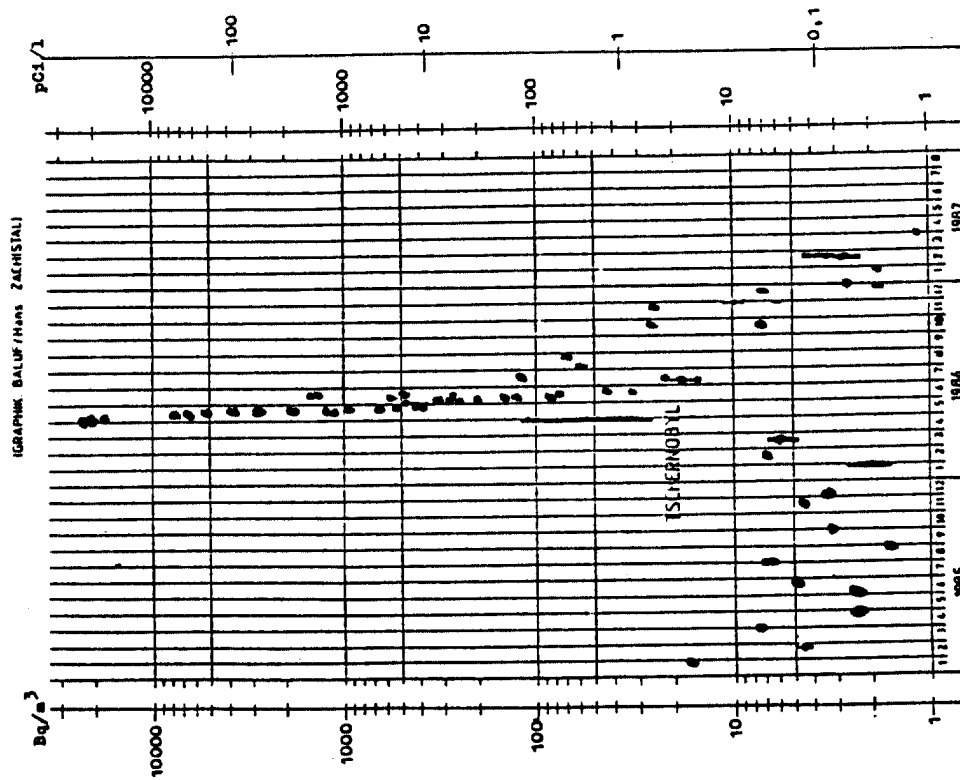


Abb.4.5.2.: J-131 im Donauwasser in Ostösterreich

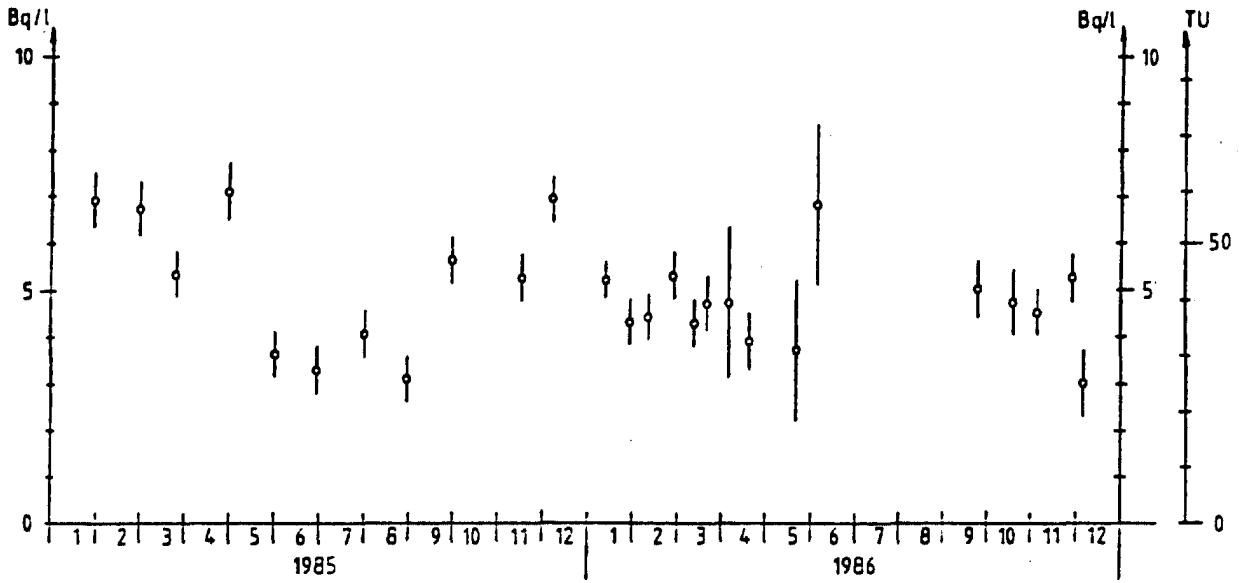
4.5.2. Eintrag von Radionukliden in Gewässer

Über die Auswaschung von Radionukliden aus Böden und deren Eintrag in Oberflächengewässer wurden detaillierte Untersuchungen einerseits nach dem Fallout der Kernwaffenversuche, andererseits anhand der Belastung des Bodensees nach dem Reaktorunfall Tschernobyl durchgeführt. Demnach beträgt die Verweilzeit von Cäsium im Boden ca. 1000 Jahre, entsprechend einer Abnahme von ca. 1 Promille deponierter Aktivität pro Jahr. Etwa 1 % der Flächen (felsige Landschaften, Straßen, Häuser) werden wesentlich schneller ausgewaschen. Zusätzlich werden ca. 1-2% des Cs-137 vor der Fixierung in den Böden in den ersten Monaten nach dem Ausfall mit dem Niederschlag abtransportiert.

Obwohl detaillierte limnologische Untersuchungen derzeit noch nicht vorliegen, lassen sich mit diesen Ergebnissen größenordnungsmäßige Abschätzungen über die Belastung der Donau durchführen. Bei einer Gesamtdeposition von ca. 30 kCi Cs-137 auf der Fläche Österreichs ist mit einer raschen Ausschwemmung von ca. 0.5 kCi in die Flüsse zu rechnen, längerfristig mit ca. 30 Ci jährlich. Unter Berücksichtigung der Belastungen aus dem Oberlauf der Donau sowie der Einmündung von Mur, Drau und einigen kleinen Flüssen außerhalb des Bundesgebietes ist daher etwa mit einem Aktivitätseintrag von ca. 30 Ci/Jahr in die Donau zu rechnen.

Es zeigt sich, daß gegenüber diesem auf natürlichen Vorgängen beruhenden Eintrag radioaktiver Substanzen die gelegentlich befürchtete Erhöhung der Aktivität von Fließgewässern aus der Einleitung radioaktiv kontaminierter Molke völlig bedeutungslos war.

(GRAPHIK: BALUF/Hans ZACHISTAL)



STATISTISCHE ABWEICHUNG: 1 SIGMA

Abb.4.5.4.: Tritium in der Donau, Probennahmestelle Hainburg

4.6. LEBENSMITTELÜBERWACHUNG

4.6.0. Einleitung

Da infolge der durch den Reaktorunfall gegebenen Situation die Strahlenbelastung der Bevölkerung hauptsächlich über die Lebensmittel zu erwarten waren und auf diesem Gebiet auch Einsparungen der Strahlenbelastung realisierbar erschienen, zielten die behördlichen Maßnahmen hauptsächlich auf eine Verringerung der Belastung der Lebensmittel ab.

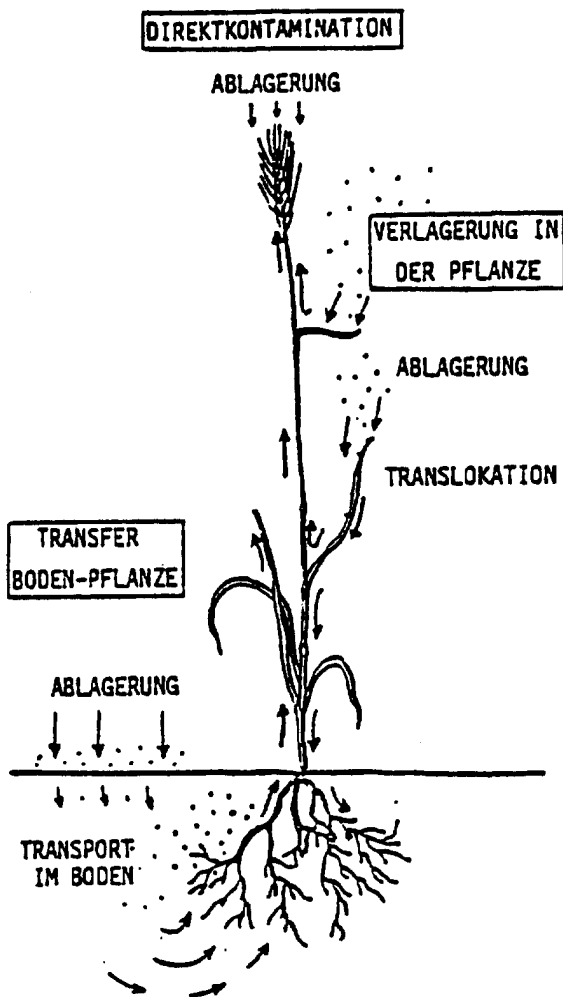


Abb.4.6.1.: Aufnahme und Verhalten von Radionukliden in Pflanzen

Wie aus Abb.4.6.1. ersichtlich ist, erfolgt die Belastung von Pflanzen durch Direktablagerung an der Pflanzenoberfläche. Diese Kontamination ist im Anfangsstadium durch Abwaschen reduzier- oder beseitigbar. In der Folge kommt es zur Aufnahme der abgelagerten Radionuklide in das Pflanzeninnere, wonach die Kontamination nicht mehr abwaschbar ist. In der Pflanze werden manche Radionuklide entsprechend ihren chemischen Eigenschaften verlagert (Translokation), wodurch auch Früchte belastet sein können, obwohl die Pflanzen zur Zeit des Ausfalls noch nicht einmal in Blüte standen. In der Regel in weit geringerem Ausmaß, jedoch bei manchen Radionukliden mit längerfristiger Wirkung, erfolgt die Aufnahme mancher Radionuklide auch über die Wurzeln aus dem Boden.

Über kontaminierte Pflanzen werden indirekt auch Lebensmittel tierischer Herkunft belastet.

Die erste Phase war durch Kontamination mit I-131 (Halbwertszeit 8 Tage) gekennzeichnet, das durch rasche Aufnahmen in Blätter und seinen außerordentlich raschen Transport über die Nahrungskette Gras-Kuh-Milch gekennzeichnet ist. Es wird zwar in der menschlichen Schilddrüse angereichert, stellt jedoch kein Langzeitproblem dar.

Die Cäsiumisotope, die die späteren Belastungen brachten, werden durch Blattoberflächen leicht und in großen Mengen aufgenommen und in den Pflanzen rasch und intensiv verlagert. Dadurch kam es zu Belastungen von Gras, von Obst bei Bäumen, die zur Zeit des Ausfalls schon über entwickelte Blätter verfügten und in geringerem Ausmaß von Wintergetreide. Die Cäsiumaufnahme über die Wurzeln ist in der Regel gering, Ausnahmen stellen jedoch Pflanzen auf schlecht mit Kalium versorgten Böden mit geringem Tonmineralienanteil jedoch mit hohem Anteil an organischer Substanz sowie gewisse Pilzsporten dar. Die Belastung ab dem zweiten Jahr nach dem Unfall ist gering, aber in der Regel meßbar. Cäsium gelangt ebenfalls über den Weg Gras-Kuh in Milch, Milchprodukte und Fleisch.

Andere Isotope stellten nach dem Reaktorunfall nur geringe Probleme für die Lebensmittel dar. Strontium-90 wird zwar ebenfalls über die Blätter aufgenommen, in der Pflanze jedoch kaum verlagert; die Aufnahme über die Wurzeln erfolgt etwas stärker als bei Cäsium. Der Beitrag bleibt jedoch sehr gering; in den folgenden Kapiteln wird auch über entsprechende Meßergebnisse berichtet. Ruthenium wird von Pflanzen kaum aufgenommen.

4.6.1. Milch und Milchprodukte

4.6.1.1. Frischmilch

Wegen der großen Bedeutung des Lebensmittels Milch insbesondere für die Risikogruppe der Kinder wurde Milch von Anfang an besonders intensiv überprüft und eine möglichst niedrige Belastung durch Aussortieren hochbelasteter Chargen und durch Fütterungsmaßnahmen angestrebt. Bis Ende Juni 1986 wurde die Überwachung praktisch vollständig durchgeführt. Das war trotz der durch das Strahlenfrühwarnsystem bekannten regionalen Belastungsverteilung notwendig, da sich durch unterschiedliche Fütterung auch in eng begrenzten Gebieten große Belastungsunterschiede ergaben. Später erfolgten Stichproben und besondere Überwachungen von Problemgebieten.

In den Abb.4.6.2 bis 4.6.11 wird die Belastung der Kuhmilch durch Jod-131 getrennt nach Bundesländern sowie für Gesamtösterreich dargestellt. Dabei sind jeweils die Mittelwerte sämtlicher gemessener Milchproben sowie die Mittelwerte der Proben unterhalb des Grenzwertes dargestellt. Die Werte stellen eher eine Überschätzung der tatsächlichen Verhältnisse dar, da über die Einhaltung der Grenzwerte hinausgehende Maßnahmen seitens der Molkereien nach den Empfehlungen des Gesundheitsressorts nicht erfaßt sind.

Am Beispiel Steiermark (Abb.4.6.7) ist besonders deutlich zu sehen, wie die Einhaltung des Grünfütterungsverbotes zum Sinken der Jodbelastung in der Milch führte. Nach Aufhebung des Verbots (7.5.1986) stiegen die Werte wieder an.

Die Belastung der Milch mit den Isotopen Cäsium-134 und Cäsium-137 erfolgte mit zeitlicher Verzögerung, wie die bezirksweise zusammengefaßten Ergebnisse aus einigen Bundesländern zeigen (Abb.4.6.12 bis 4.6.19).

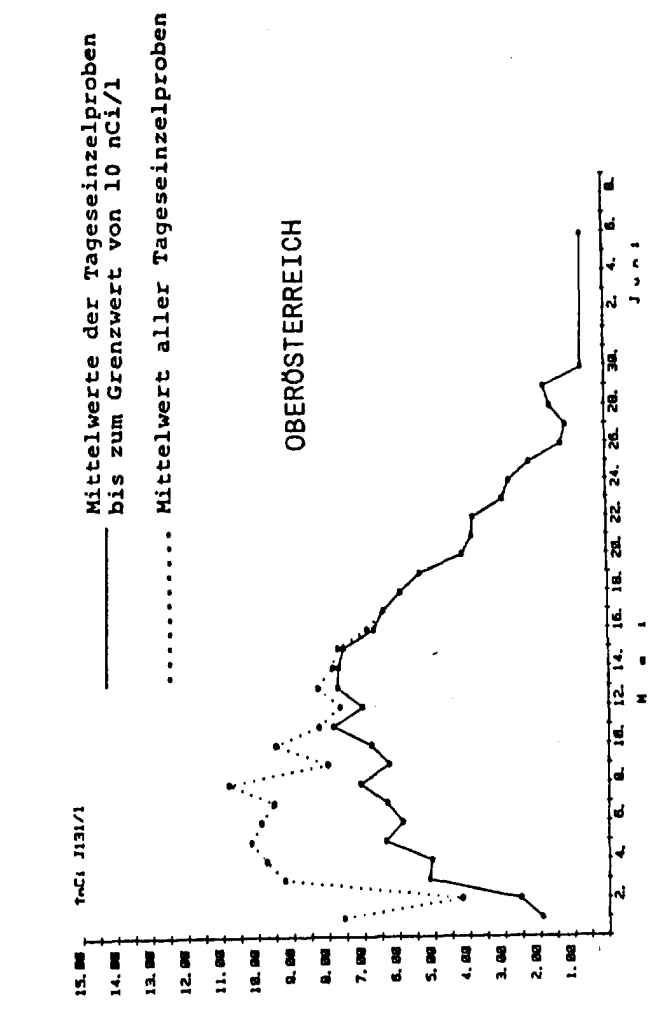
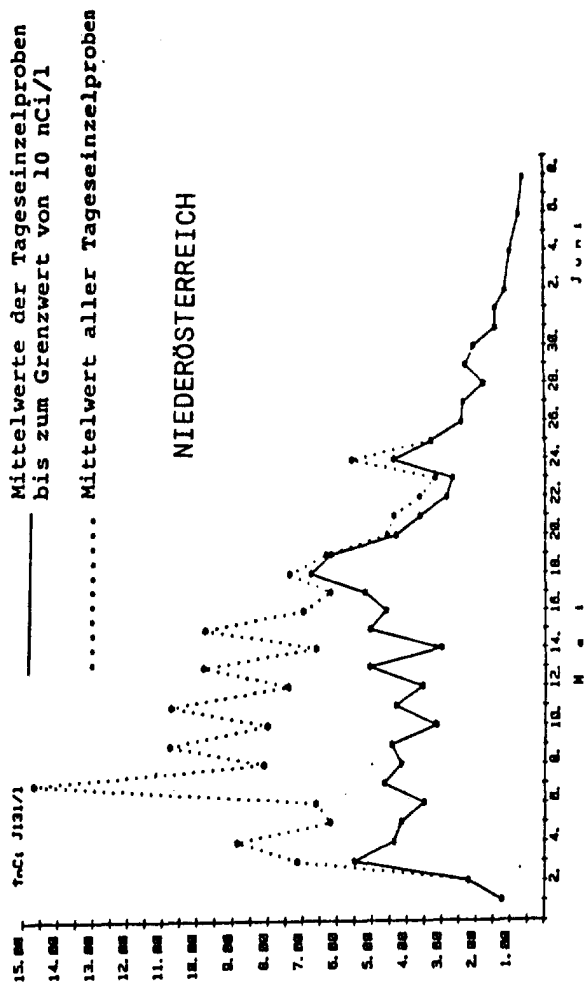
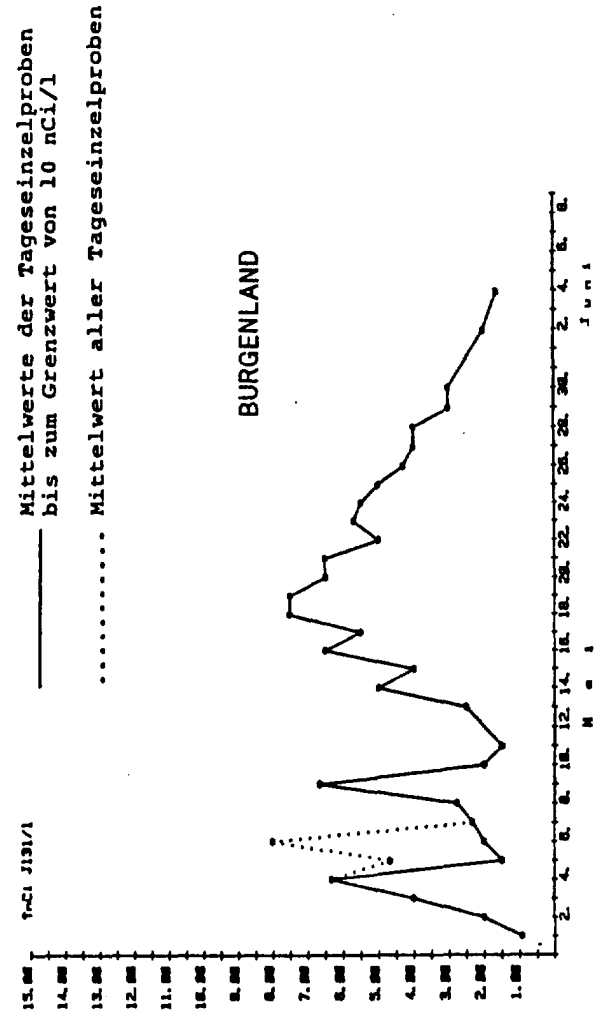
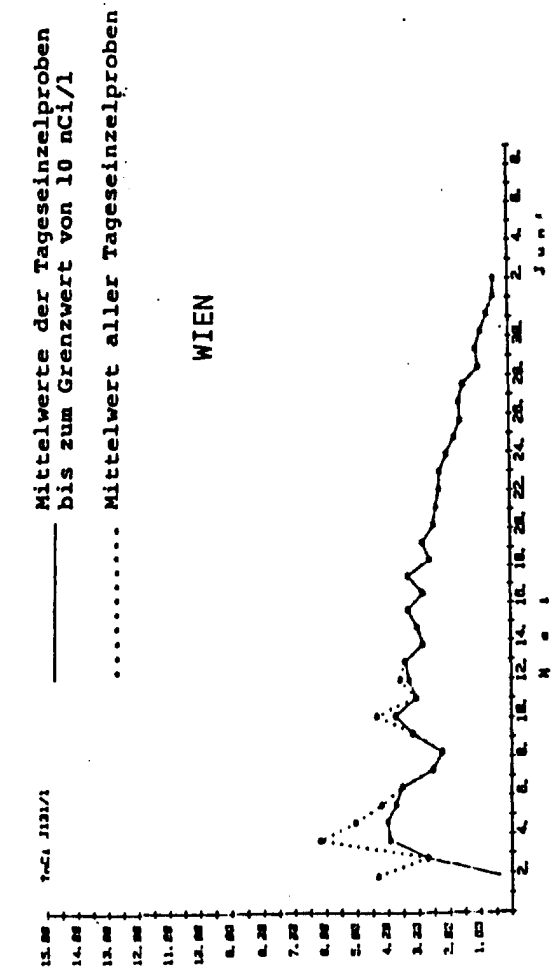


Abb. 4.6.2. bis 4.6.5.: Belastung der Kuhmilch mit J-131 in Wien, Niederösterreich, Burgenland und Oberösterreich

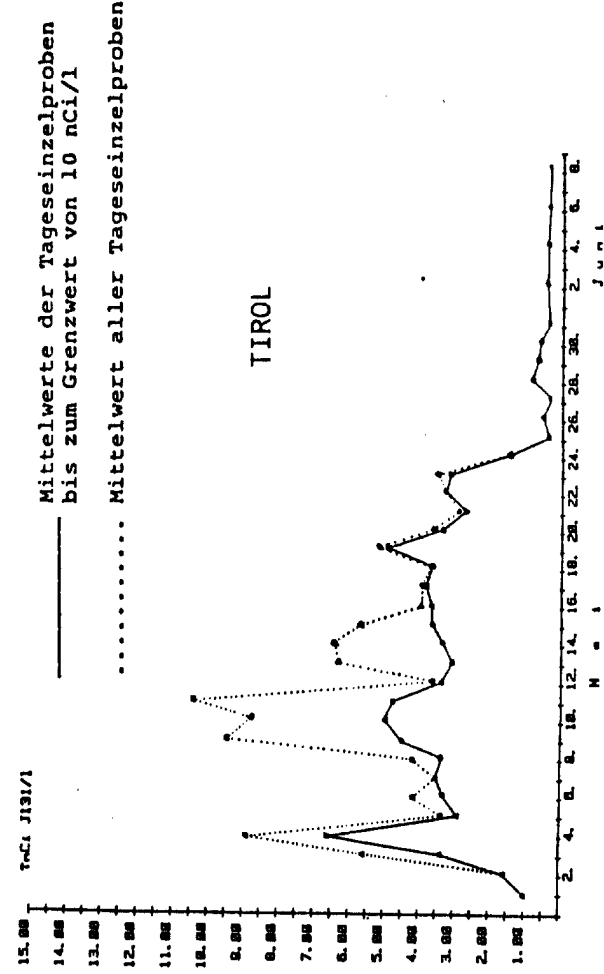
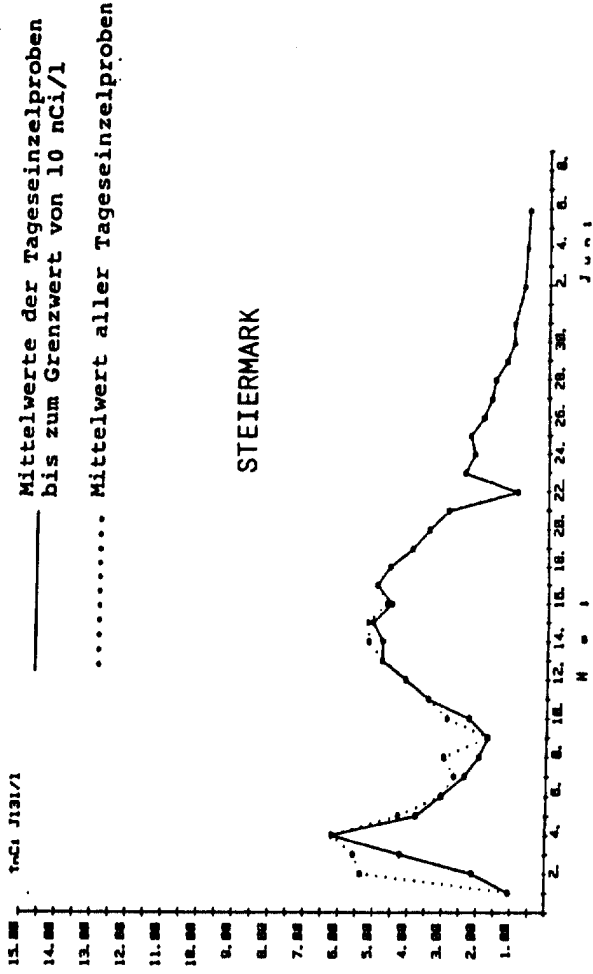
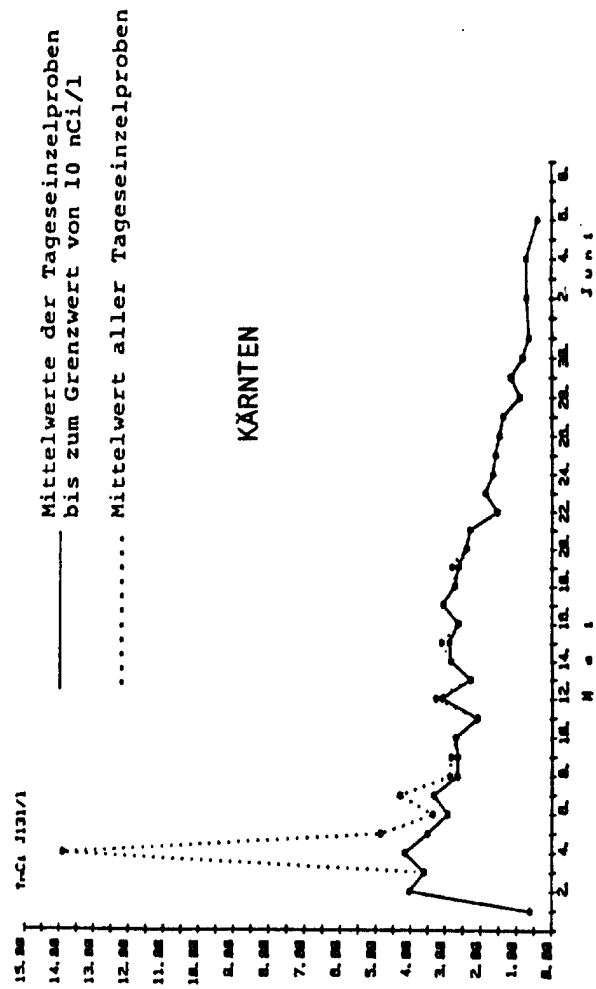
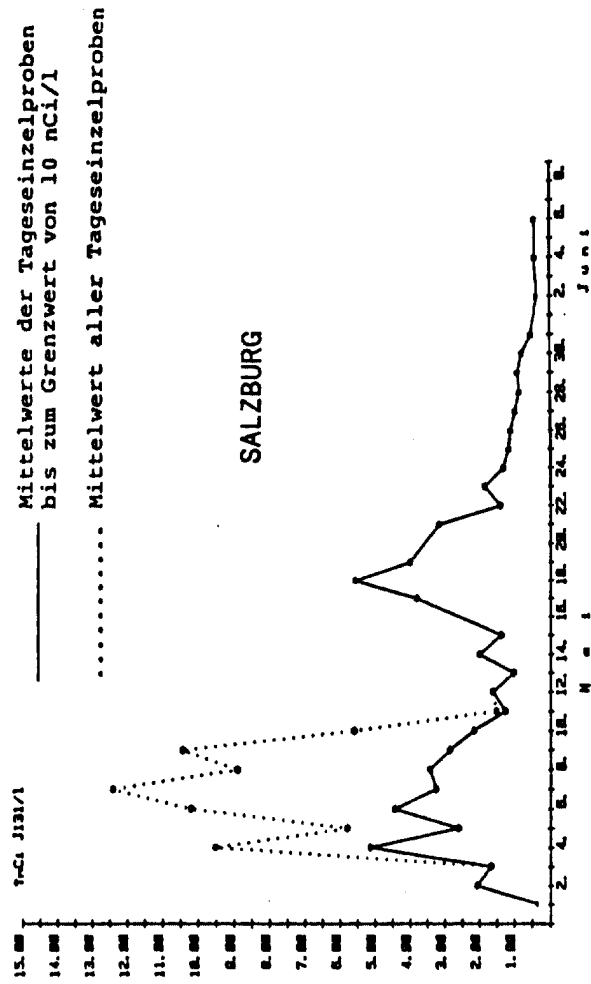


Abb. 4.6.6. bis 4.6.9.: Belastung der Kuhmilch mit J-131 in Salzburg, Steiermark, Kärnten und Tirol

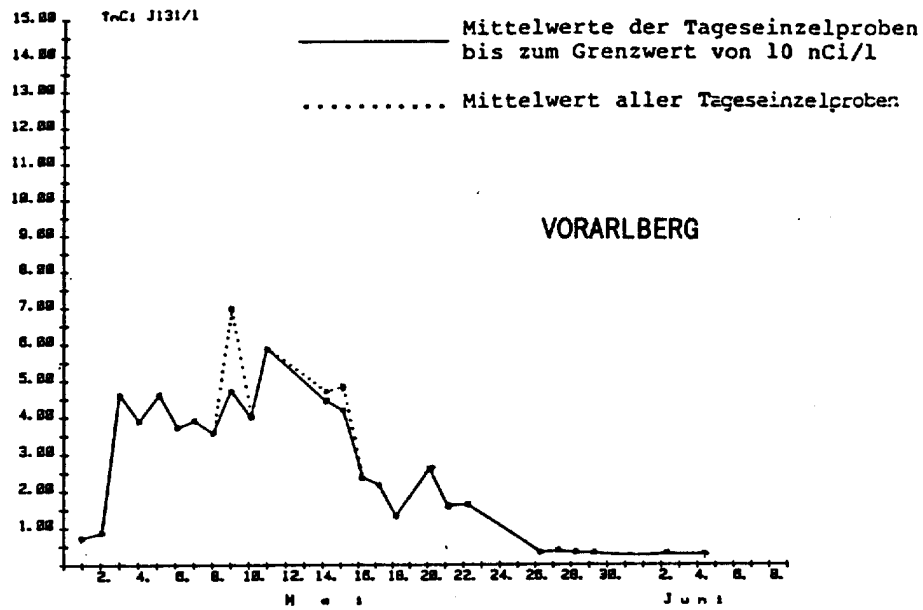


Abb.4.6.10.: Belastung der Kuhmilch mit J-131 in Vorarlberg

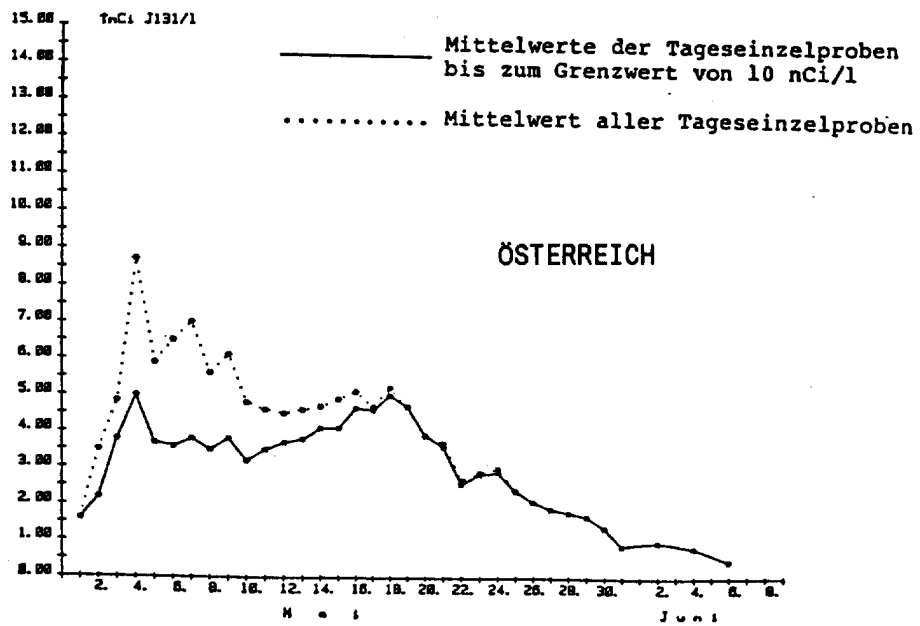


Abb.4.6.11.: Belastung der Kuhmilch mit J-131 im österreichischen Durchschnitt

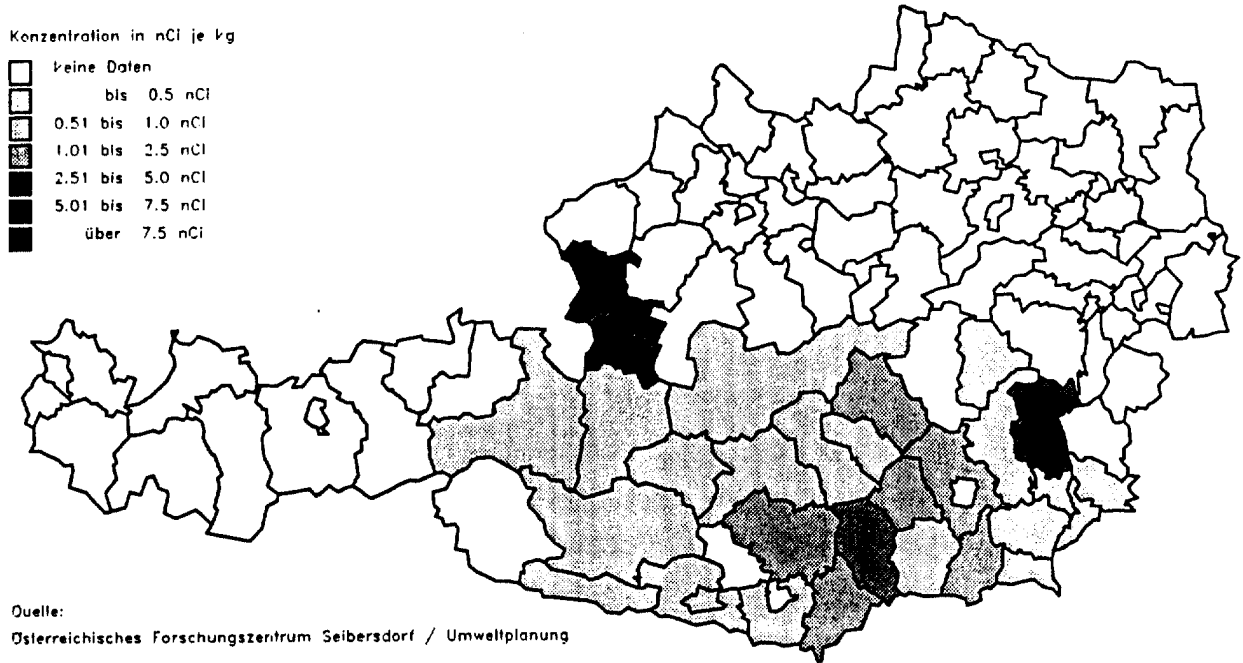


Abb.4.6.12.: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in der Kuhmilch, Mittelwerte der politischen Bezirke der im Forschungszentrum Seibersdorf im Auftrag des Gesundheitsressorts gemessenen Proben 1.Maiwoche 1986

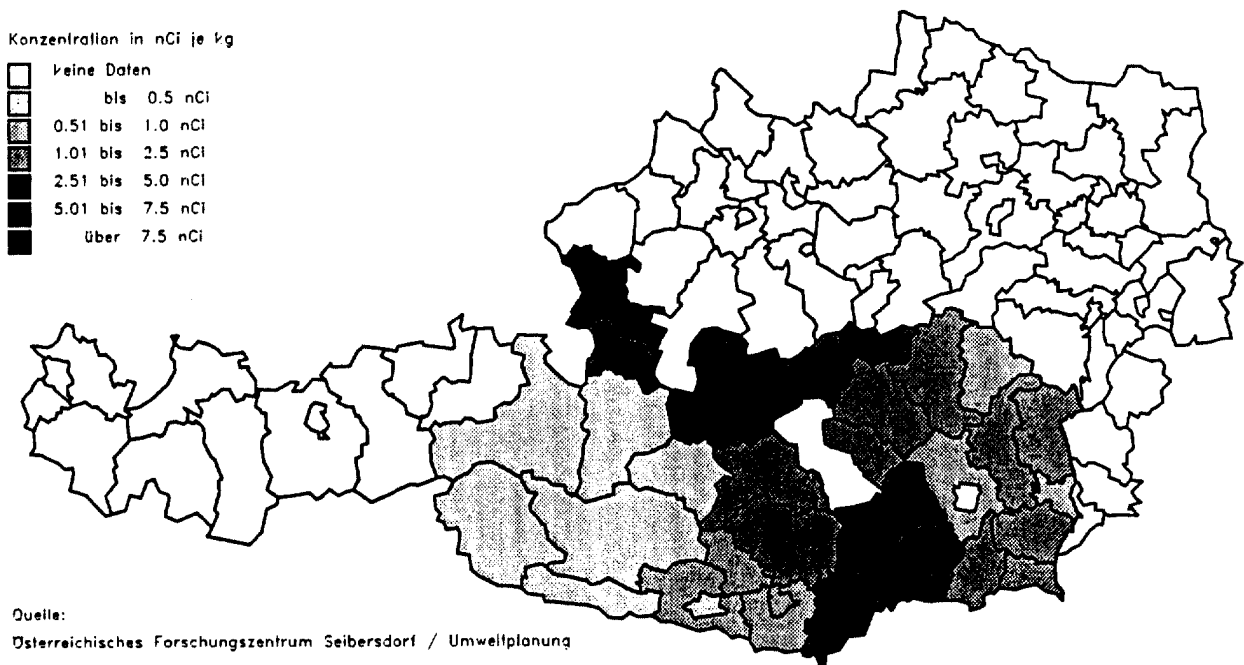
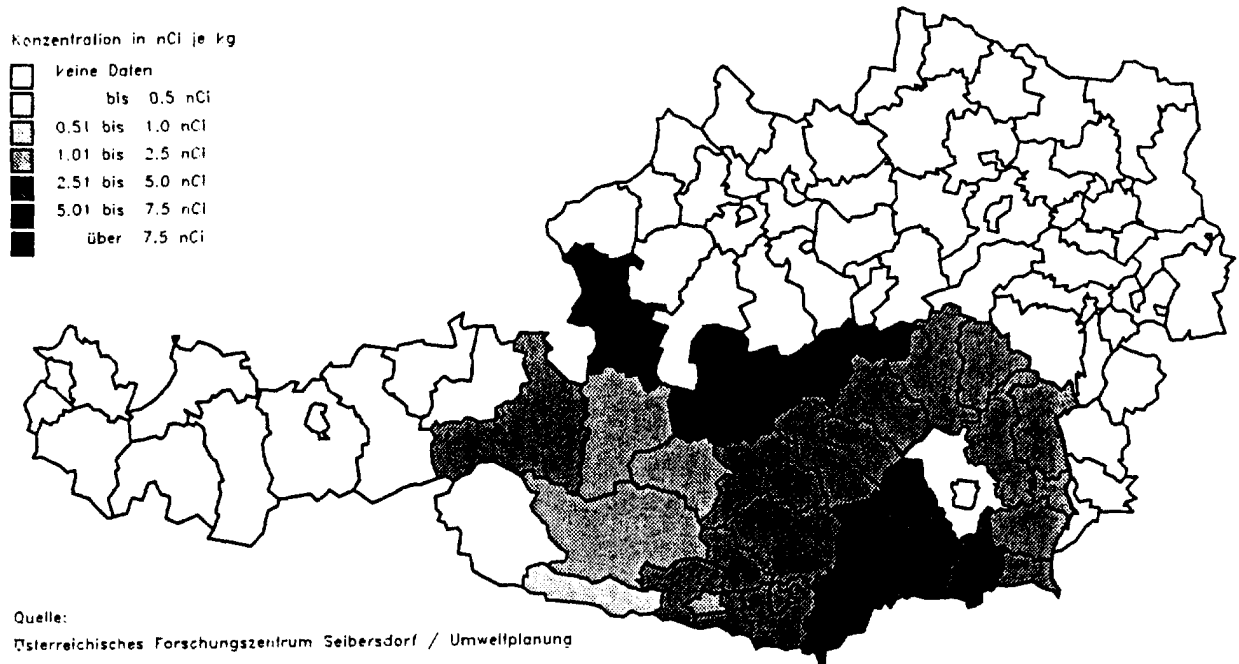
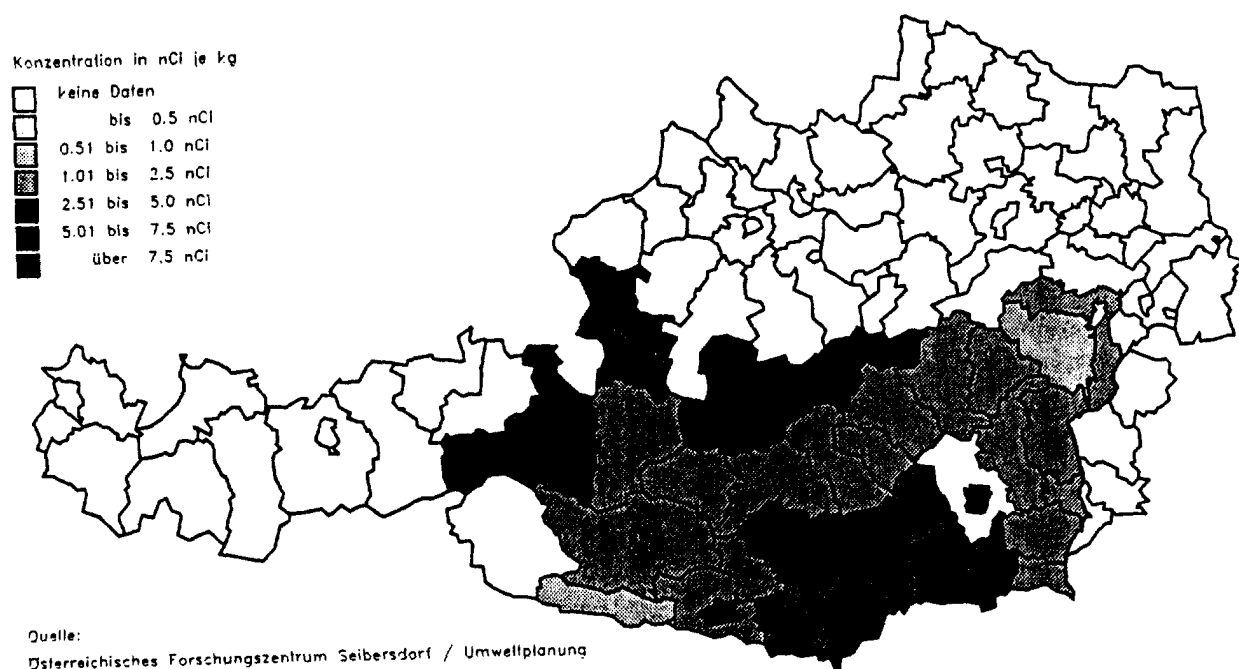


Abb.4.6.13.: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in der Kuhmilch, Mittelwerte der politischen Bezirke der im Forschungszentrum Seibersdorf im Auftrag des Gesundheitsressorts gemessenen Proben 2.Maiwoche 1986



Quelle:
Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf / Umweltplanung

Abb.4.6.14.: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in der Kuhmilch, Mittelwerte der politischen Bezirke der im Forschungszentrum Seibersdorf im Auftrag des Gesundheitsressorts gemessenen Proben 3.Maiwoche 1986

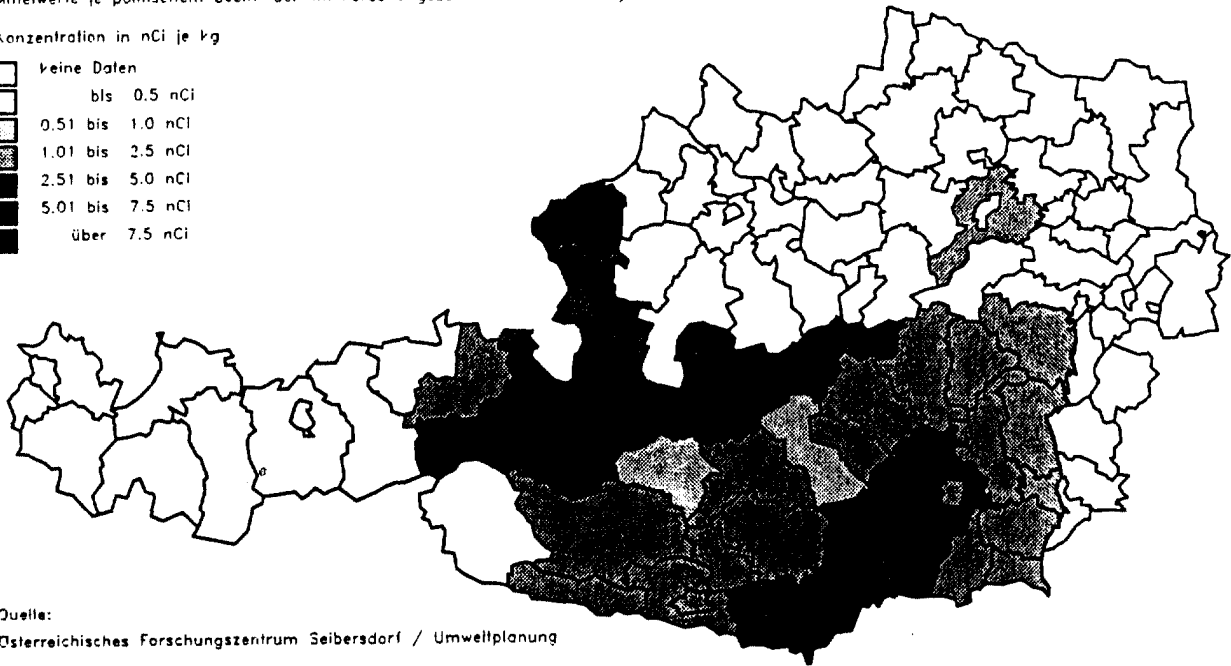
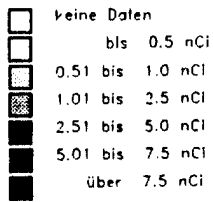


Quelle:
Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf / Umweltplanung

Abb.4.6.15.: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in der Kuhmilch, Mittelwerte der politischen Bezirke der im Forschungszentrum Seibersdorf im Auftrag des Gesundheitsressorts gemessenen Proben 4.Maiwoche 1986

Mittelwerte je politischem Bezirk der im Forschungszentrum Seibersdorf gemessenen Proben

Konzentration in nCi je kg

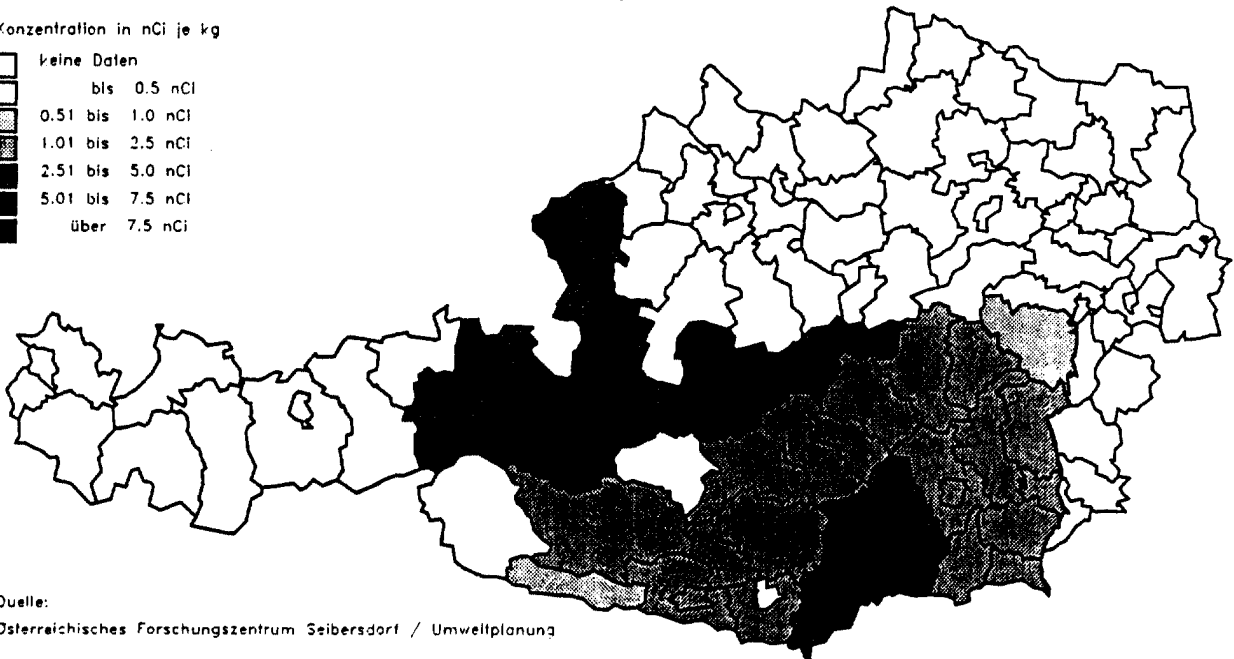
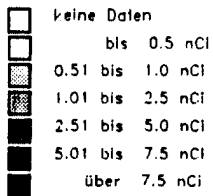


Quelle:
Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf / Umweltplanung

Abb.4.6.16.: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in der Kuhmilch, Mittelwerte der politischen Bezirke der im Forschungszentrum Seibersdorf im Auftrag des Gesundheitsressorts gemessenen Proben 1.Juniwoche 1986

Mittelwerte je politischem Bezirk der im Forschungszentrum Seibersdorf gemessenen Proben

Konzentration in nCi je kg

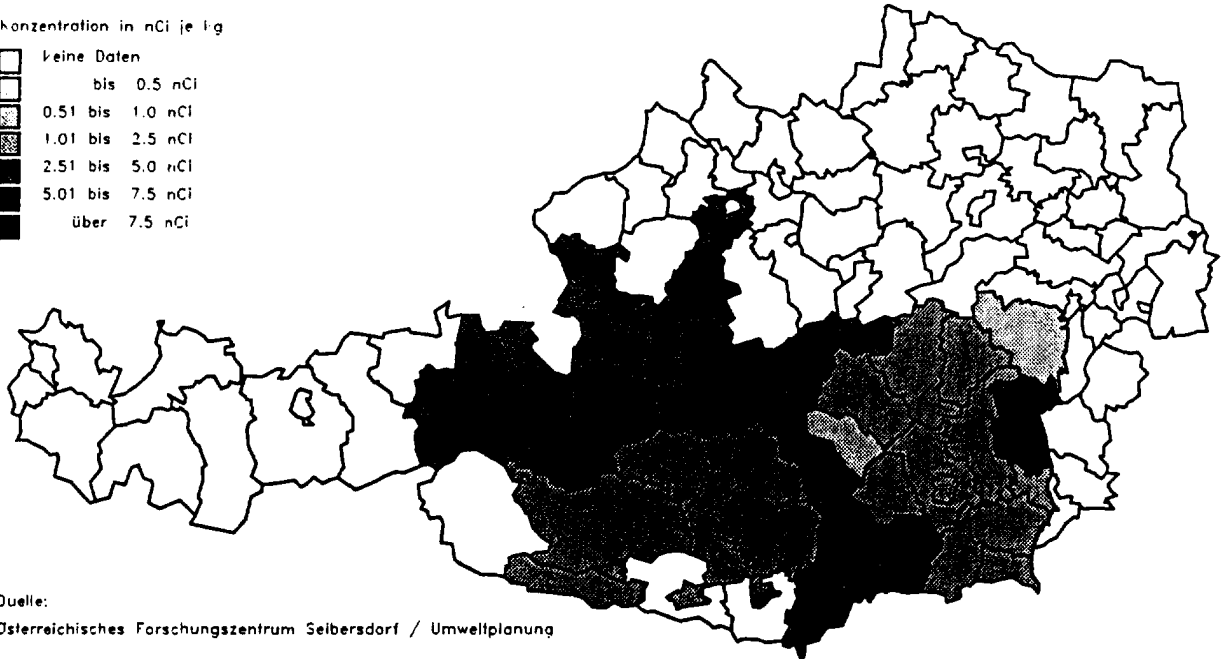
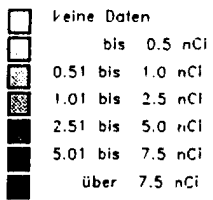


Quelle:
Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf / Umweltplanung

Abb.4.6.17.: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in der Kuhmilch, Mittelwerte der politischen Bezirke der im Forschungszentrum Seibersdorf im Auftrag des Gesundheitsressorts gemessenen Proben 2.Juniwoche 1986

Mittelwerte je politischem Bezirk der im Forschungszentrum Seibersdorf gemessenen Proben

Konzentration in nCi je kg



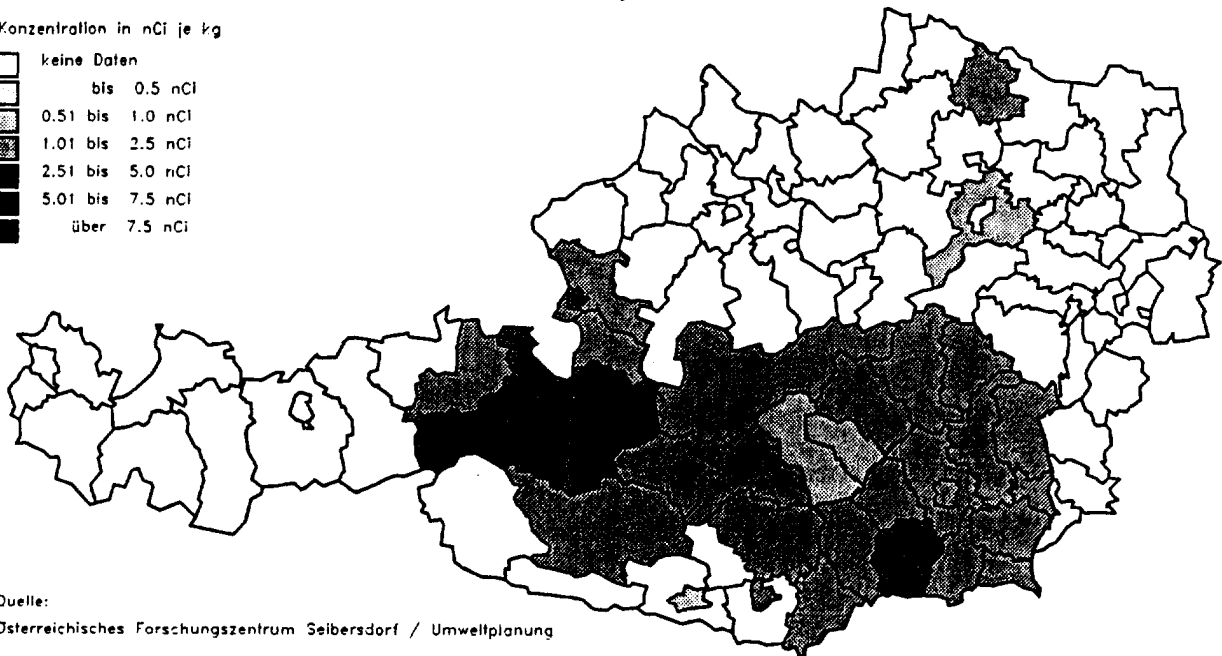
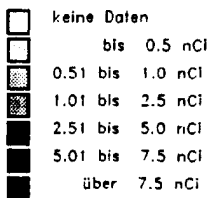
Quelle:

Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf / Umweltplanung

Abb.4.6.18.: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in der Kuhmilch, Mittelwerte der politischen Bezirke der im Forschungszentrum Seibersdorf im Auftrag des Gesundheitsressorts gemessenen Proben 3.Juniwoche 1986

Mittelwerte je politischem Bezirk der im Forschungszentrum Seibersdorf gemessenen Proben

Konzentration in nCi je kg



Quelle:

Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf / Umweltplanung

Abb.4.6.19.: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in der Kuhmilch, Mittelwerte der politischen Bezirke der im Forschungszentrum Seibersdorf im Auftrag des Gesundheitsressorts gemessenen Proben 4.Juniwoche 1986

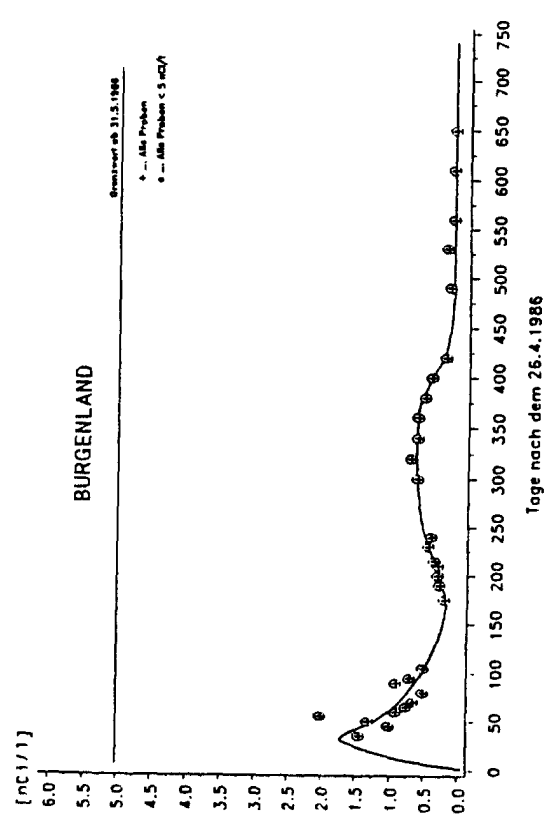
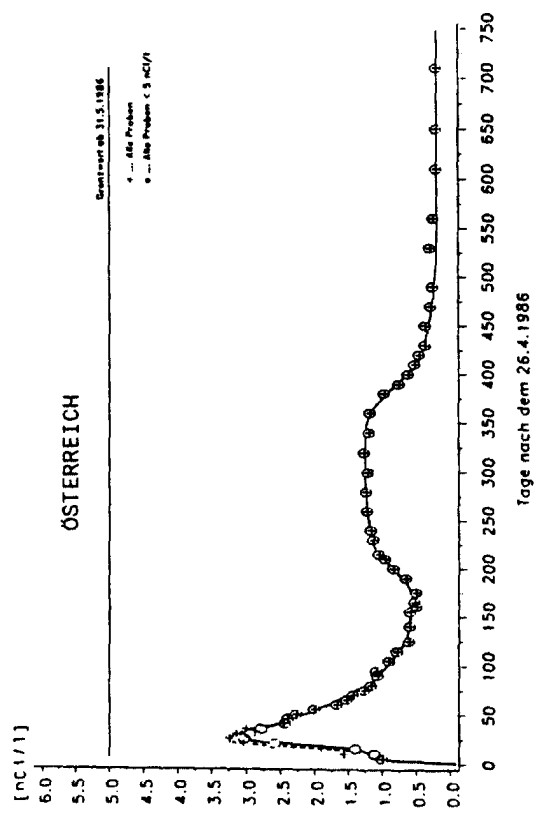
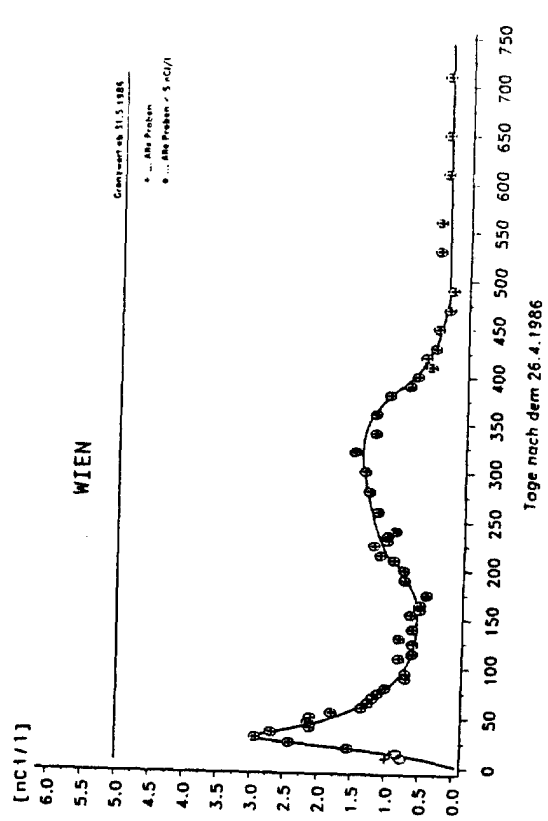
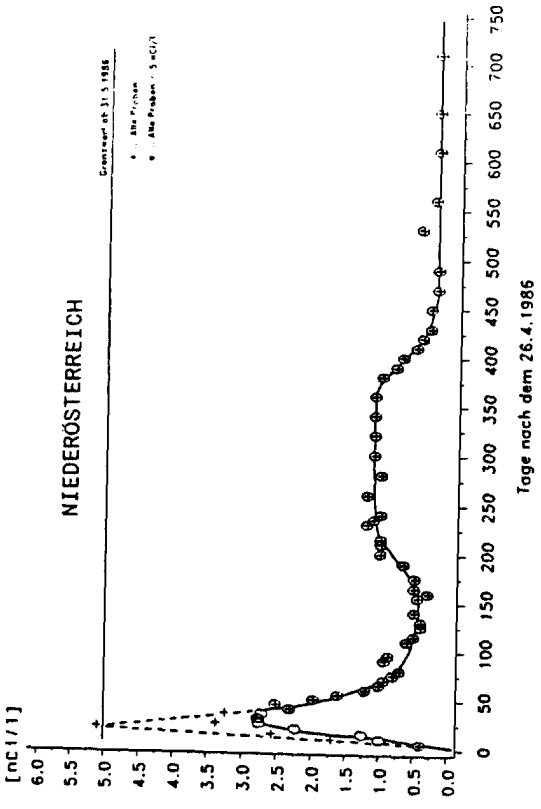


Abb.4.6.20 bis 4.6.23.: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in der Kuhmilch im österreichischen Durchschnitt sowie in Niederösterreich, im Burgenland und in Wien

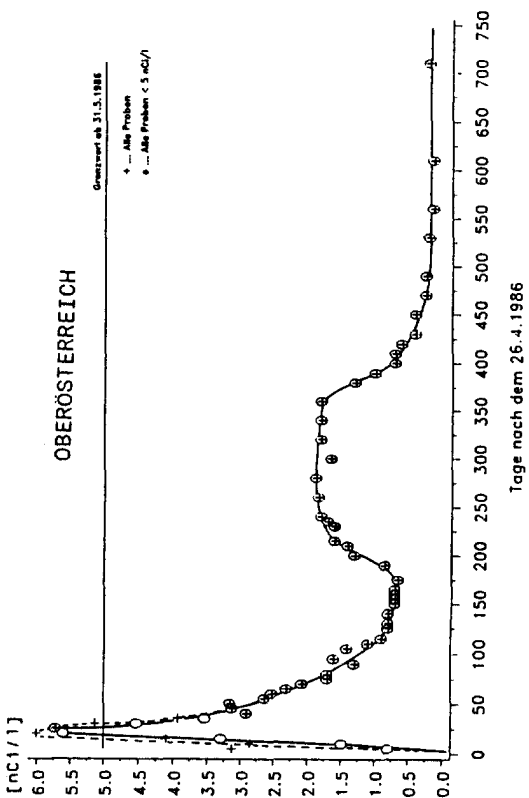
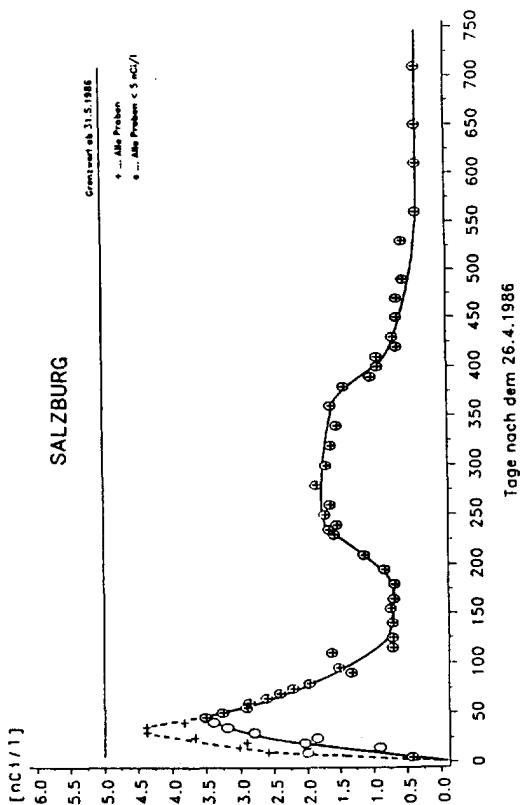
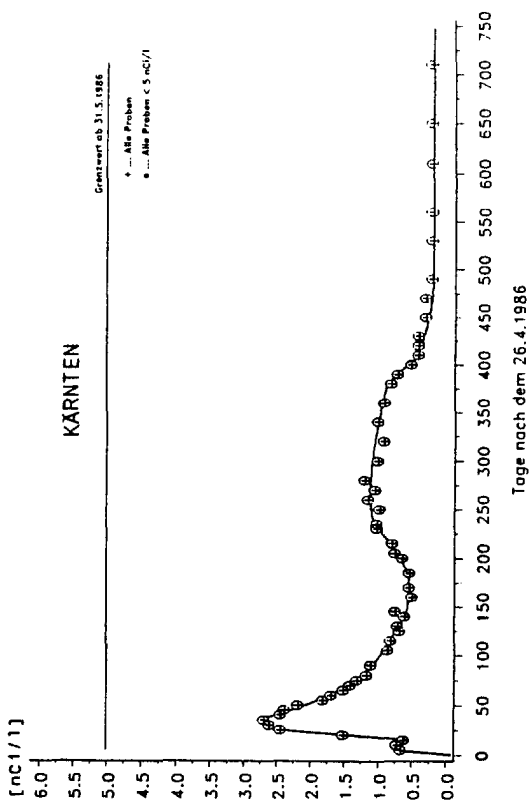
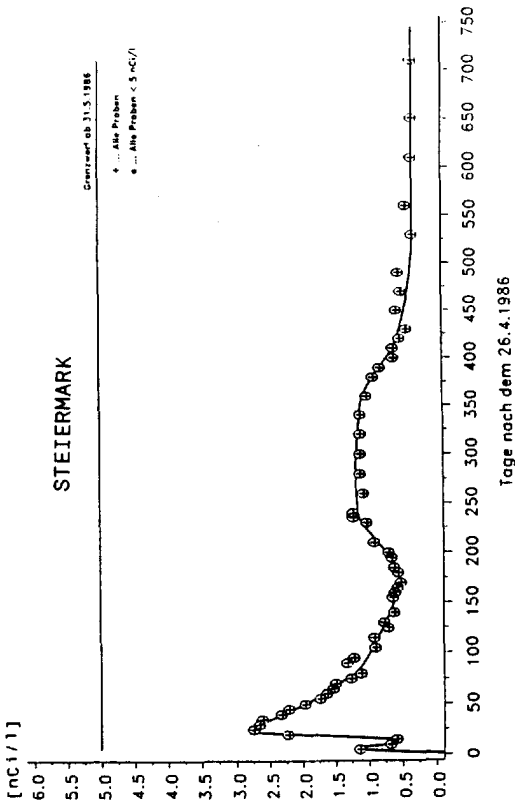


Abb.4.6.24 bis 4.6.27.: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in der Kuhmilch in Salzburg, Steiermark, Oberösterreich und Kärnten

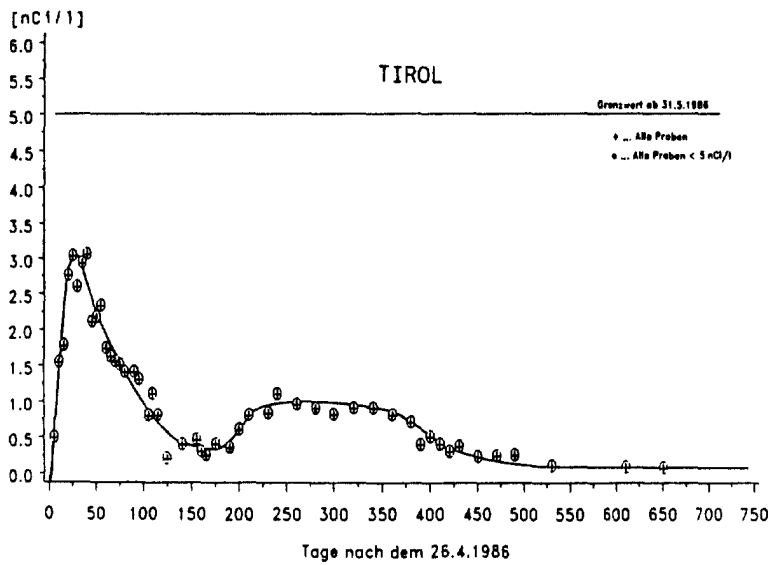
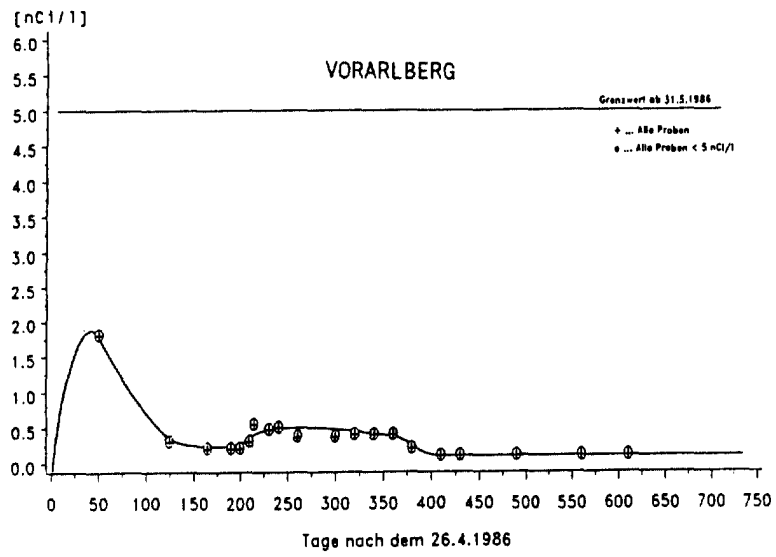


Abb.4.6.28. und 4.6.29.: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in der Kuhmilch in Vorarlberg und Tirol

Die Abb.4.6.20 bis 4.6.29 zeigen die Belastungen der Milch mit Cs-137 für die einzelnen Bundesländer sowie für Gesamtösterreich.

Nach dem Ende der Winterfütterung im Frühjahr 1987 fielen die Belastungswerte stark ab, in vielen Fällen wurde mittlerweile die Belastungsgrenze erreicht. Lediglich in einigen Gebieten mit hoher Radionukliddeposition und gleichzeitig tonmineralarmen Böden (z.B. Gebiete des Waldviertels und der Tauernregion) treten 1988 mitunter noch höhere Werte auf, die in Ausnahmefällen sogar noch 10 nCi Cs-137/l übersteigen. Gezielte Kontrollen in diesen Gebieten finden statt.

Am Beispiel Oberösterreichs kann der Zusammenhang zwischen dem Cäsium-Gehalt der Milch und dem Jod-Grenzwert gezeigt werden (Abb.4.6.30).

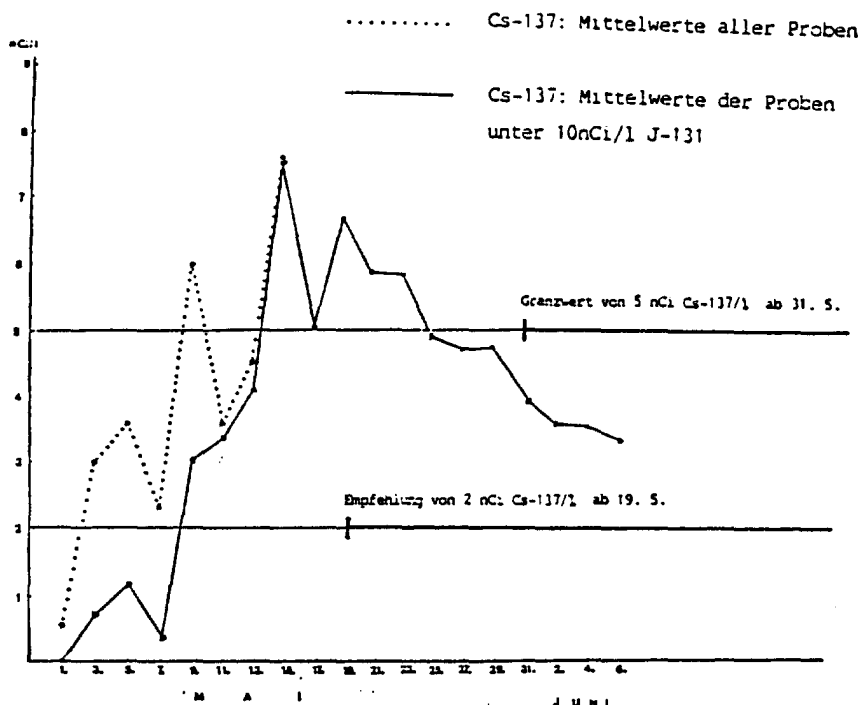


Abb.4.6.30.: Begrenzung der Cs-137-Belastung von Kuhmilch durch den Grenzwert von J-131 von 10 nCi/l in der Jodphase am Beispiel Oberösterreich

In der Anfangsphase wurde die Cs-Aktivität in der Frischmilch dadurch begrenzt, daß Milch über dem Jod-Grenzwert von 10 nCi/l nicht zur Auslieferung kam. Durch das Absinken der Iodaktivität wurde die Begrenzung jedoch unwirksam. In der Abbildung ist weiters die Empfehlung auf Begrenzung bis max. 2 nCi Cs-137/l ab dem 18.5. 1986 und der ab 31.5.1986 gültige Grenzwert von 5 nCi Cs-137/l eingezeichnet.

Bei Weidetieren lagen die Werte der Schaf- und Ziegenmilch wesentlich höher als bei Kuhmilch. Messungen um den 25.5.1986 im selben Gebiet (Bezirk Weitra, NÖ) ergaben 39.2 nCi I-131/l bei Tieren, die sich längere Zeit auf der Weide befanden, hingegen nur 8.7 nCi/l bei solchen, die seit Mitte Mai auf der Weide waren und lediglich 0.96 nCi/l bei Tieren, die im Stall mit Heu aus dem Vorjahr gefüttert worden waren.

4.6.1.2. Milchprodukte

In Österreich werden nur etwa 25 % der produzierten Milch als Trinkmilch verkauft. Damit ergaben sich in Kombination mit der regional sehr unterschiedlichen Belastung und einer umfassenden meßtechnischen Kontrolle Möglichkeiten für die Auswahl gering belasteter Milch für den Sofortverbrauch. Die Versorgung mit gering belasteter Milch war allerdings nur mit der Lösung aufwendiger Transport- und Organisationsfragen durch die Milchwirtschaft (Milchwirtschaftsfonds) möglich. Die großen Transportprobleme auch beim Probentransport konnten vor allem auch durch die Zusammenarbeit mit dem österreichischen Bundesheer nach den besonderen Einsatzplänen für Katastrophenfälle gelöst werden.

Höher belastete Milch wurde bevorzugt zu Milchprodukten verar-

beitet, wodurch eine Radionuklidanreicherung erzielt werden konnte. Abb.4.6.31. zeigt ein typisches Verteilungsmuster von Jod, Cäsium und Strontium in Molkereiprodukten (nach /Lagoni 1963/).

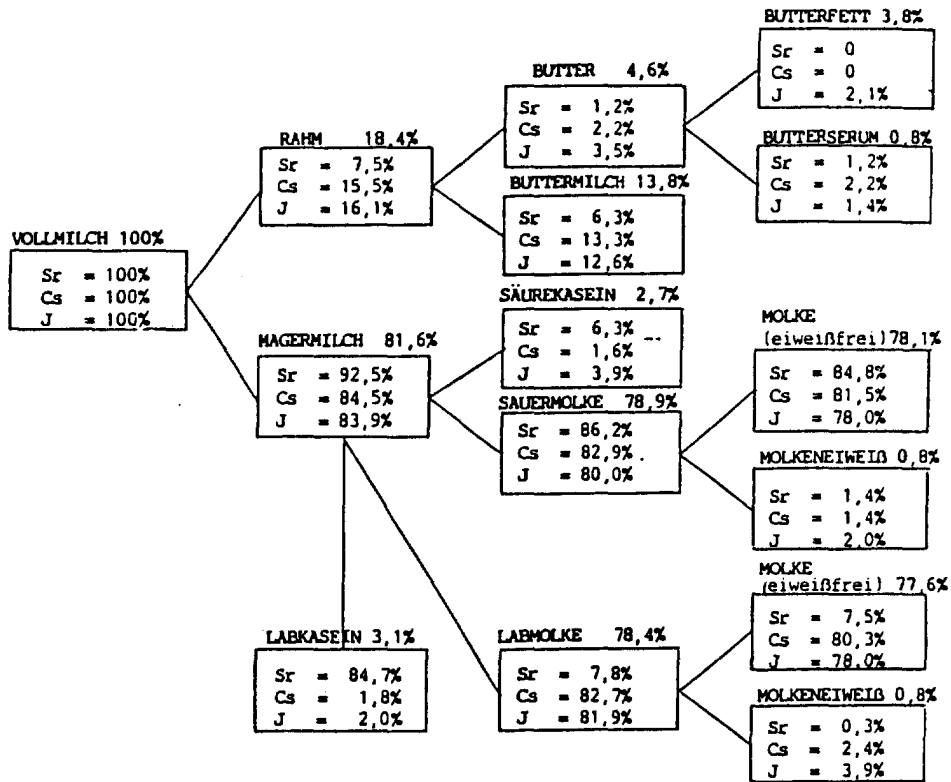


Abb.4.6.31.: Verteilungsmuster von Radionukliden bei der üblichen molkereitechnischen Verarbeitung der Vollmilch. Die Zahlen neben den Namen der Produkte bezeichnen die Gewichtsanteile; nach /Lagoni 1963/.

Es ist daraus ersichtlich, daß alle Radionuklide bei der Verarbeitung zu Milchprodukten mehr oder weniger angereichert werden. Wegen der relativ kurzen Halbwertszeit von I-131 spielt dieses in den Milchprodukten über die Anreicherungseffekte hinaus infolge der üblichen Lagerzeiten keine Rolle. Auch die Cäsium- und Strontiumisotope werden in den Produkten durchwegs angereichert.

Für Strontium im Labkasein trifft dies nicht zu, doch treten hier infolge der geringen Ausgangsaktivitäten von Sr-90 (ca. 5-7 Promille des Cs-137-Gehaltes der Milch) keine nennenswerten Strahlenschutzprobleme auf.

4.6.1.2.1. Käse

Durchschnittswerte der Messungen an Käse (ausgenommen Frischkäse) in den Wochen nach dem Reaktorunfall sind in Abb.4.6.32. dargestellt. Die hohen Werte der 23. Woche stammen von Testmessungen an noch nicht ausgereiftem Käse, der starke Anstieg in der 30. Woche geht auf gezielte Probenmessungen an Emmentaler (Reifezeit 3 Monate) aus der Milch von Anfang Mai zurück.

Überschreitungen des Grenzwertes (16 nCi/kg Gesamtcäsium) wurden nur sehr vereinzelt registriert. Der weitere Verlauf der Käsebelastung ist aus Abb.4.6.33. ersichtlich.

Die Belastung von Frischkäse (Grenzwert 5 nCi/kg) war stets niedrig und lag unterhalb der jeweils zur gleichen Zeit produzierten Trinkmilch (Abb.4.6.34.).

Schaf- und Ziegenkäse waren in den ersten Wochen nach dem Reaktorunfall außerordentlich hoch mit I-131 belastet, wobei Werte zwischen 500 und 1000 nCi/kg gemessen wurden. Der Verkauf war deshalb bis 16.7.1986 generell verboten. Die Cäsiumbelastung von Schaf- und Ziegenkäse entsprach etwa der anderer Käsesorten, Grenzwertüberschreitungen wurden nicht registriert.

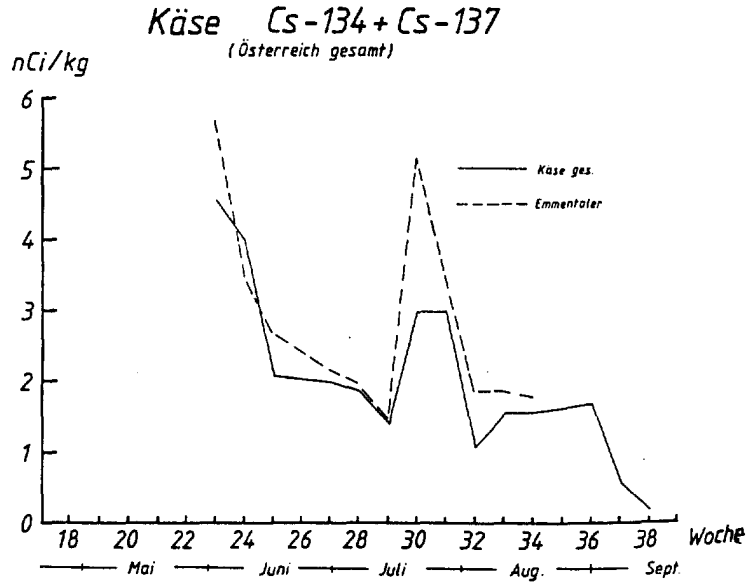


Abb. 4.6.32.: Belastung von Käse mit Cs-134+137, österreichischer Durchschnitt, bis 38. Woche 1986

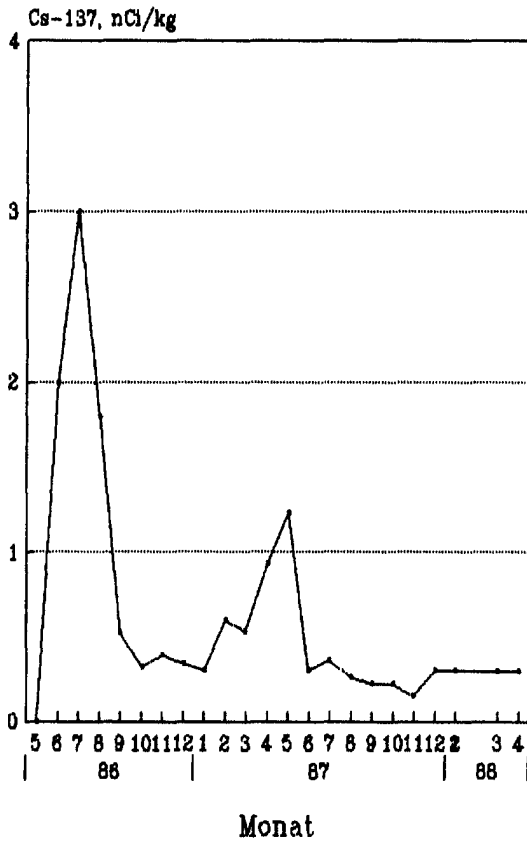


Abb. 4.6.33.: Belastung von Käse mit Cs-134+137, österreichischer Durchschnitt, bis April 1988

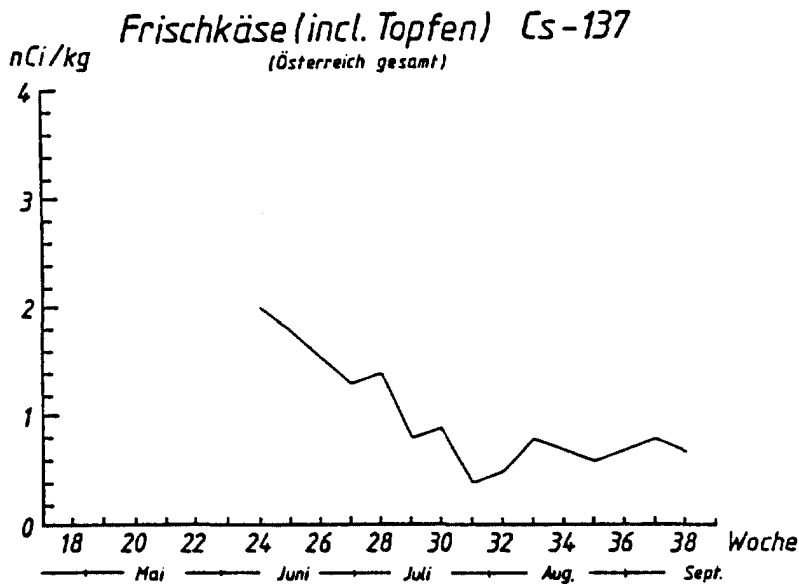


Abb.4.6.34.: Belastung von Frischkäse (incl. Topfen) mit Cs-134+137, österreichischer Durchschnitt

4.6.1.2.2. Butter

Wegen der niedrigen Belastung wurden an Butter relativ wenige Messungen durchgeführt. Nach /Lagoni 1963/ ist für die Jodbelastung ein Wert von 66 % der entsprechenden Frischmilchbelastung zu erwarten, wobei jedoch noch Verzögerungseffekte während des Produktionsvorganges zum Tragen kommen. Für Cäsium ergeben sich in ähnlicher Weise 40 % der Frischmilchbelastung, die Meßwerte nach dem Reaktorunfall liegen bei ca. einem Viertel bis einem Drittel der Frischmilch.

4.6.1.2.3. Trockenmilch

Aufgrund der Verzögerung durch Lagerung war die Trockenmilch durch I-131 nicht belastet. Entsprechend dem Trocknungsgrad ergaben sich jedoch bei Trockenmilch um einen Faktor 8 - 10, bei Kondensmilch um einen Faktor 2 -3 höhere Belastungen mit Radiocäsium.

Bei der Verwendung von Trockenmilch zur Herstellung von Nahrungsmitteln galt der Grenzwert für Trinkmilch unter Berücksichtigung des entsprechenden Eintrocknungsfaktors. Dementsprechend waren bei Milchsokolade mit entsprechender produktionsbedingter Verzögerung Werte von einigen nCi/kg festzustellen. Die gemessenen Aktivitätskonzentrationen in Schokolade entsprachen dabei durchwegs den aufgrund der Milchbelastung zu erwartenden Werten, es ergaben sich keine Hinweise auf die etwaige Verwendung von über den Grenzwerten liegender kontaminierter Milch.

Die Verwendung von Magermilchpulver zu Fütterungszwecken war durch die festgesetzten Grenzwerte für Fleisch begrenzt. Bei der Herstellung von Kälbermastfutter konnten daher nur relativ gering kontaminierte Milchpulverprodukte verwendet werden (vgl. Kap.4.6.-6.). Da die Verwendung von Milch- und Molkepulver für sonstige industrielle Zwecke, sofern sich daraus keine gesundheitliche Gefährdung ergab, nur in Ausnahmefällen möglich war, wurde vielfach die Beseitigung dieser Produkte (etwa durch Einbringen in Kläranlagen) erforderlich.

4.6.1.3. Strontium in Milch und Milchprodukten

Schon die ersten Messungen hatten ergeben, daß der Strontium-90-Anteil an der Radionukliddeposition nach dem Reaktorunfall sehr gering war. Noch im Mai durchgeführte Messungen an Milch ergaben ein Cs-137/Sr-90-Verhältnis von 5-7 Promille, was einer Anreicherung der deponierten Aktivität entspricht.

In einer im Auftrag des Gesundheitsressorts durchgeführten Studie über die Strontiumbelastung /Mück 1988/ sowie in Messungen am Institut für Anorganische Chemie der Universität Wien /Irlweck 1988/ wurden auch systematische Untersuchungen über die Belastung der Milch durchgeführt

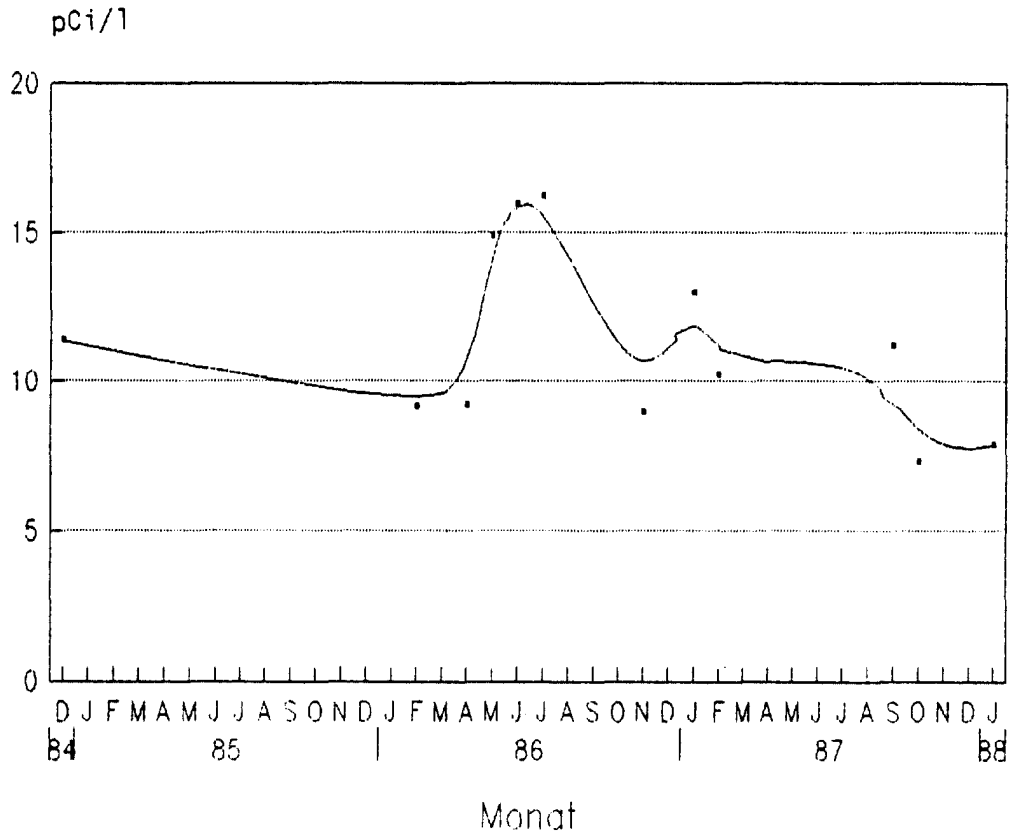


Abb.4.6.35.: Strontiumbelastung der Milch (Picocurie/l) vor und nach dem Reaktorunfall, St.Johann/Wörgl

(Abb.4.6.35.). Während die Cäsiumbelastung um mehrere Größenordnungen gegenüber dem Vor-Tschernobyl-Wert ansteigt, nimmt die Strontiumbelastung relativ wenig zu. Auch diese Zunahme ist nur kurzzeitig während der Phase der Direktkontamination beobachtbar. Anfang 1987 sind bereits fast wieder die Vor-Tschernobyl-Werte erreicht. Dies belegt deutlich die niedrige Belastung des Tschernobyl-Fallouts in Bezug auf Sr-90 im Vergleich zum Fallout nach den Kernwaffentests der Sechzigerjahre. Es ergibt sich daraus die paradoxe Tatsache, daß bei höheren Cs-137-Konzentrationen ein geringeres Verhältnis von Sr-90/Cs-137 auftritt, während bei niedrigen Cäsiumkonzentrationen dieses Verhältnis infolge der Vorbelastung der Böden durch Bombenfallout höher liegt. Der zeitliche Verlauf des Cs/Sr Verhältnisses in Milch (inklusive der Vorbelastung aus dem Bombenfallout) aus verschiedenen Gebieten ist in Tab. 4.6.1 wiedergegeben.

Tab.4.6.1 Sr-90/Cs-137-Verhältnis in Milch im September 1987; bei der Verhältnisbildung wurden die Vor-Tschernobyl- Werte unter Berücksichtigung des radioaktiven Zerfalls abgezogen.

Proben- ziehort	Sr-90 (pCi/kg)		Cs-137 (pCi/kg)		Sr-90/Cs-137
	Feb.86	Sept.87	Feb.86	Sept.87	%
St.Johann/ Wörgl	9.13	11.18	5.51	326	0.75
Wien	4.05	4.94	1.60	127.9	0.83
Salzburg	5.05	6.48	2.89	211.6	0.78
Klagenfurt	6.05	6.70	6.32	270	0.33
Mittelwert					0.67

Die Belastung von Milchprodukten wurde mit Hilfe vorliegender Untersuchungen über Dekontaminierungseffekte bei der Milchverarbeitung /Lagoni 1963/ abgeschätzt. Während sich daraus bei Rahm, Butter und Buttermilch eine Verringerung des Cs/Sr-Verhältnisses gegenüber der Milch ergibt, waren im Käse höhere Aktivitätsverhältnisse zu erwarten. Die Messungen (/Mück 1988/) ergaben für das Sr/Cs Verhältnis bei Hartkäsen einen Mittelwert von 4.0% im ersten Jahr und von 42.5% (wieder aufgrund des höheren Beitrags von Falloutstrontium) im zweiten Jahr nach dem Reaktorunfall, für Frisch- und Weichkäse einen Mittelwert von 5.0% (im zweiten Jahr).

4.6.2. Gemüse

In den ersten Tagen nach dem Reaktorunfall war die direkte Kontamination durch nasse und auch trockene Ablagerung von radioaktiven Stoffen vor allem auf Blattgemüse (Spinat, Salat) sehr hoch. Das nachwachsende Gemüse war gering belastet. Auf Grund der hohen Belastung von Freilandgemüse mit Radioiod in den ersten Wochen des Mai 1986 wurde ab dem 6.5.1986 der Verkauf von im Inland gezogenen Freilandgemüse verboten. Bereits ab dem 3.5.1986 wurde die Einfuhr von Gemüse aus den Ländern, in denen eine Kontaminationen befürchtet werden mußte, untersagt.

Jahreszeitlich bedingt war vom inländischen Gemüse besonders die Spinat- und Salaternte betroffen.

4.6.2.1. Spinat

In Abb.4.6.2.1. ist die Belastung von Spinat mit I-131 und Cs-137 zwischen dem 2.5.1986 und dem 21.5.1986 dargestellt. Es wurden jeweils die Mittelwerte einer Kalenderwoche im gesamtösterreichischen Durchschnitt herangezogen.

Die höchsten Einzelwerte lagen bei I-131 über 700 nCi/kg. Im österreichischen Durchschnitt sank die Belastung von Spinat mit I-131 von 272 nCi/kg in der 18. Kalenderwoche (2.5 bis 4.5.1986) auf 5,4 nCi/kg in der 21. Woche ab. Die Cs-137 Belastung von Spinat sank zwischen dem 2. und 21.5.1986 in österreichischen Durchschnitt von knapp über 100 nCi Cs-137/kg in der 18. Woche auf 3,3 nCi/kg in der 21. Woche.

Der nach dem Reaktorunfall gesäte Spinat wurde nicht direkt vom radioaktiven Niederschlag betroffen und war deshalb kaum kontaminiert.

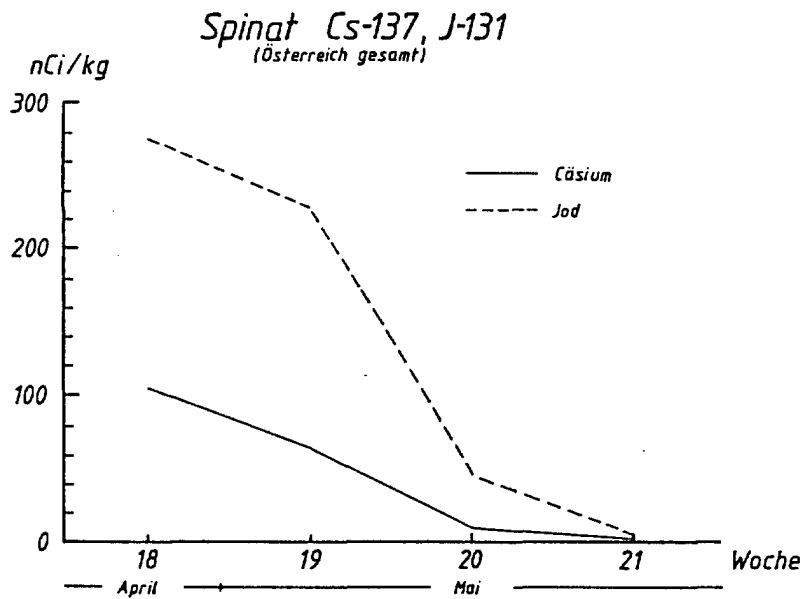


Abb.4.6.2.1.: Belastung von Spinat mit J-131 und Cs-137, österreichischer Durchschnitt, April, Mai 1986

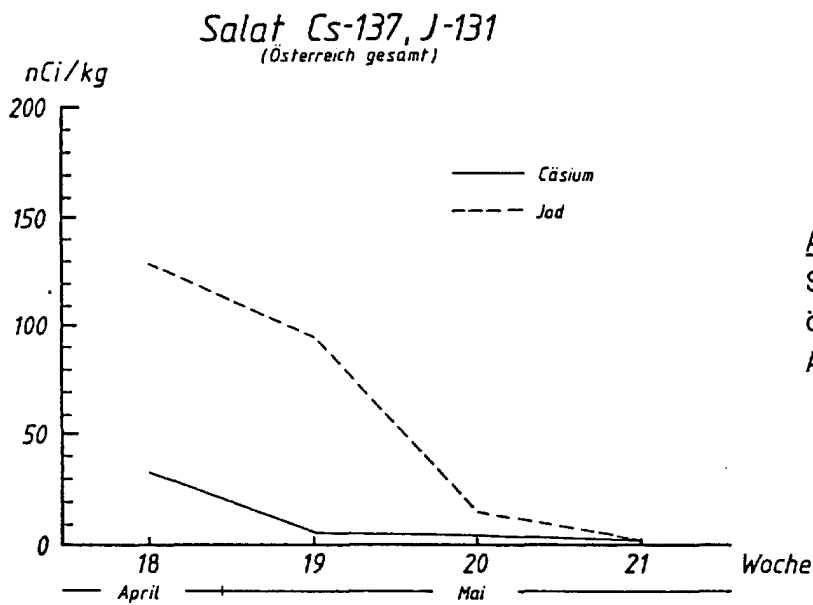


Abb.4.6.2.2.: Belastung von Salat mit J-131 und Cs-137, österreichischer Durchschnitt, April, Mai 1986

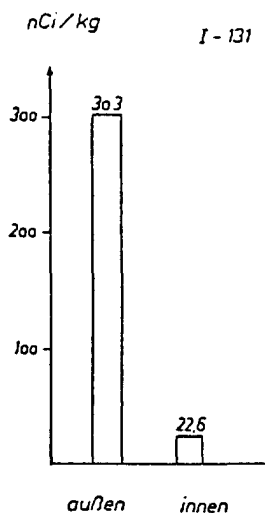


Abb.4.6.2.3.: Unterschied der J-131-Aktivität in Salat zwischen äußeren und inneren Blättern

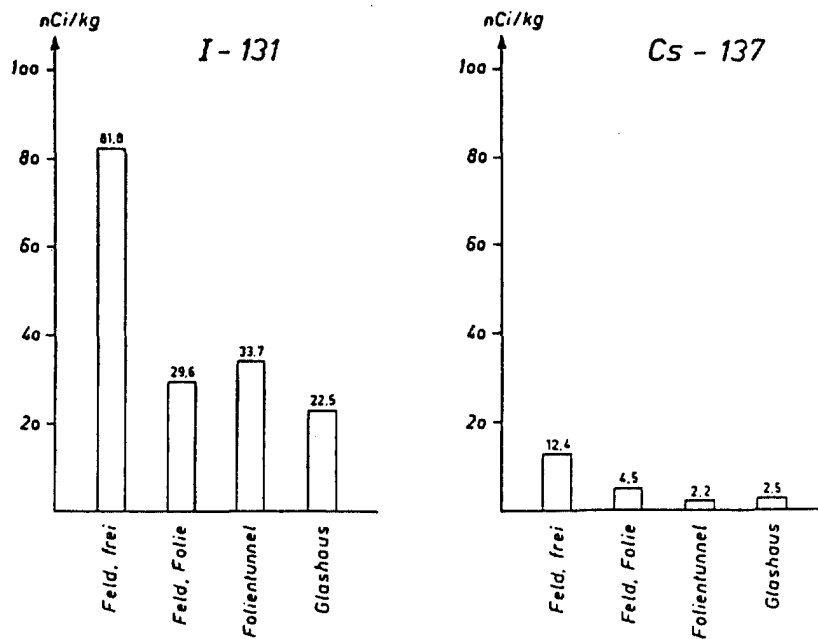


Abb.4.6.2.4.: Belastung von Salat mit J-131 und Cs-137 bei verschiedenen Kulturmethode

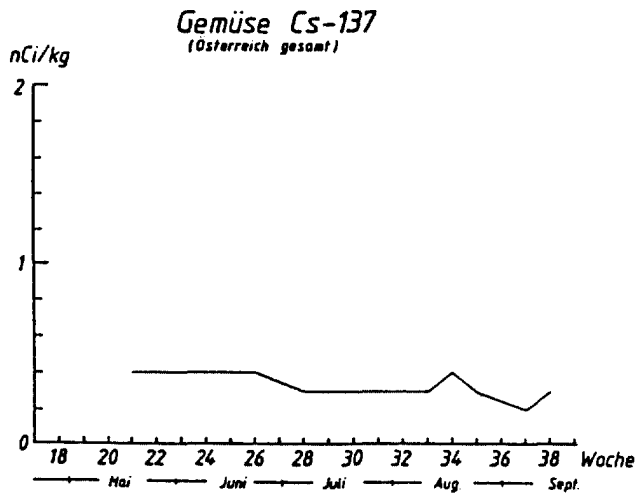


Abb.4.6.2.5.: Belastung von Salat mit Cs-137, österreichischer Durchschnitt, bis 38. Woche 1986

Tab.4.6.2.2.: Belastung von Blattgemüse am 1.5.1986 mit versch. Nukli-
den, theoretische Aktivitätsaufnahme und effektive Folgedosis, nach
/Mück 1988b/.

Radio- nuklid	Mittlere Akt.konz. am 1.5.86 nCi/kg	effektive Halbwertsz. beobachtet d	E r w a c h s e n e r		K i n d		K i n d		1 J	
			Aktiv. auf- nahme nCi	Effek. Äquiv. dosis mrem	Aktiv. auf- nahme nCi	Effek. Äquiv. dosis mrem	Aktiv. auf- nahme nCi	Effek. Äquiv. dosis mrem	Aktiv. auf- nahme nCi	Effek. Äquiv. dosis mrem
¹³¹ J	270	3,23	151	7,8	62,9	12,8	25,2	10,3		
^{129m} Te	84	3,23	47	0,5	19,6	0,8	7,8	0,7		
¹³² Te	550	1,62	154	1,1	64,3	4,3	25,7	3,3		
¹³⁴ Cs	31	3,23	17	1,3	7,2	0,3	2,9	0,1		
¹³⁷ Cs	55	3,23	31	1,6	12,8	0,4	5,1	0,2		
¹⁰³ Ru	84	3,23	47	0,1	19,6	0,4	7,8	0,1		
¹⁰⁶ Ru	17	3,23	10	0,2	4,0	0,4	1,6	0,3		
⁹⁹ Mo	46	1,49	12	0,04	4,9	0,1	2,0	0,04		
⁸⁹ Sr	12	3,23	6,7	0,06	2,80	0,12	0,12	0,10		
⁹⁰ Sr	2	3,23	1,1	0,15	0,47	0,07	0,19	0,08		
¹⁴⁴ Ce	0,5	3,23	0,3	0,01	0,12	0,01	0,05	0,01		
Summe				12,85		19,70		15,23		

4.6.2.2. Salat

In Abb.4.6.2.2. ist die I-131 und Cs-137- Belastung von Salat zwischen der 18. und 21. Kalenderwoche (2.5.1986 und bis 21. 5.1986) im österreichischen Durchschnitt dargestellt. Die mittlere I-131-Belastung lag in Österreich in den ersten Maitagen bei 128 nCi/kg und sank bis zum 21.5.1986 auf 2,8 nCi/kg. Spitzenwerten lagen am 2.5.1986 weit über 200 nCi/kg.

Die Cs-137-Belastung von Salat sank in den ersten Wochen nach dem Reaktorunfall im österreichischen Durchschnitt von 33,7 nCi/kg auf 3,3 nCi/kg in der 21. Kalenderwoche. Spitzenwerte lagen um 50 nCi/kg.

Bei Salat war der Unterschied der radioaktiven Belastung zwischen den äußeren und inneren Blättern sehr groß. Der Unterschied erklärt sich dadurch, daß die inneren Blätter von den äußeren vor der Oberflächendeposition größtenteils geschützt wurden, wodurch auch Unterschiede zwischen "offenen" und "geschlossenen" Salatsorten bestanden. Einen Vergleich zeigt die Abb.4.6.2.3., wofür Meßwerte vom 9.5.1986 aus Innsbruck herangezogen wurden. Bei 57 Proben wurden die äußeren und inneren Blätter getrennt gemessen. Der Mittelwert für die äußeren Blätter ergab für I-131 303 nCi/kg, für die inneren Blätter 22,6 nCi/kg.

Die Frage, wie weit die radioaktive Belastung bei Salat von der Kulturmethode abhängig ist, kann anhand der Messungen von Salat verschiedener Wiener Gärtnereien vom 8. bis 10.5.1986 dargestellt werden (Abb.4.6.2.4.). Im Freiland ohne Abdeckung gezogener Salat war, wie zu erwarten war, wesentlich stärker belastet als unter Feldfolie, im Folientunnel oder im Glashaus gezogener Salat.

Allerdings betrug die Belastungen bei diesen "geschützten" Kulturen (vor allem durch I-131) immerhin noch 35-40% der Freilandbelastung. Trockene Deposition von Radionukliden dürfte doch in diesem Fall eine größere Rolle gespielt haben.

Da anfangs nicht abgeschätzt werden konnte, wie sich die trockene Deposition auf den Salat auswirken würde, war nur Glashaussalat vom Verkaufsverbot ausgenommen. Foliensalat und Salat unter Feldfolie durften wie Freilandsalat nicht in Verkauf gebracht werden.

Ab 20.5.1986 durfte Salat bundesweit wieder verkauft werden. Er mußte oberhalb der ersten Blattlage geschnitten werden. In Tirol wurde der Verkauf bereits am 16.5.1986 freigegeben.

Neben I-131 und Cs-137 war Gemüse im Mai 1986 auch durch weitere Nuklide kontaminiert. Die mittlere Kontamination am 1.5. 1986 ist in Tab.4.6.2.6. dargestellt. Die Belastung durch diese Nuklide konnte durch das Verkaufsverbot ebenfalls vermieden werden.

4.6.2.3. Gemüse nach Aufhebung des Verkaufsverbots

Ab 23.5.1986 durfte Frischgemüse wieder generell verkauft werden. Für Cs-137 wurde ein Grenzwert von 3 nCi/kg festgesetzt, der jedoch beim nachwachsenden Gemüse in der Regel nicht erreicht wurde. Nur vereinzelt kam es bei Schnittlauch, Petersilie und anderen Gewürzgemüsen zu Überschreitungen. Die Belastungen lagen in den Folgemonaten bei ca. 0.1-0.3 nCi /kg (siehe Abb.4.6.2.5.), um dann bei der Ernte des Jahres 1987 in vielen Fällen unter die Nachweisgrenze abzusinken (Werte ca. 0.03 nCi/kg).

4.6.2.4. Strontiumbelastung

Das Sr-90/Cs-137- Verhältnis lag bei Blattgemüse in der Phase der direkten Kontamination mit 1.3 ± 0.5 % niedriger als aus dem Verhältnis in der Luft zu erwarten wäre, offenbar infolge der schnelleren Aufnahme von Cs in das Blatt.

Ein wesentlich anderes Verhältnis ergibt sich bei der Ernte 1987 (78 %), da für im zweiten Jahr gepflanztes Gemüse nur die Aufnahme der Radionuklide aus dem Boden von Bedeutung und dadurch die Aktivitätskonzentrationen in der Pflanze insgesamt nur mehr sehr gering sind. Es ließ sich abschätzen, daß ähnlich wie beim Getreide ca. 20% des Sr-90 aus dem Reaktorunfall und der Rest aus dem Bombenfallout stammt.

4.6.3. Obst

Die radioaktive Belastung von Obst kommt in erster Linie durch die Verlagerung des Cäsiums aus den Blättern in die Früchte zustande und ist sehr stark von der Obstsorte, dem Standort und der Blütezeit abhängig. Wie Versuche zeigten, bleibt bei verschiedenen Verarbeitungstechniken zur Herstellung von Fruchtsäften, Sirup oder Marmelade Cäsium beim Abpressen oder Passieren teilweise (30-50 %) zurück. Solche Verarbeitungsprodukte durften ebenfalls den Grenzwert von 3 nCi Cs-137/kg nicht überschreiten.

Für die Erstellung der Abb.4.6.3.1. und 4.6.3.2. wurde ein Mittelwert aus Apfel, Birne, Pfirsich, Ringlotte, Kirsche, Weichsel, Zwetschke, Marille und Weintrauben herangezogen. Diese Zusammensetzung entspricht etwa dem jeweiligen Angebot am Markt.

Im ersten Jahr nach dem Reaktorunfall gab es Probleme mit höherer Belastung vor allem bei jahreszeitlich früher reifenden Obstsorten mit kleinen Früchten. Bei roten und schwarzen Ribiseln (Johannisbeeren) wurden regional sehr unterschiedliche Werte gemessen, wobei die größten Belastungen in einigen Gebieten Oberösterreichs und in der Steiermark, also in klimatisch begünstigten Gebieten mit jahreszeitlich frühreifen Sorten auftraten. Wegen der hohen Kontamination mußte in der Steiermark die Ribiselernte 1986 ausfallen. Hohe Belastungen traten bei Heidelbeeren, insbesondere in Teilen Oberösterreichs, Salzburgs und der Steiermark in exponierten Lagen (Nordhänge, hohe Gebirgstäler) auf. Auch Himbeeren und zum Teil Stachelbeeren wiesen regional erhöhte Belastungen auf.

Hingegen zeigten Weintrauben, deren Blätter Anfang Mai noch kaum ausgebildet waren, Werte nahe der Nachweisgrenze. Außerdem bewirkt die Verarbeitung zu Wein eine sehr starke Abnahme der Cäsium-Konzentration. Im Wein lag Cs-137 unter der Nachweisgrenze.

Im zweiten Jahr lagen die Belastungen von Obst vielfach an der Nachweisgrenze. Probleme mit Ribiseln oder Holunderblüten traten erwartungsgemäß nicht mehr auf.

Die Ausnahme von der niedrigen Obstbelastung der Ernte 1987 stellten die Heidelbeeren dar, bei denen auch 1987 der Mittelwert bei 3.8 nCi Cs-137 lag.

Da die Translokation von Cäsium von den Blättern in die Frucht wesentlich stärker erfolgt als die von Strontium, war eine Abreicherung des Sr-90 gegenüber Cäsium im Obst zu erwarten. Dies wurde durch Messungen voll bestätigt. Das mittlere Sr-90/Cs-137-Verhältnis bei Obstproben des Sommers 1986 lag bei 0.16 ± 0.08 %, bei solchen der Ernte 1987 bei 0.36 ± 0.39 %, somit deutlich niedriger als in Aerosolproben.

Obst Cs-137 (Österreich gesamt)

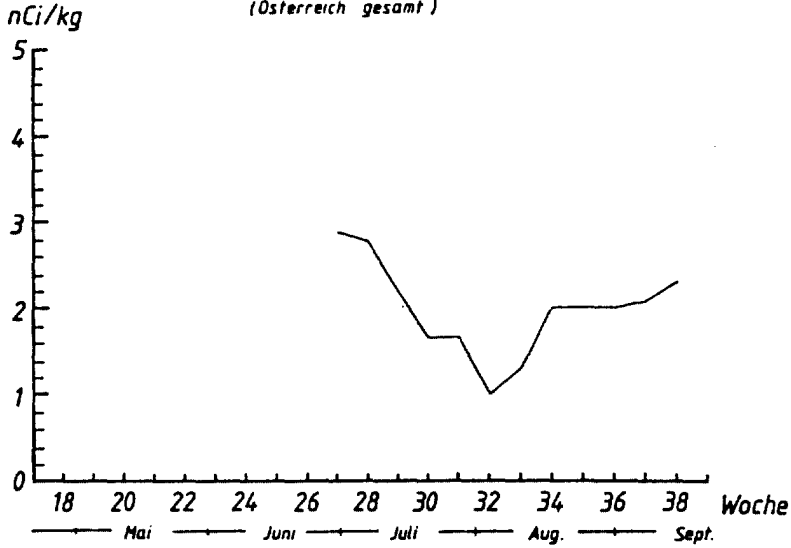


Abb.4.6.3.1.: Belastung von Obst mit Cs-137, österreichischer Durchschnitt, bis 38. Woche 1986

Obst Cs-137 (Österreich regional)

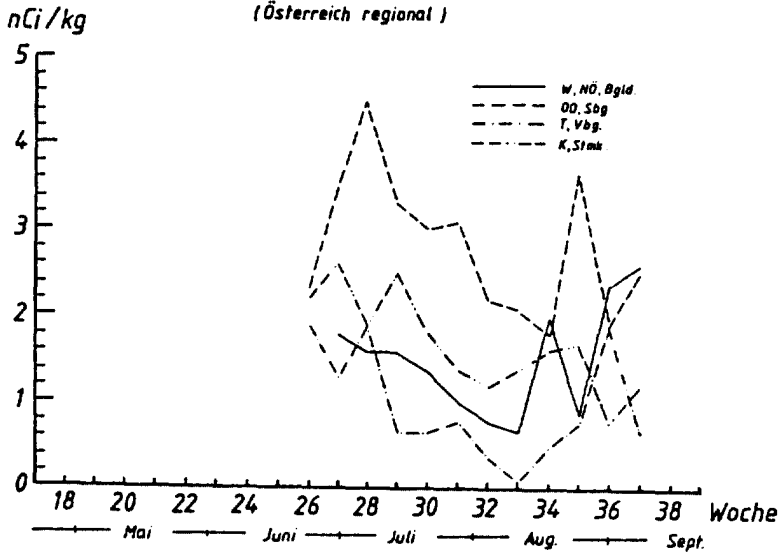


Abb.4.6.3.2.: Belastung von Obst mit Cs-137, nach Regionen, bis 38. Woche 1986

Nüsse

Inländische Walnüsse sowie Haselnüsse der Ernte 1986 waren relativ gering belastet, die Spitzenwerte lagen bei ca. 5 nCi/kg. Bei Haselnüssen, die den Hauptanteil des Nußkonsums bilden, ist jedoch die Inlandsproduktion ohne Bedeutung. Haselnüsse werden hauptsächlich aus der Türkei importiert und wiesen zum Teil hohe Belastungen (bis 39 nCi Cs-134+137 /kg) auf, da die Anbauggebiete am Schwarzen Meer offenbar sehr stark in Mitleidenschaft gezogen wurden. Hochbelastete Chargen wurden nicht in Verkehr gebracht, für Nüsse (Walnüsse), Haselnüsse und anderes Schalenobst wurde ein Grenzwert von 16 nCi Cs-134+137 (ohne Schale) festgelegt.

Die Belastung der Ernte 1986 lag bei ca. 12 nCi Cs- 134+137 /kg, der Ernte 1987 nur mehr bei ca. 2 nCi Cs- 134+137/kg.

Das Sr-90/Cs-137-Verhältnis betrug für die türkische Haselnüsse der Ernte 1986 1.03 ± 0.05 %, für solche der Ernte 1987 5.8 ± 0.3 %, in recht guter Übereinstimmung mit den Verhältnissen österreichischer Bewuchsproben des ersten und zweiten Jahres /Mück 1988/.

4.6.4 Pilze

Pilze bilden ihre Fruchtkörper innerhalb weniger Tage aus, daher spielte die direkte Kontamination kaum eine Rolle. Da Anfang Mai 1986 naturgemäß nur wenige Wildpilze zu finden waren, blieb die Pilzbelastung zunächst geringfügig. Kontaminationen erfolgten vor allem ab dem Spätsommer 1986 durch Radionuklid Aufnahme aus dem Boden.

Die Aufnahme der radioaktiven Isotope erfolgt über das Myzel, das in einem für jede Pilzart typischen Substrat oder in enger

Tab.4.6.4.1.: Relative Belastung von Wildpilzen (Kategorien siehe Text), nach /Henrich 1988a/

Wiesenchampignon	<i>Agaricus campester</i>	sehr niedrig 1)
Steinpilz (Fichten-)	<i>Boletus edulis</i>	i.a. niedrig
(Kiefern-)	<i>Boletus pinicola</i>	niedrig 2)
(Eichen-)	<i>Boletus reticulatus</i>	niedrig
Eierschwamm	<i>Cantharellus cibarius</i>	mäßig bis hoch
Parasol	<i>Macrolepiota procera</i>	niedrig bis mäßig
Austernseitling	<i>Pleurotus ostreatus</i>	sehr niedrig 1)
Maronenröhrling	<i>Xerocomus badius</i>	hoch bis sehr hoch
Rotbrauner Scheidenstreifling	<i>Amanita fulva</i>	mäßig
Narzißgelber Wulstling	<i>Amanita gemmata</i>	mäßig
Perlpilz	<i>Amanita rubescens</i>	i.a. niedrig
Scheidenstreifling	<i>Amanita submembranata</i>	mäßig bis hoch
Grauer Scheidenstreifling	<i>Amanita vaginata</i>	hoch bis sehr hoch
Flockenstielliger Hexenröhrling	<i>Boletus erythropus</i>	mäßig
Waldfreundröhrling	<i>Collybia dryophila</i>	mäßig
Schopftintling	<i>Coprinus comatus</i>	sehr niedrig
Kuhmaul	<i>Gomphidius glutinosus</i>	niedrig bis mäßig
Semmelstopfelpilz	<i>Hydnum repandum</i>	hoch
Stockschwämmchen	<i>Kuehneromyces mutabilis</i>	hoch
Echter Reizker	<i>Lactarius deliciosus</i>	mäßig
Fichtenreizker	<i>Lactarius deterrimus</i>	niedrig bis mäßig
Birkenpilz	<i>Leccinum scabrum</i>	niedrig
Birkenrotkappe	<i>Leccinum versipelle</i>	sehr niedrig bis niedrig
Safranschirmling	<i>Macrolepiota rhacodes</i>	niedrig 3)
Bärentatze	<i>Ramaria botrytis</i>	sehr niedrig 3)
Frauentäubling	<i>Russula cyanoxantha</i>	mäßig
Grüner Speisetäubling	<i>Russula heterophylla</i>	mäßig
Kohlentäubling	<i>Russula nigricans</i>	hoch
Kuhröhrling	<i>Suillus bovinus</i>	niedrig bis mäßig
Goldröhrling	<i>Suillus grevillei</i>	mäßig 3)
Butterpilz	<i>Suillus luteus</i>	mäßig 3)
Sandröhrling	<i>Suillus variegatus</i>	hoch bis sehr hoch
Rotfußröhrling	<i>Xerocomus chrysenteron</i>	mäßig bis hoch
Ziegenlippe	<i>Xerocomus subtomentosus</i>	mäßig bis sehr hoch

1) Nur Exemplare aus relativ niedrig belasteten Gebieten zur Verfügung

2) Bisher nur zwei Ausnahmen, die mäßige Belastung aufwiesen

3) Pilze aus Region mit mittlerer Belastung

Symbiose mit Wurzeln einer bestimmten Pflanzenart wächst. Aus dieser Tatsache und möglicherweise auch aus der unterschiedlichen Physiologie erklären sich die stark unterschiedlichen Belastungen bei den einzelnen Pilzarten.

Kulturchampignons werden üblicherweise geschützt gezüchtet; alle gemessenen Werte lagen an der Nachweisgrenze.

Bei den Wildpilzen zeigten sich regional und sortenspezifisch stark unterschiedliche Werte. Sie lagen bei Herrenpilzen, Feldchampignons und Parasolen in der Regel unter 3 nCi/kg, bei Eierschwamm und Reizker fallweise darüber. Hingegen zeigten Maronenröhrling, Rotbrauner Riesenträuschling, Grauer Scheidenstreifling, Sandröhrling, Ziegenlippe und Reifpilz (Zigeuner) zum Teil starke Belastungen, die bei Maronenröhrlingen in stark belasteten Gebieten durchaus Werte von einigen Hundert nCi/kg Cs-137 erreichten. In Tab.4.6.4.1. /Henrich 1988a/ ist die Klassifizierung des Radiocäsiumgehaltes von Wildpilzen aus einem höher belasteten Gebiet aus dem Grenzbereich Waldviertel/Mühlviertel wiedergegeben, wobei zur Klassifizierung in die Bereiche sehr hoch (>100 nCi/kg Frischgewicht), hoch (30-100 nCi/kg), mäßig (3-10 nCi/kg), niedrig (1-3 nCi/kg) und sehr niedrig (<1 nCi/kg) eingeteilt wurde.

Darüber hinaus liegen Messungen an ungenießbaren, bedingt genießbaren sowie giftigen Pilzen vor /Henrich 1988/. Weitere Messungen an Pilzen wurden an der Universität Graz /Heinrich 1987/ sowie vom Österreichischen Forschungszentrum Seibersdorf /Gerzabek 1988/ durchgeführt.

Auch Pilze, die vor dem Reaktorunfall geerntet wurden, wiesen aufgrund der Reste des Fallouts der Kernwaffenversuche Cs-137 Be-

lastungen auf (vgl. /Haselwandter 1978/), wobei bei Maronenröhrlingen Werte von 17 nCi/kg Frischgewicht gemessen wurden /Henrich 1988a/.

Auch im Hinblick auf die Fähigkeit mancher Wildpilze, Cadmium oder Quecksilber anzureichern, wurde empfohlen, den Genuß von Wildpilzen auf höchstens ein- bis zweimal pro Woche zu beschränken (ca. 200 g/Woche). Vom Genuß von Maronenröhrlingen und Reifpilzen wurde abgeraten.

Pilze zählen zu den Ausnahmen bei den Nahrungsmitteln, bei denen insbesondere in hochbelasteten Gebieten mit einer stärkeren Belastung noch auf Jahre hinaus zu rechnen ist.

4.6.5. Getreide

Bei der Getreideernte des Jahres 1986 ergab sich infolge der Aufnahme von Radiocäsium über die Blattoberflächen und die Verlagerung ins Korn eine erfreulicherweise nicht allzu hohe Kontamination. Anfang Mai 1986 war Wintergetreide etwa 30 cm hoch, während Sommergetreide erst wenige Zentimeter gewachsen war, wodurch die Belastung von Wintergetreide deutlich höher war. Bei der Ernte 1987 war die Kontamination nur mehr durch die Nuklidaufnahme aus dem Boden bestimmt und nur mehr mit größerem Meßaufwand bestimmbar.

Die Durchschnittsbelastung verschiedener Getreidesorten ist in Tab.4.6.5.1. dargestellt.

Tab.4.6.5.1.: Belastung von Getreide (Körner) mit Cs-137

Getreideart	Erntejahr	nCi Cs-137
Weizen	1986	0.73
Sommerweizen		0.17
Winterweizen		0.67
Roggen		2.58
Sommergerste		0.21
Wintergerste		3.19
Mais		ca.0.5
Roggen	1987	0.02
Winterweizen		0.018
Sommergerste		0.012

Wintergetreide hat in Österreich einen Anteil von über 90 % am Brotgetreide. Wintergerste (40% der Gerste) wird zu Fütterungszwecken verwendet, während die sehr gering belastete zweizeilige Sommergerste als Braugerste Verwendung findet.

Die Mineralstoffe sind in den Außenschichten des Kornes angereichert. Je nach Mehltyp ist daher die Belastung durch Radiocäsium im Mehl geringer als im Korn. Es wurden Mahlversuche durchgeführt, bei denen die Abnahme der Belastung ermittelt wurde. Die Ergebnisse sind in Tab.4.6.5.2. zusammengestellt.

Tab.4.6.5.2.: Abnahme der Cs-137-Belastung beim Mahlvorgang

	Mehltype	Abnahme in %
Weizen	W 1600	15 %
	W 700	37 %
	W 480	56 %
Roggen	R 960	38 %
	R 500	59 %

Aus der jeweiligen Menge der verschiedenen verkauften Mehle ergibt sich, daß der durchschnittliche Aschegehalt bei Weizen ungefähr dem Mehltyp W 700, der durchschnittliche Aschegehalt bei Roggenmehl etwa dem der Mehltyp R 960 entspricht.

Für die Ernte 1986 ergeben sich demnach für Weizen und Roggen und die daraus gewonnenen Mahlprodukte die in Abb.4.6.5.1. dargestellten durchschnittlichen Belastungen mit Cs- 134+137 .

Mais der Ernte 1986 war im Durchschnitt mit ca. 0.6 nCi Cs-137/kg Gesamtcesium belastet.

Der durchschnittliche Mehilverbrauch beträgt 130 g Weizenmehl und 50 g Roggenmehl pro Kopf und Tag. Daraus ergibt sich für Getreide aus der Ernte 1986 eine durchschnittliche Belastung von 0.8 nCi Cs-137/kg (tägliche Belastung von 0.14 nCi Cs-137), für die Ernte 1987 ist dementsprechend mit einer durchschnittlichen Belastung des Mehls mit 0.011 nCi/kg Cs-137 und einer täglichen Aufnahme von ca. 0.002 nCi Cs-137 zu rechnen.

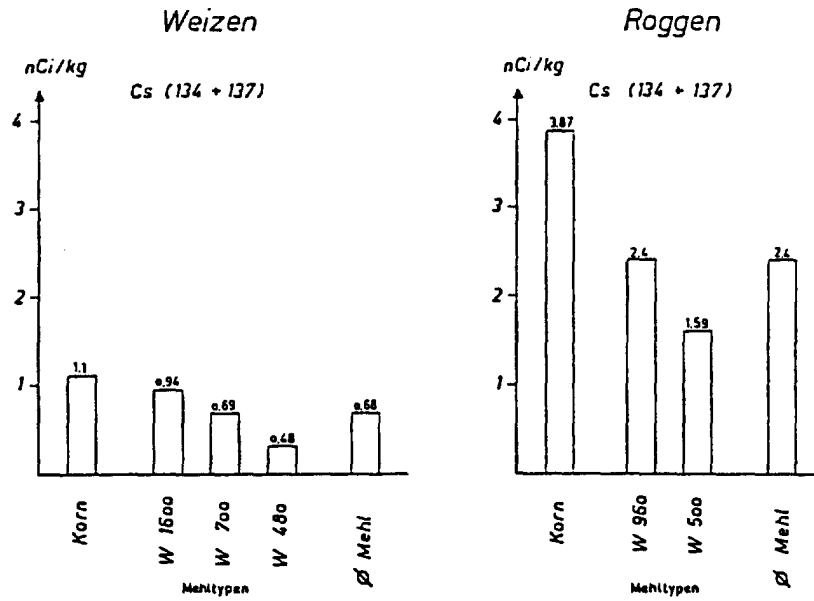


Abb.4.6.5.1.: Belastung von Getreide (Weizen und Roggen) der Ernte 1986 mit Cs-134+137; ø Mehl ist nach durchschnittlichem Verbrauch der Mehltypen gewichtet

4.6.5.1. Strontium in Getreideproben

Strontiumbestimmungen an Getreideproben ergaben eine starke Änderung des Sr/Cs-Verhältnisses im Laufe der Zeit. Während der Wert in einer Brotmischprobe aus der Zeit vor dem Reaktorunglück noch größer als 126 % ist, sank er im ersten Jahr danach (Ernte 1986) auf ein Verhältnis von durchschnittlich 2 % ab, um im folgenden Jahr (Ernte 1987) wieder auf einen Mittelwert von 125 % anzusteigen. Das ergibt sich aus der Tatsache, daß Getreide ähnlich wie Gemüse vor Tschernobyl und ab dem zweiten Jahr danach die Radionuklide zur Gänze aus dem Boden aufnimmt, während im Jahr des Reaktorunfalls ein wesentlicher Teil der Kontamination aus der Luft erfolgte. Damit ergeben sich 1985 und 1987 sehr niedrige Aktivitätskonzentrationen im Getreide, jedoch Sr/Cs-Verhältnisse, die durch die Aufnahme aus dem hohen Fallout der Atombombentests gekennzeichnet sind.

Die Ergebnisse der Strontiummessungen (Tab.4.6.5.3.) zeigen,

daß von der Strontiumbelastung der Ernte 1986 ca. 30% aus dem Tschernobyl-Fallout und ca. 70 % aus den Atombombenversuchen der Sechzigerjahre stammen, während die Messungen für die Ernte 1987 keine signifikante Erhöhung durch den Reaktorunfall im Vergleich zum Vor-Tschernobyl- Wert ergeben. Aus den deponierten Aktivitäten läßt sich für 1987 und die Folgejahre ein Anteil von ca. 20 % infolge des Reaktorunfalls im Vergleich zur gesamten Strontiumbelastung abschätzen.

Tab.4.6.5.3.: Mittlere Sr-90 Aktivitätskonzentration in Getreide-, Mehl- und Brotproben

Probe	Erntejahr	Sr-90 (nCi/kg)
Schwarzbrot	1985	0.0025
Weizen	1986	0.0075
Roggen		0.0097
Mehl (ber.)		0.0035
Weizen	1987	0.0045
Roggen		0.0077
Mehl (ber.)		0.0023

4.6.6. Fleisch, Geflügel und Eier

Mit der Verwendung belasteter Futtermittel in der Schweine-, Kälber- und Rindermast stieg mit etwas Verzögerung ab Juni 1986 die Belastung des Fleisches mit Radiocäsium. Nach orientierenden Messungen in der Phase geringer Belastung wurden ab Juni 1986 mit zunehmend stärkerer Belastung daher gezielte Kontrollen im Zuge der amtlichen Fleischuntersuchungen durchgeführt. Da oft Tiere von Problemgebieten oder von bestimmten Schlachthöfen intensiver be-

probt wurden, zeigen die Abbildungen eine gewisse Überhöhung der Belastungsspitzen gegenüber der tatsächlichen durchschnittlichen Belastung des Fleisches.

Die dargestellten Belastungsverläufe zeigen neben den Kontaminationen der Anfangsphase auch die verstärkte Belastung des Winters 1986/87 infolge der Futterbelastung. Vor allem in Gebieten mit hohen Depositionswerten wurden erhebliche Anstrengungen unternommen, die Aktivitätskonzentrationen im Fleisch der Schlachttiere niedrig zu halten. Dazu wurden Fütterungsversuche durchgeführt, Fütterungspläne erstellt, die eine Kombination von höher kontaminiertem Futter mit geringer kontaminiertem (z.B. Maissilage) sowie die Umstellung auf niedrig kontaminiertes Futter in den Wochen vor der Schlachtung vorsahen, Kontrollen an Lebendvieh vor der Schlachtung durchgeführt, um bei hohen Aktivitätswerten die Belastung durch Fütterung mit niedrig kontaminiertem Futter senken zu können, sowie die Fütterung von Schweinen mit Molke untersagt.

4.6.6.1. Schweinefleisch

Wegen des in Österreich hohen Anteils am Fleischkonsum wurde der Grenzwert für Cs-134+137 niedriger als für Rindfleisch festgesetzt.

Schweine werden bei Intensivhaltung nicht mit Grünfutter versorgt. Während der ersten Wochen nach dem Reaktorunfall kam es in weniger als 10 % der Betriebe zur Verfütterung höher belasteter Molke an die Tiere. Grenzwertüberschreitungen wurde durch das Molkefütterungsverbot begegnet, sodaß mit einer stichprobenartigen Kontrolle die Einhaltung der Maßnahmen sichergestellt werden konnte.

Der Belastungsverlauf bei Schweinefleisch der Anfangsphase (Werte nach /Mück 1987/, aus Kärnten, Steiermark, Salzburg, Nie-

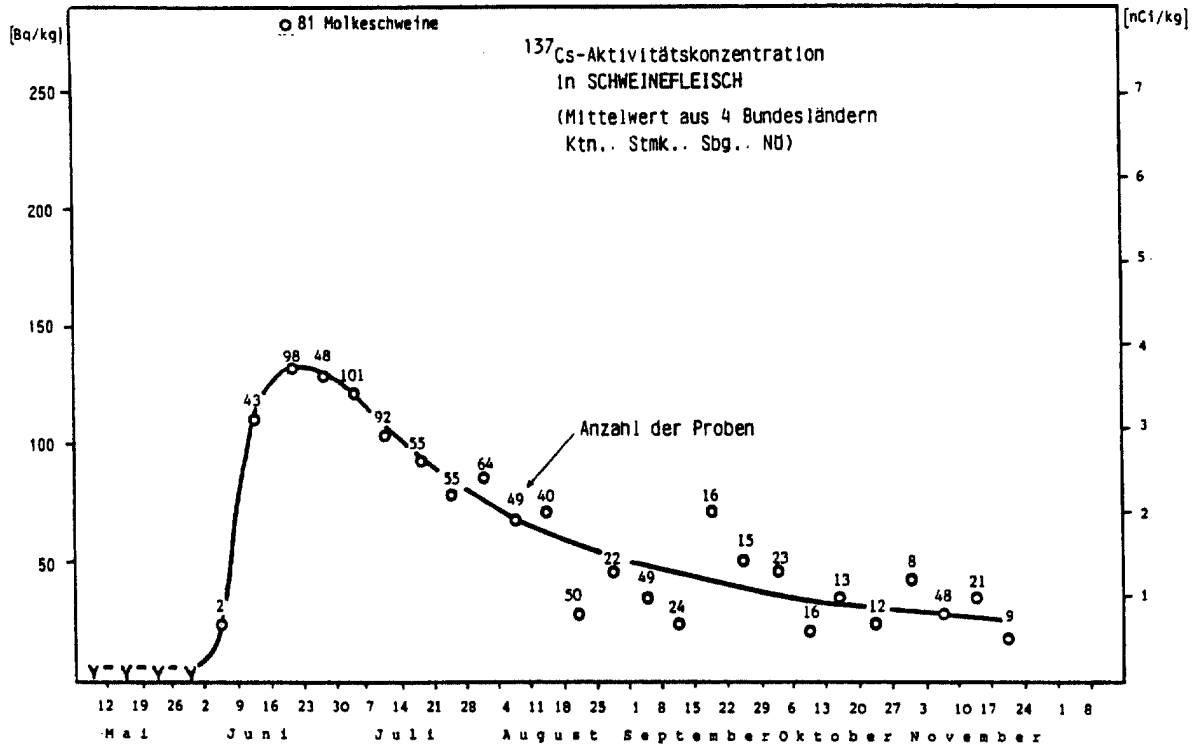


Abb.4.6.6.1.: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in Schweinefleisch im Jahr 1986, Mittelwerte aus 4 Bundesländern (/Mück 1987/)

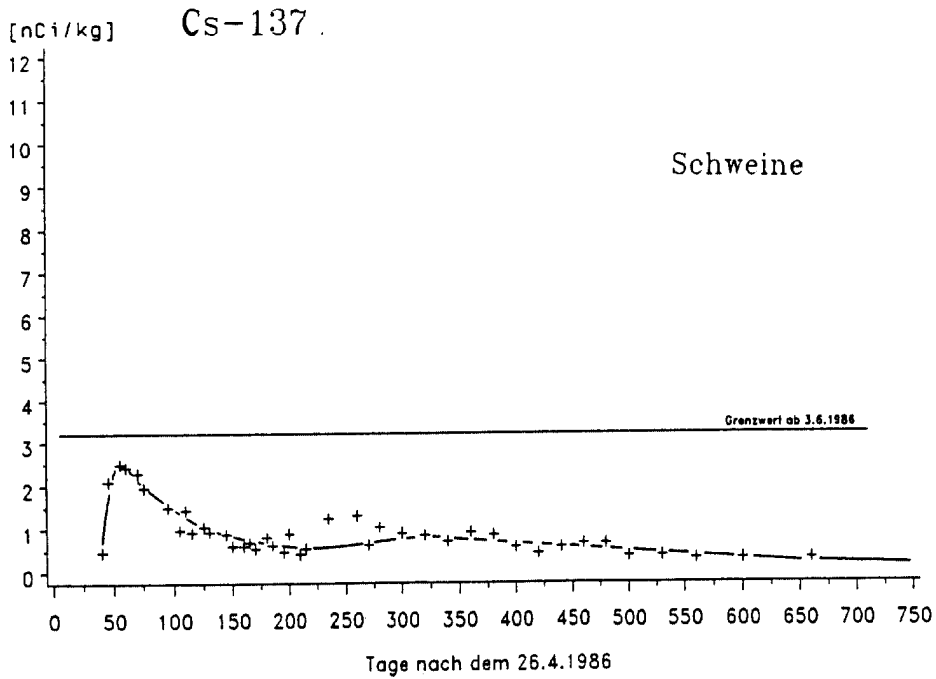


Abb.4.6.6.2.: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in Schweinefleisch, österreichische Mittelwerte

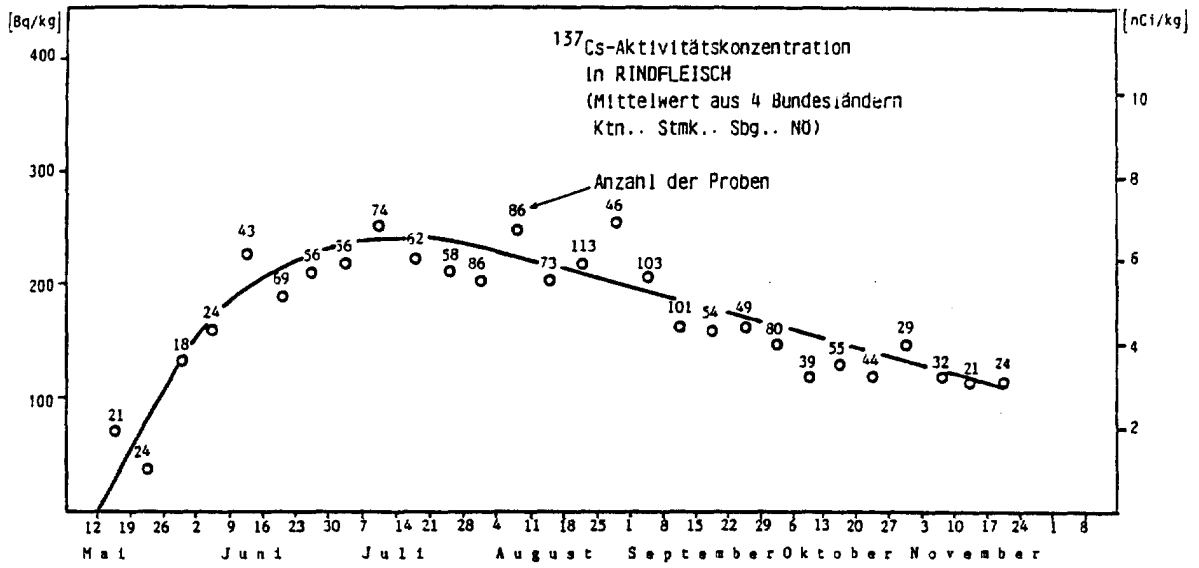


Abb.4.6.6.3.: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in Rindfleisch im Jahr 1986, Mittelwerte aus 4 Bundesländern (/Mück 1987/)

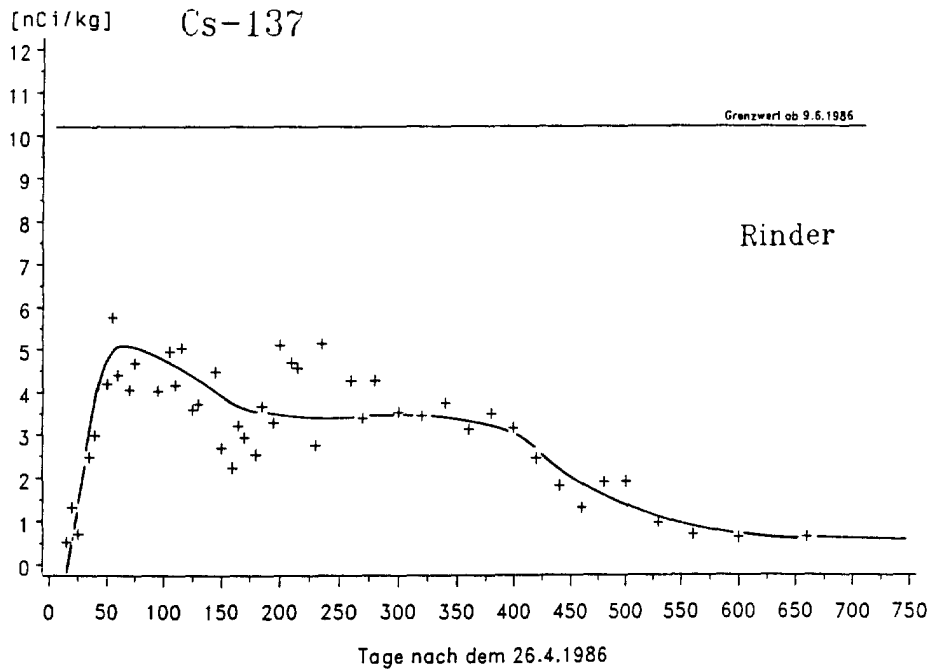


Abb.4.6.6.4.: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in Rindfleisch, österreichische Mittelwerte

derösterreich) ist in Abb.4.6.6.1. dargestellt. Die hohe Belastung von mit Molke gefütterten Schweinen ist daraus ersichtlich. Der weitere Verlauf mit Anstiegen über die Wintermonate ist in Abb.4.6.6.2. gezeigt.

4.6.6.2. Rindfleisch

Da Rinder vor der Schlachtung in der Regel nicht geweidet werden und in der Anfangsphase noch Restfutterbestände aus dem Vorjahr zur Verfügung standen, erreichte Rindfleisch erst im Verlauf des Juni 1986 die höchsten Belastungen (Abb.4.6.6.3.).

Für Rindfleisch wurde ein Grenzwert von 16 nCi Cs- 134+137 festgesetzt. Da Überschreitungen zu erwarten waren und im Gegensatz zur Milch eine lückenlose Kontrolle mit genauen Messungen nicht möglich war, wurde nach der Entwicklung entsprechender Meßmethoden Anfang Oktober 1986 Strahlenmessungen an lebenden Rindern vor der Schlachtung vorgeschrieben. Damit konnte in Verbindung mit Fütterungsplänen, die seitens des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft ausgearbeitet worden waren, die für die Wintermonate infolge der Kontamination des Futters erwartete Belastung gering gehalten werden (Abb.4.6.6.4.).

4.6.6.3. Kalbfleisch

Kalbfleisch wird über die Fütterung der Tiere mit Milch oder Milchaustauschern (Trockenmagermilchpräparate) belastet. Auch hier wurde ein Grenzwert von 16 nCi Cs-134+137 festgesetzt. Durch die hohe Milchbelastung der Anfangsphase kam es zunächst zu häufigen Grenzwertüberschreitungen und in einigen Wochen des Sommers 1986 zu Mittelwerten nahe dem Grenzwert (Abb.4.6.6.5.). Nach Vorliegen der Ergebnisse der Fütterungsversuche konnte durch entsprechende

Zusammenstellung der Milchaustauscherpräparate die Kontamination von Kalbfleisch weit unterhalb des Grenzwertes gehalten werden.

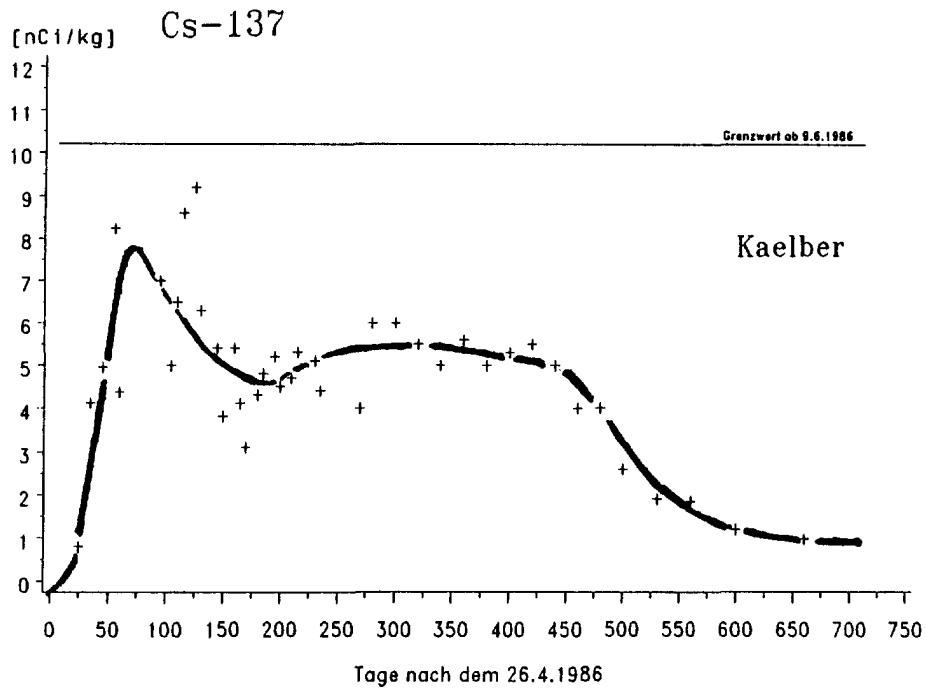


Abb.4.6.6.5.: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in Kalbfleisch, österreichische Mittelwerte

4.6.6.4. Geflügel

Der für Geflügel festgesetzte Grenzwert von 5 nCi Cs-134 + 137 wurde bundesweit nicht überschritten, die Meßwerte blieben generell sehr niedrig.

4.6.6.5. Eier

In den ersten Wochen nach dem Reaktorunfall wiesen Eier von Freilandhühnern zum Teil hohe I-131-Werte auf. Jod wird im Dotter angereichert. Anfang Mai wurden Spitzenbelastungen von ca. 130 nCi I-131/kg Eidotter gemessen, die Werte nahmen jedoch schnell ab.

Hingegen findet sich Cs-137 kaum in Eiern. Die Meßwerte lagen unter 0.5 nCi/kg, im Durchschnitt bei ca. 0.05 nCi/kg.

Auch Sr-90 wird nicht in Eiern angereichert. Das Sr-90/Cs-137-Verhältnis wurde zu 1.39 ± 0.06 % bestimmt.

Insgesamt ist der Beitrag von Eiern zur Radionuklidaufnahme äußerst gering.

4.6.6.6. Schaffleisch, Wildpret

Obwohl Schaffleisch und Wildpret infolge ihres geringen Anteils am Gesamtwarenkorb von weniger als 1.5 kg/Jahr für die Radionuklidaufnahme unbedeutend sind, wurden sie im Hinblick auf die Belastung von Minoritätsgruppen (Gastarbeiter, Jäger) intensiv beprobt (s. Abb.4.6.6.6. und 4.6.6.7., /Mück 1987/). Die Aktivitätskonzentrationen lagen etwa 2-5 fach so hoch wie in Rind- oder Schweinefleisch, der Beitrag zur Gesamtdosis blieb jedoch insgesamt gering.

Die Aktivitätskonzentrationen des Wildes hängen in starkem Ausmaß von der regionalen Radionukliddeposition, der Tiergattung und dem Ernährungsverhalten der Tiere ab. Auch der Zusammenhang mit der Seehöhe (Niederschlagsmenge) spiegelt sich in den Aktivitätskonzentrationen des Wildes wider. Im Rahmen einer umfassenden Untersuchung /Tataruch 1988/ wurde die regionale Verteilung der Belastungen festgestellt (s. Abb.4.6.6.8.), die oft sehr kleinräumige Variationen aufweist. Der zeitliche Verlauf der Kontamination zeigte ein rasches Absinken in den Sommermonaten und im Herbst 1986. Wildwiederkäuer wie Rehwild, Rot- und Gamswild wiesen höhere Belastungen auf als Tiere mit einhöhligen Mägen.

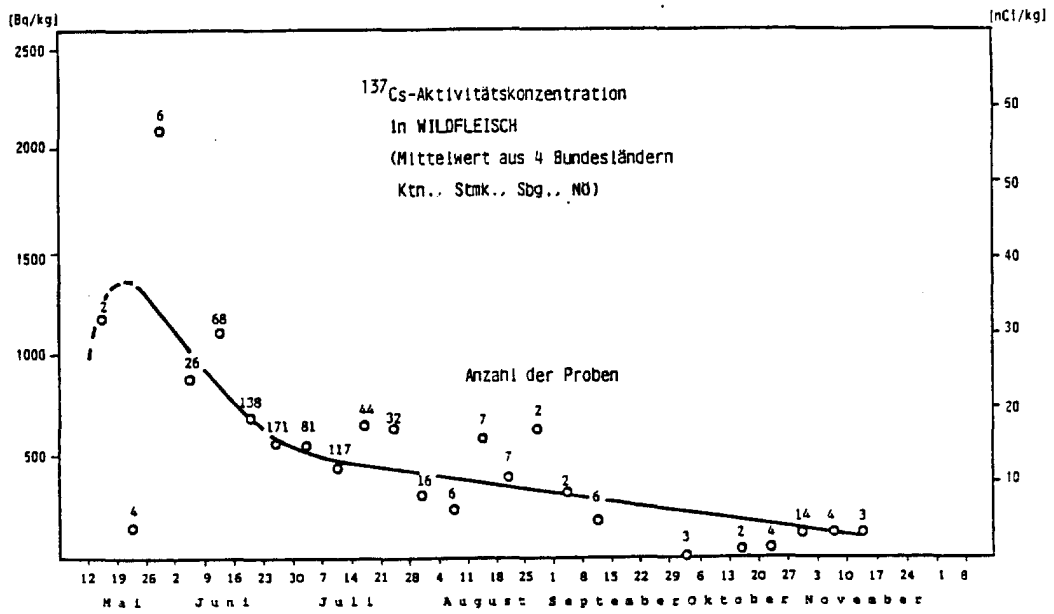


Abb. 4.6.6.6.: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in Wildpret im Jahr 1986, Mittelwerte aus 4 Bundesländern Proben (/Mück 1987/)

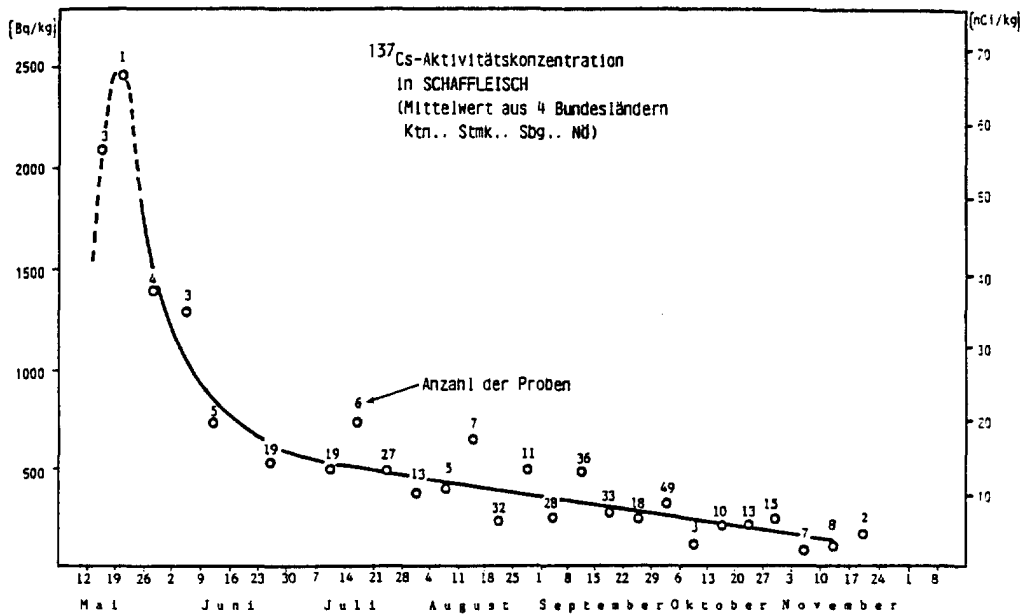


Abb. 4.6.6.7.: Aktivitätskonzentration von Cs-137 in Schaffleisch im Jahr 1986, Mittelwerte aus 4 Bundesländern (/Mück 1987/)

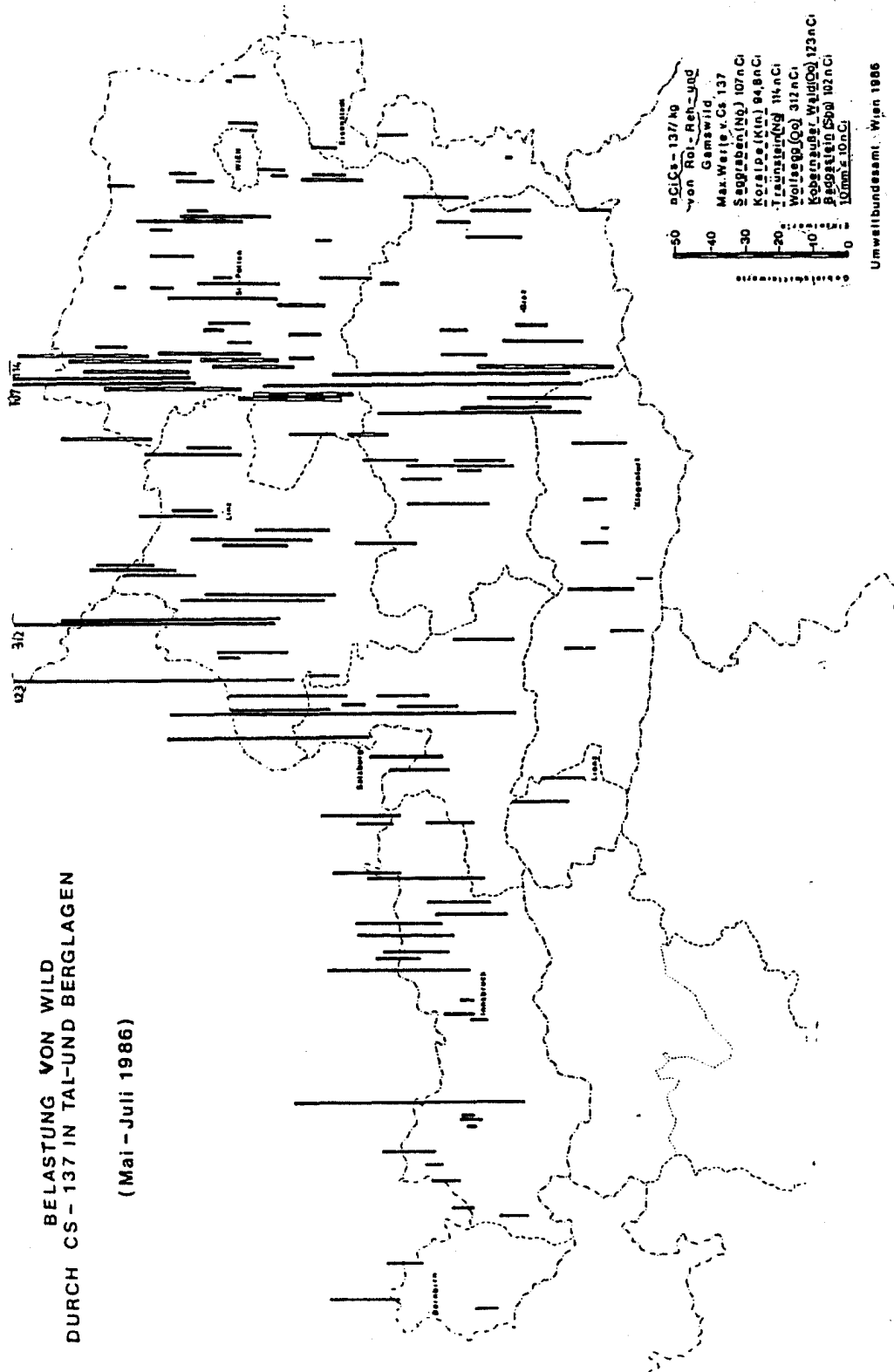


Abb.4.6.6.8.: Karte der Belastung von Wild mit Cs-137 in Tal- und Berglagen von Mai bis Mitte Juli 1986

Allgemein ist die festgestellte Belastung des Rehwildes wieder sehr niedrig und liegt in nahezu allen Fällen deutlich unter den bis 15.7.1986 in Österreich gültigen Grenzwert von 16 nCi/kg Gesamtcäsium.

Allerdings zeigte sich mittlerweile seit dem Spätherbst 1987 bei Schwarzwild in extrem belasteten Gebieten (Kobernauber Wald, Gebiete des Waldviertels) ein in diesem Ausmaß nicht erwarteter Anstieg auf ca. 100 nCi/kg Gesamtcäsium (Werte von 60 bis 600 nCi/kg). Die Jagd auf Schwarzwild in diesem Gebiet wurde vorerst eingestellt.

Entsprechend den regionalen Belastungssituationen und den Unterschieden einzelner Wildtierarten wurden die Schonzeiten bis Mitte Juni bzw. Mitte Juli 1986 verlängert und dadurch die stärksten Belastungen der Anfangsphase vermieden. Nach der Aufhebung des Grenzwertes wurde darauf hingewiesen, daß Wildpret von Erwachsenen in den üblichen kleinen Verzehrsmengen ohne Bedenken verzehrt werden kann, daß aber die Risikogruppen Schwangere, stillende Mütter, Kleinkinder und Kinder Wildpret nur sehr selten verzehren oder vom Verzehr Abstand nehmen sollten.

4.6.6.7. Strontium-90 in Fleisch und Eiern

Wegen der niedrigen Transferfaktoren Grünfütter-Fleisch für Strontium waren in Übereinstimmung mit den Erfahrungen nach dem Kernwaffenfallout nur sehr geringe Sr-90-Konzentrationen im Fleisch zu erwarten, was auch durch die Messungen voll bestätigt wurde. Es ergab sich ein mittleres Sr-90/Cs-137-Verhältnis von 0.01 % im ersten Jahr und (aufgrund der höheren Beiträge durch den Bombenfallout) von 0.04 ± 0.01 % im zweiten Jahr, was eine starke Abreicherung des Strontium bei Fleisch bedeutet.

Bei Eiern, die nicht von Legefarmen stammten, ergab sich 1986 ein Verhältnis von 1.39 ± 0.06 %, somit etwa im Verhältnis der Deposition, eine spezifische Strontiumanreicherung war nicht feststellbar.

4.6.7. Fische

Generell unbelastet blieben nach dem Reaktorunfall Meeresfische. Angesichts der geringen Verzehrsmenge und der generell niedrigen Belastung von Süßwasserfischen konnte auch bei diesen von einer Grenzwertfestlegung Abstand genommen werden, wenngleich bei einigen selten verzehrten Sorten in Ausnahmefällen höhere Belastungen gemessen wurden bzw. aufgrund der Erfahrungen nach dem Kernwaffenfallout zu erwarten waren.

Ab August 1986 wurden im Rahmen einer Zusammenarbeit zwischen Strahlenmeßstellen des BMGU und der Bundesanstalt für Fischereiwirtschaft (Scharfling) Untersuchungen an Fisch sowie an Plankton durchgeführt, wobei besonderes Augenmerk auf die Ökologie dieser Tiere und die regionale Verteilung der Belastung gelegt wurde. Ferner liegen Untersuchungen über Meßergebnisse aus dem Bodensee vor /IGKB 1987/.

Von entscheidender Bedeutung für die in den Fischen gemessenen Aktivitäten sind einerseits die Ernährungsweise der Fische, andererseits die Höhe der regionalen Belastung durch radioaktiven Niederschlag bzw. die Durchströmungsgeschwindigkeit der Gewässer. Stärker belastete Fische finden sich daher generell in schwächer durchströmten Seen, da die geringe Durchströmung einen nährstoffreichen Zustand bedingt, wodurch mehr Plankton vorhanden ist, das Radionuklide stark akkumuliert.

In den ersten Monaten nach dem Reaktorunfall waren daher Planktonfresser allgemein stärker belastet als Pflanzenfresser, Raubfische oder Benthosfresser, später verlagerte sich die Belastung zunehmend zu Raubfischen.

Die gemessenen Werte (Gesamtcäsium) variierten im Jahr 1986 zwischen 0.1 nCi/kg und Spitzenwerten von ca. 100 nCi/kg. Teilweise wurde auch die Radioaktivität in einzelnen Organen gemessen, wobei in der Leber einiger Fische eine Anreicherung von Ag-110m festgestellt wurde. Planktonfressende Fische (Reinanken, Seesaiblinge) wiesen 1986 besonders im Attersee (Werte bis über 90 nCi/kg) und im Würthersee (bis über 30 nCi/kg) eine höhere radioaktive Belastung auf. Die Werte von Proben der anderen Seen (Bodensee, Mondsee, Traunsee, Achensee, Zellersee: 2.0 -19 nCi/kg) liegen etwas, bzw deutlich (Millstättersee, Hallstätter See, Grundlsee: 0.9-3.6 nCi/kg) niedriger. Felchen des Bodensees waren mit ca. 10 nCi/kg belastet. Karpfen (Benthosfresser) wiesen im allgemeinen weniger als 1 nCi/kg auf, Spitzen lagen jedoch bei 22 nCi/kg. Ebenfalls gering belastet waren Forellen (Kleintierfresser) aus Fließgewässern (Durchschnitt aus 38 Proben: 1.5 nCi/kg, höchster gemessener Wert: 11.6 nCi/kg, Lunzer See). An Raubfischen wurden 1986 bei Zandern Werte von 2.4 bis 36.5 nCi/kg gemessen, bei Barschen aus verschiedenen Bereichen des Bodensees ergaben sich Mittelwerte von ca. 10 nCi/kg.

Durch die geringe Futterbelastung waren Zuchtfische stets sehr gering belastet (Forellen in Netzkäfigen, Attersee: 0.9 nCi/kg, Karpfen aus Waldviertler Zuchtteichen: < 1 nCi/kg).

Im Jahr 1987 lagen die Werte für Reinanken mit Spitzen von ca. 30 nCi tiefer als im ersten Jahr. Die Belastung von Raubfischen stieg erwartungsgemäß an (Hechte: Durchschnitt 1987 19.3 nCi/kg, 10 Proben), ohne jedoch die Spitzenwerte der Planktonfresser des

Vorjahres zu erreichen. Allgemein blieb jedoch die Belastung von Süßwasserfischen im Bereich einiger nCi/kg, in vielen Fällen auch unter 1 nCi/kg.

Bezüglich der Strontiumbelastung ergaben sich bei Fischen ähnlich niedrige Werte wie bei Fleisch. Fleischfresser (Reinanke, Saibling, Forelle, Hecht) wiesen ein Sr-90/Cs-137-Verhältnis von 0.022 ± 0.009 % auf, beim Karpfen (Pflanzenfresser) ein solches von 0.24 ± 0.02 %.

4.6.8.Trinkwasser

Da der Trinkwasserqualität wegen der hohen täglichen Aufnahmemengen eine große Bedeutung zukommt, wurde Trinkwasser in großem Umfang kontrolliert.

Infolge der hohen Radionuklidkonzentrationen im Regenwasser wurde ab dem 30.4.1986 dringend vor dem Genuß von Regenwasser, Oberflächenwasser, Zisternenwasser und Schmelzwasser aus Schnee gewarnt. Ferner wurde nachdrücklich empfohlen, das Tränken von Vieh mit Regenwasser zu vermeiden.

4.6.8.1. Zisternenwasser

Von den 26 zwischen Mitte und Ende Mai 1986 untersuchten Zisternenwässern wiesen nur 8 Proben eine I-131-Aktivität über 1 nCi/l auf, 5 davon lagen zwischen 5 und 13.5 nCi/l. Bei diesen höher belasteten Proben lag der Wert für Cs-137 zwischen 1 und 2.5 nCi/l. Es ist anzunehmen, daß diese Wässer durch bereits in den Zisternen vorhandenes Wasser oder durch nach dem 1.5.1986 gefallenen gering belastete Niederschläge stark verdünnt wurden. Aus dem Gebiet Rax und Schneeberg wurden in den ersten Maitagen Zisternenwässer mit Belastungen in der Größenordnung von 270 nCi/l (Gesamtbetamessung) festgestellt.

4.6.8.2. Karstquellen

In einigen Fällen kam es bei Karstquellen, die von Wasser mit einer kurzen Verweilzeit im Boden und Gestein gespeist werden, zu kurzfristigen Erhöhungen der Radioaktivität. Derartige Karstquellen tragen normalerweise auch zur Wasserversorgung von Wien, Salzburg und Hallstatt bei.

Die Werte für die Wiener Hochquellwasserleitungen (Abb. 4.6.8.1.) stellen Gesamtbetawerte (Messungen der hygienisch-bakteri-

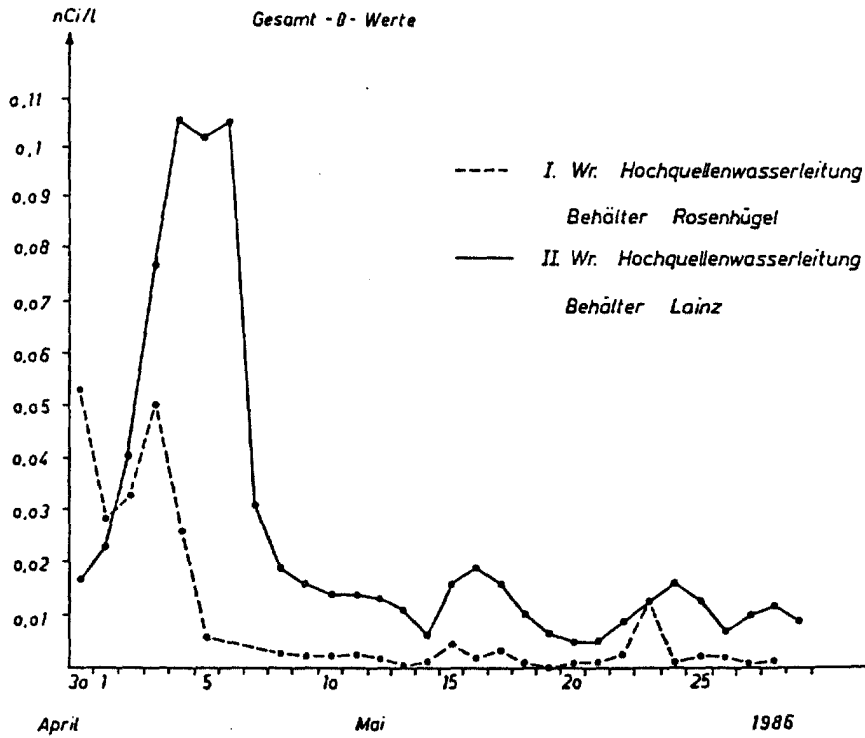


Abb. 4.6.8.1.: Verlauf der Gesamt-Beta-Aktivität in den beiden Wiener Hochquellwasserleitungen

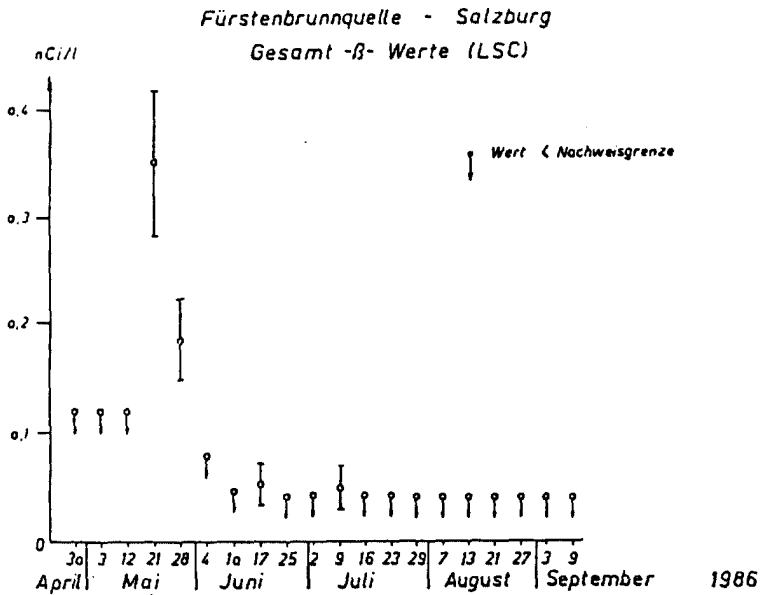


Abb. 4.6.8.2.: Verlauf der Gesamt-Beta-Aktivität in der Fürstenbrunnquelle, Salzburg

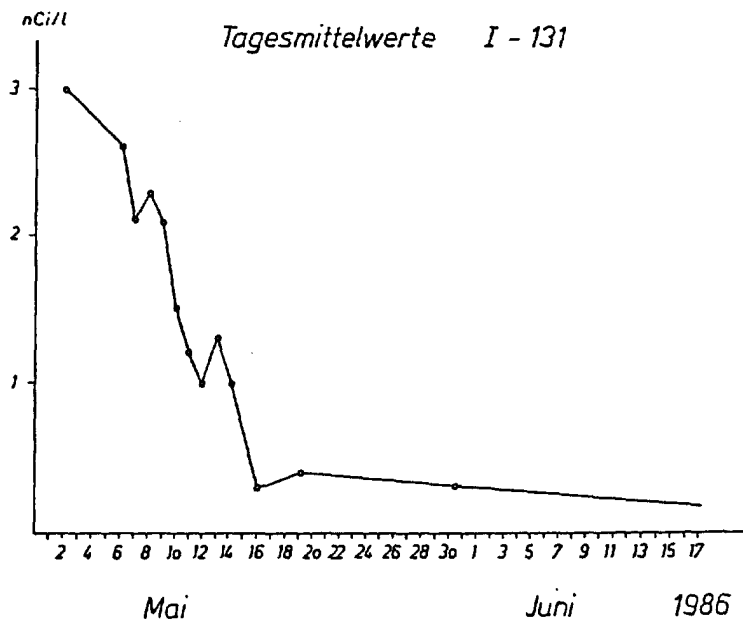


Abb. 4.6.8.3.: Verlauf der J-131-Belastung im Trinkwasser von Hallstatt

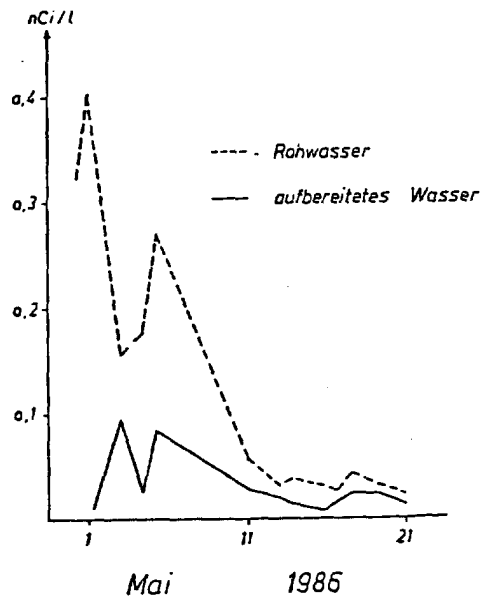


Abb. 4.6.8.4.: Abnahme der Gesamt-Beta-Aktivität bei der Trinkwasseraufbereitung im Wientalwasserwerk

ologischen Untersuchungsanstalt der Stadt Wien, jetzt Institut für Umweltmedizin) dar, die Werte der Fürstenbrunnquelle in Salzburg (Abb.4.6.8.2.) wurden mittels Flüssigszintillation ermittelt. In Salzburg wurden 17 Quellen laufend untersucht, die Fürstenbrunnquelle wurde zeitweise (1.5-12.5.1986) nicht in das Trinkwasser eingeleitet. In Hallstatt (s. Abb.4.6.8.3.) war eine Sperre des Wassers vorbereitet, wegen des kontinuierlichen Abfalls der I-131-Belastung konnte jedoch auf Maßnahmen verzichtet werden.

4.6.8.3. Sonstige Wasserversorgungsanlagen

Bei Brunnenwasser wurden teilweise schwache Kontaminationen festgestellt, die offenbar durch Deposition aus der Luft verursacht wurden.

Oberflächenwasser wird in Österreich in sehr geringem Ausmaß zur Trinkwasserversorgung herangezogen. Durch Niederschläge eingebrachte Aktivität wird durch das vorhandene unbelastete Wasser stark verdünnt, bei der üblichen Aufbereitung wird ferner die Aktivität auf ca. ein Viertel herabgesetzt (vgl. Abb.4.6.8.4.).

Uferfiltrate zeigen ebenfalls eine wesentlich geringere Kontamination als der Fluß, wie sich im Grundwasserwerk Nußdorf (Wien) an der Donau zeigte.

4.6.8.4. Längerfristige Belastungen

Wegen der Bedeutung des Trinkwassers wurde in aufwendigen Messungen /Mück 1988/ Sammelproben aus der 2. Jahreshälfte des Jahres 1986 aus den Landeshauptstädten auf Cs- 137 und Sr-90 und den Gehalt an natürlichem K-40 untersucht.

Die Ergebnisse (s. Tab.4.6.6.) bestätigen die Vernachlässigbarkeit des Beitrags von Strontium und Cäsium zur Ingestionsdosis. Da Cäsium bereits in den obersten Erdschichten sehr fest adsorbiert wird, ist, wie auch die Erfahrungen nach den Kernwaffenversuchen zeigen, eine Verunreinigung von Grundwasser nicht zu erwarten (vgl. Kap.4.4.).

Tab:4.6.6.: Mittlere Aktivitätskonzentrationen im Trinkwasser der Landeshauptstädte im 2. Halbjahr 1986, nach /Mück 1988/.Mittelwert über alle 9 Proben mit Berücksichtigung beider Wien entsprechend dem Anteil der Bevölkerung Wiens an der Gesamtbevölkerung

Proben- nahme- stelle	mittlere Aktivitätskonzentration			Verhältnisse		
	K-40 (pCi/l)	Cs-137 (pCi/l)	Sr-90 (pCi/l)	Cs-137/K (pCi/g)	Sr-90/Ca (pCi/g)	Sr-90/Cs-137 (%)
Wien 1090	0.52±0.08	0.23±0.024	0.051±0.013	30	0.04	22±7
Wien 1220	1.3 ±0.17	0.12±0.024	0.10 ±0.013	2.97	0.062	80±19
Linz	3.19±0.3	0.16±0.021	0.078±0.013	1.3	0.032	49±10
Salzburg	0.68±0.11	0.26±0.03	0.18 ±0.014	15.7	0.15	69±10
Innsbruck	0.57±0.06	<0.073	<0.027	<7.6	<0.030	-
Bregenz	1.23±0.16	0.13±0.022	0.18 ±0.016	4.05	0.1	145±27
Klagenfurt	1.8 ±0.21	0.12±0.022	<0.027	2.32	<0.014	<23
Graz	1.73±0.20	0.11±0.022	<0.027	2.0	<0.014	<26
Eisenstadt	1.73±0.20	<0.064	<0.027	<1.08	<0.014	-
Mittelwert	1.41±0.83	0.14±0.067	0.076±0.064	8.1±10.8	0.051	54
*						±0.049

4.7. FUTTERMITTEL und KLÄRSCHLAMM

4.7.1. Gras

Die Kontamination von Gras führt über die Verwendung als Futtermittel zur Belastung von Milch und Fleisch mit radioaktivem Jod und Cäsium. Eine eingehendere Untersuchung der Cäsiumbelastung von Gras lieferte nicht nur die Grundlagen für Fütterungsstrategien in der Viehwirtschaft, sondern gab auch Aufschlüsse über die regionale Verteilung der Kontamination.

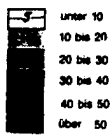
Die Weidewirtschaft und die Gewinnung von Heu aus dem ersten Schnitt waren von der direkten Kontamination besonders betroffen. Im alpinen Raum kam die Seehöhe als unbekannter Faktor dazu, da das Strahlenfrühwarnsystem nur über eine Station in größerer Höhe verfügt (Sonnblick, 3105 Meter).

Zur Erfassung der regionalen Verteilung der Belastung des Grünlandes wurden daher verstärkt in den bereits bekannten höher kontaminierten Regionen Grasproben genommen und Höhenbelastungsprofile in fast allen Bundesländern ermittelt.

Aus diesen Daten wurde eine Karte der Grasbelastung durch Cs-137 erstellt (s. "Vorläufiger Bericht", eine vereinfachte Darstellung ist in Abb. 4.7.1. wiedergegeben).

Im Osten Österreichs wiesen bei allgemein geringer Belastung nur das steirisch-niederösterreichische Grenzgebiet (Schneealpe) mit 67 nCi/kg und das südwestliche Waldviertel (Raum Ottenschlag-Jauerling) mit 44,2 nCi/kg höhere Kontaminationswerte auf.

BELASTUNG VON GRAS DURCH Cs-137 IN TAL- UND BECKENLAGEN (MAI BIS JULI 1986)



Quelle: Umweltbundesamt, Wien 1986.



Abb.4.7.1.: Belastung von Gras durch Cs-137 in Tal- und Beckenlagen (Mai bis Juli 1986), nach /UBA 1986/

In Oberösterreich und Salzburg zeichneten sich deutlich regionale Belastungszentren um Steyr (64 nCi/kg), Attersee- Traunsee (46,5 nCi/kg) und im Gebiet südlich von Salzburg (53 nCi/kg) ab. Hohe Werte lagen für das Ennstal (132 nCi/kg), den Radstädter Raum (404 nCi/kg) und Zell am See (110 nCi/kg) vor.

In Kärnten waren das obere Mölltal mit 193 nCi/kg und das Kor- alpengebiet mit 134 nCi/kg relativ stark belastet.

In Westösterreich lagen infolge starker Reliefgliederung des Alpenhauptkammgebietes und der zahlreichen Seitentäler lokale Be- lastungsgebiete um Jenbach (105 nCi/kg) und westlich von Kufstein

(51 nCi/kg) vor. In Vorarlberg hingegen wies das Gebiet um Dornbirn Werte von lediglich 37 nCi/kg auf.

Mittlere Belastungsräume waren somit in Ostösterreich das südwestliche Waldviertel und das südliche Niederösterreich. Lokal starke Belastungen lagen in Oberösterreich im Innviertel und dem oberösterreichischen Seengebiet (zwischen Wallersee und Attersee) vor. In Salzburg fanden sich regionale Belastungszentren südlich der Stadt Salzburg, im Lungau sowie im Raume Zell am See. In Tirol war vor allem das Unterinntal und in Vorarlberg das Rheintal und der vordere Bregenzerwald stärker belastet.

Da der erste Grasschnitt einen wesentlichen Anteil an der Futtermittelernte des Jahres liefert, ergaben sich durch diese teilweise recht hohen Belastungen Probleme auch für die Wintermonate. Gras des zweiten Schnittes war deutlich weniger belastet, die Werte lagen in der Regel unter 10 nCi/kg.

Eine weitere Absenkung war bei Gras ab dem Frühjahr 1987 zu beobachten. Auch in den belasteten Gebieten des Alpenvorlands und der Steiermark lagen die Werte unter 1 nCi/kg (Ried/OÖ: 0.63 nCi/kg, Bezirk Enns/OÖ: 0.33 nCi/kg, Hartberg / Stmk: 0.64 nCi/kg). Diese Werte entsprechen den Erwartungen aufgrund von Transferfaktoren (vgl. Haunold /1986/). Hingegen zeigt sich auf Böden mit schlechter Kaliumversorgung und geringem Tonmineralegehalt, insbesondere bei Flächen auf Felsbraunerden im Bereich des Kristallins der Böhmisches Masse sowie in Gebieten der Hohen und der Niederen Tauern, eine wesentlich geringere Abnahme der Belastung (Gmünd/NÖ: Durchschnitt 1.12 nCi/kg, Werte bis 115 nCi/kg, Tauern: Werte bis 57 nCi/kg). Weitere Untersuchungen sind im Gange.

4.7.2. Heu, Silagen und verwandte Futtermittel

Aufgrund der oben angeführten Graskontaminationen ergaben sich entsprechend hohe Kontaminationen im Heu, insbesondere des ersten Schnittes 1986. Aufgrund der unten beschriebenen Fütterungsversuche und auch der von der WHO empfohlenen Berechnungsgrundlagen war zu erwarten, daß bei Verwendung von Heu aus dem ersten Schnitt 1986 in einem Großteil der Fälle zu Überschreitungen des Grenzwertes von 16 nCi Cs-134 + 137 pro kg bei Rindern führen würde. Andererseits war der Einsatz dieser Futtermittel aufgrund des Bedarfs der Landwirtschaft (Tierhaltung) unverzichtbar.

Es war daher erforderlich, in größerem Umfang Futtermittel zu untersuchen, um Fütterungsstrategien zur Vermeidung stark kontaminierten Fleisches zu entwickeln. In Zusammenarbeit mit dem Bundesministerium für Land - und Forstwirtschaft wurden ausgedehnte Meßreihen zur Erfassung der Futtermittelkontamination durchgeführt.

In deutlichem Gegensatz zu Heu lagen bei Silomais fast alle Proben (aus dem gesamten Bundesgebiet) unter der Nachweisgrenze für Cs-137. Bei Stroh wurden im allgemeinen niedrige Werte gemessen (bis 1 nCi Gesamtcaesium), wobei jedoch Wintergerstenstroh mit Werten bis über 10 nCi eine Ausnahme bildete.

Die Belastung von Heu aus dem ersten Schnitt 1986 (Durchschnittswerte nach politischen Bezirken) ist in Abb.4.7.2. (Bundesministerium für Land - und Forstwirtschaft) wiedergegeben. Sie entspricht auch dem aus anderen Messungen bekannten Belastungsbild Österreichs.

Eine detaillierte Heuuntersuchung wurde auch in der Steiermark durchgeführt (s. Abb. 4.7.3. und 4.7.4., nach Auswertungen der Lan-

Steiermark 1986

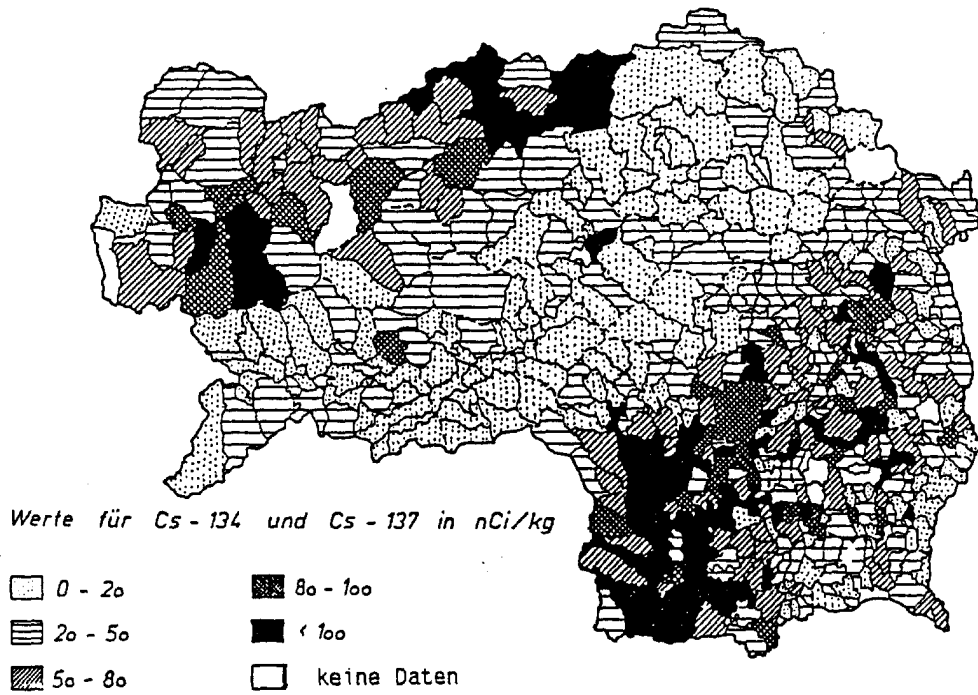


Abb.4.7.3.: Belastung von Heu des ersten Schnittes 1986, in der Steiermark, Mittelwerte nach Gemeinden. (Auswertung: Landeswarnzentrale Steiermark)

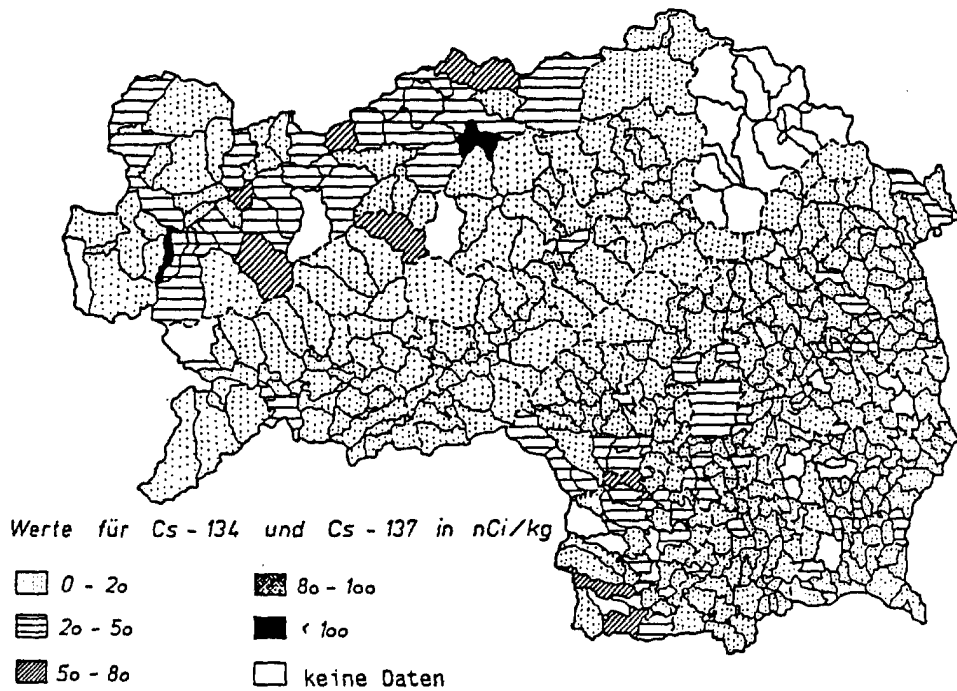


Abb.4.7.4.: Belastung von Heu des zweiten Schnittes 1986, in der Steiermark, Mittelwerte nach Gemeinden. (Auswertung: Landeswarnzentrale Steiermark)

deswarnzentrale Steiermark). Es ist daraus die kleinräumige Belastungsverteilung sowie die starke Abnahme bei Heu des 2. Schnitts 1986 ersichtlich. Vor allem in der Steiermark wurde die Methode zur Messung an lebenden Tieren auch bei Heu erfolgreich angewendet.

Derartige Untersuchungen bildeten mit den übrigen Futtermittelanalysen die Grundlage für die in den Wintermonaten 1986/87 sehr erfolgreich eingesetzten Fütterungspläne, die seitens des Bundesministeriums für Land - und Forstwirtschaft ausgearbeitet wurden.

4.7.3. Molke

Bei der Verarbeitung der Milch bleibt der Großteil des Radiocäsiums in der Molke zurück (vgl. Kap.4.6.2.2.). Etwa 40 % der in Österreich durchschnittlich anfallenden Menge von 2.3 Mio. Liter/Tag werden zur Schweinemast verwendet. Berechnungen aufgrund der bekannt hohen Transferfaktoren bei Schweinen sowie erste Messungen zeigten, daß bei der Verwendung kontaminierter Molke mit sehr hohen Belastungen bei Schweinefleisch zu rechnen war (vgl. Kap.4.6.6.). Deshalb wurde im Juni 1986 die Molkeverfütterung untersagt. Nach ersten Ergebnissen von Fütterungsversuchen wurde den Landeshauptmännern freigestellt, Ausnahmen zu bewilligen, wenn 1 nCi Gesamtcäsium nicht überschritten wurde und sichergestellt war, daß der Grenzwert im Fleisch nicht überschritten würde. Abb.4.7.5. und 4.7.6. zeigen den Belastungsverlauf zwischen der 22. und der 25. Kalenderwoche sowie eine regionale Aufgliederung. Der Probenumfang betrug bis zur 25. Woche 1986 zwischen 40 und 142 Proben pro Woche.

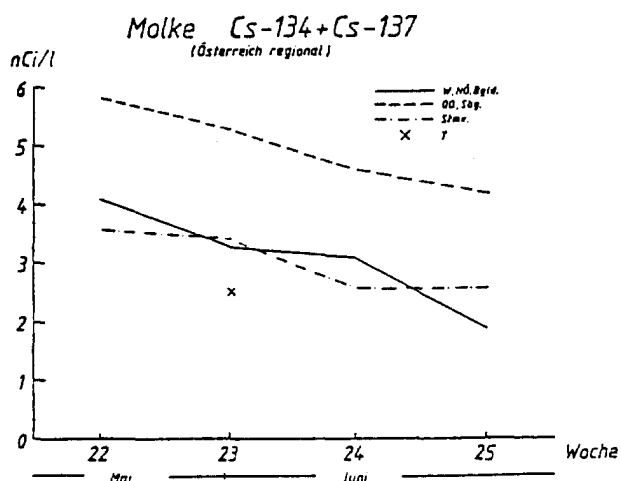


Abb.4.7.5.: Belastung der Molke mit Cs-134+137, 1986, nach Regionen

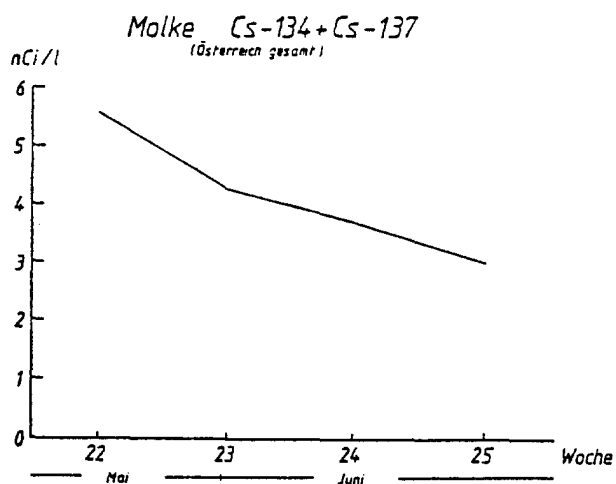


Abb.4.7.6.: Belastung der Molke mit Cs-134+137, 1986, im österreichischen Durchschnitt

Als Folge des Verfütterungsverbotest stellte sich auch das Problem einer fachgerechten Entsorgung der aus der Milchverarbeitung anfallenden Molke. Bis zur Klärung von Entsorgungsfragen, die eine Reihe fachlicher Abstimmungen insbesondere mit Vertretern der Wasserrechtsbehörde sowie mit Vertretern der Länder erforderte, konnte lediglich mit Empfehlungen vorgegangen werden. Zur Beseitigung wurde primär die industrielle Verwertung, die Einbringung in Kläranlagen im Rahmen bestehender Konsense sowie die Vertrocknung und Lagerung empfohlen. Die weitere Entwicklung zeigte, daß in Anbetracht der durch den Reaktorunfall verursachten Ausnahmesituation

Einleitungen in Vorfluter unumgänglich waren und durch die vorgeschriebene sachgerechte Einbringung unter Beiziehung von Amtssachverständigen auch geringfügig und ohne Folgen für die Gewässer geblieben sind.

Beurteilungen durch Experten hatten gezeigt, daß bei der Molkeeinleitung in Fließgewässer Probleme des hohen biologischen Sauerstoffbedarfes von Molke zu beachten sind, die radiologische Belastung jedoch zu vernachlässigen ist, insbesondere gegenüber dem aus der Abschwemmung von Oberflächen erfolgenden Nuklideintrag. Tatsächlich zeigten sowohl Sedimentuntersuchungen als auch die Messung von Fischbelastungen oberhalb und unterhalb von Einleitungsstellen keine Unterschiede im Aktivitätsgehalt. Zur Vermeidung lokaler Konzentrationen an Molke erwies sich die Einleitung im Turbinenauslauf von Flußkraftwerken als zweckmäßig.

4.7.4. TIERFÜTTERUNG

4.7.4.1. Messung an Lebewesen

Sowohl für eine umfassende und effiziente Kontrolle der Fleischbelastung als auch zur Durchführung von Fütterungsversuchen ergab sich das Problem von Messungen an lebenden Tieren. Dazu wurden sowohl am Umweltbundesamt in Wien und Linz als auch an der Universität Salzburg und an der Technischen Universität Graz Versuchsmessungen mit hochauflösenden Germanium-Detektoren bzw. mit niedrigauflösenden Natriumjodiddetektoren durchgeführt. Dabei war von Anfang an klar, daß damit die Genauigkeit der Gammaskopie im Labor nicht erreichbar war; die Ergebnisse zeigten jedoch bald, daß damit eine praktikable Methode zur Messung von Lebewesen vor der Schlachtung mit erstaunlich geringen Fehlerbreiten zur Verfügung stand, wobei Meßgeräte unterschiedlicher Fabrikate zum Einsatz kamen.

Bei der Durchführung der Messung erwies sich dabei als wesentlich: Kalibrierung der Geräte (geräteabhängig), Berücksichtigung des Leerwerts (Verringerung des natürlichen Hintergrundes durch Messung in Gebäuden, Fernhalten von anderen Tieren und von belastetem Heu) sowie die Wahl geeigneter Meßpunkte am Tier.

Nachdem sich die Brauchbarkeit der Geräte rasch erwiesen hatte, wurden Anfang Oktober 1986 Lebendmessungen an Schlachthöfen, in denen wöchentlich 20 oder mehr Rinder einschließlich Kälber geschlachtet werden, angeordnet und bis Ende Juni 1987, nachdem das geringe Ausmaß der Kontamination weitere Messungen nicht mehr rechtfertigte, durchgeführt.

Zusätzlich zu Messungen an Rindern und Kälbern wurde aus Niederösterreich und der Steiermark auch über in ähnlicher Weise erfolgreich durchgeführte Messungen an Heuproben berichtet, aus Tirol auch über Messungen an Schafen. Teilweise wurden die Meßgeräte auch zur Abschätzung der Kontamination von Fleischproben in Fleischgroßmärkten verwendet.

4.7.4.2. Fütterungsversuche

In gemeinsam mit dem Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft und einigen seiner Bundesanstalten und Versuchswirtschaften durchgeführten Fütterungsversuchen (/UBA 1986/, /Henrich 1987/) an Kälbern, Kalbinnen, Maststieren, Milchkühen, Lämmern und Schweinen sollten einerseits die aus der Literatur bekannten Daten über Transferfaktoren und biologische Halbwertszeiten für Cäsium unter realen Fütterungsbedingungen überprüft und andererseits die Effektivität verschiedener Futterzusätze (vgl. /Giese 1971/, Mirna

1972/) für konkrete Viehhaltungsbedingungen bezüglich der Hemmung der Cäsiumaufnahme getestet werden.

Für diese Versuche erwies sich die Verwendung eines hochauflösenden transportablen Gammaskpektrometers mit nuklidspezifischer Analyse zur Abschätzung der Aktivität in Fleisch als zweckmäßig. Die Bestimmung der Milchkontamination erfolgte im Rahmen der routinemäßigen Laboruntersuchungen.

Die Ergebnisse dieser Fütterungsversuche bestätigen und ergänzen neuere Literaturwerte bezüglich Transferfaktoren und biologische Halbwertszeiten, wobei sich signifikante Unterschiede bei einzelnen Tieren ergaben.

Ermittelte Transferfaktoren sind in Tab.4.7.1., biologische Halbwertszeiten in Tab.4.7.2. wiedergegeben. Die physikalische Halbwertszeit kann für Cs-134 und Cs-137 gegenüber der biologischen Halbwertszeit vernachlässigt werden.

Die Wirksamkeit der getesteten Futterzusatzstoffe ist sehr unterschiedlich. Im allgemeinen ist der Effekt von Stoffen wie Berliner Blau, Kaliumhexacyanoferrat oder Ammoniumeisenhexacyanoferrat ("Giese-Salz"), durch die Cäsium im Magen-Darm-Trakt in Form unlöslicher Komplexe gebunden und sodann ausgeschieden wird, wesentlich größer als der von Tonmineralien (z.B. Bentonit, Bolus alba), an denen Cäsium nur adsorbiert wird.

Sehr gute Erfolge bezüglich der Ausscheidung von Radiocäsium wurden auch bei Einsatz von Ammoniumeisenhexacyanoferrat in kolloidal gelöster Form erzielt /Breitenhuber 1988/.

Tab. 4.7.1.: Transferfaktoren (Futter-Fleisch) einiger Tiere für Cäsium

$$TF = \frac{nCi/kg \text{ Fleisch}}{nCi \text{ tägl. Aufnahme}}$$

Tiergruppe	Futterart	TF experimentell	TF Literatur
Kälber	Milchaustauscher	0,12 - 0,45	0,004-0,42
Kalbinnen	Heu	0,016- 0,051	} 0,004-0,075
	Weide	0,027- 0,054	
Maststiere	Heupellets	0,007- 0,011	
Lämmer	Heu	0,7	
	Weide	0,95	
Schweine (Ferkel)	Molke	0,6	0,004-0,44

Tab.4.7.2.: Biologische Halbwertszeiten einiger Tiere für Cäsium (ohne Futtermittelzusatzstoffe)

Tiergruppe	Futterart	experimentell ermittelte biologische Halbwertszeit
		Tage
Kälber	Milchaustauscher	23,9 ± 3,4
Kalbinnen	Heu + Silagen	16,8 ± 3,2
Maststiere	Heupellets	27,4 ± 3,5
Lämmer	Heu	18,9 ± 2,2

4.7.4.3. Maßnahmen bezüglich Tierfütterung

Die wohl wirksamste Maßnahme zur Verringerung der Strahlenbelastung in den ersten Wochen betraf das Weideverbot und die Empfehlung zur Stallfütterung. Dadurch konnte insbesondere in den ersten Tagen die Kontamination der Milch gering gehalten werden. Dieses Fütterungsverbot war nur begrenzte Zeit, somit insbesondere nicht für die längerdauernde Phase der Cäsiumbelastung, durchführbar.

Bei Schweinen konnte durch das Molkefütterungsverbot die Belastung des in Österreich häufig verzehrten Schweinefleisches gering gehalten werden (s. Kap.4.6.6.1).

Nachdem Ende Mai und Anfang Juni die Heuernte unmittelbar bevorstand und in tieferen Lagen die Grassilage bereits eingebracht wurde, war bereits abzuschätzen, daß es bei der Verfütterung der Ernte im Winter zu Problemen kommen werde. Die österreichweit durchgeführten Futteruntersuchungen zeigten erhebliche Belastungsunterschiede auf. Seitens des Bundesministeriums für Land - und Forstwirtschaft wurden aufgrund der Fütterungsversuche detaillierte Fütterungspläne für Milchviehbetriebe, Rindermast, Schafhaltung und Schweinemast erstellt. Die Grundlage für diese Pläne bestand in:

- o) gezielter Einsatz gering oder nicht belasteter Futtermittel,
- o) Teilung der Futtermittel für Tiere in der Aufzucht und für Tiere mit Erzeugung von Marktprodukten,
- o) Ausnützung der biologischen Halbwertszeit,
- o) Einsatz von Futtermittelzusatzstoffen; dieser war allerdings im ersten Jahr nach dem Reaktorunfall auf den Einsatz der weniger wirksamen Tonerdeprodukte beschränkt, da bezüglich

der Komplexbildner vom Typ des "Giesesalzes" vorerst die Abklärung toxikologischer Fragen erforderlich war.

4.7.5. Klärschlamm

Mit den Abwässern wurden in die kommunalen Kläranlagen radioaktive Nuklide eingebracht, die teilweise im Klärschlamm zurückblieben.

Die Belastung der Klärschlämme stammte in der Anfangsphase hauptsächlich aus der Abschwemmung von Oberflächen später auch aus häuslichen Abwässern.

In Österreich wird ungefähr ein Drittel der ca. 3 Mio. m³ pro Jahr anfallenden Klärschlämme auf landwirtschaftliche Nutzflächen ausgebracht, wobei jedoch große regionale Unterschiede bestehen. Für die Ausbringung bestehen Empfehlungen bezüglich des Schwermetallgehalts, der maximalen Ausbringungsmengen und von Ausbringungsverboten auf bestimmte Flächen. Mit Hinblick auf die langfristige Radionuklidbelastung der Böden wurde die Ausbringung von kontaminierten Klärschlämmen auf landwirtschaftlich genutzte Flächen untersagt. Von der Festsetzung von Grenzwerten wurde seitens des BMGU insbesondere mit Rücksicht auf das dafür erforderliche Untersuchungsprogramm abgesehen. Abschätzungen durch Experten ergaben, daß belastete Klärschlämme vor allem in der Anfangsphase auftreten würden und daher Klärschlämme aus Abwässern der Monate Mai, Juni und Juli 1986 als radioaktiv kontaminiert zu betrachten seien.

Messungen an Klärschlämmen haben ergeben, daß hohe Belastungen tatsächlich nur aus Abwässern der ersten Wochen aufgetreten sind. Dabei traten Spitzenbelastungen bis ca. 1700 nCi/kg Cs-137

auf, wobei jedoch die überwiegende Zahl der Proben in den ersten Monaten im Bereich von 10 bis 30 nCi/kg lag (vgl. auch /Schneider 1986/, /Schneider 1987/); aus betrieblichen Gründen werden jedoch Kläranlagen zum Teil in großen Zeitintervallen geräumt, sodaß in manchen Fällen auch nach mehreren Monaten noch stärker belastete Klärschlämme vorlagen.

In höher belasteten Gebieten wiesen Klärschlämme mit 5% Trockensubstanz etwa ein Jahr nach dem Reaktorunfall noch ca. 1 nCi/l Cs-137 auf, nach Verarbeitung von Fäkalabwässern etwa 4 bis 7 nCi/l.

Entsprechend den regional unterschiedlichen Kontaminationsverhältnissen und Kläranlagensituationen wurden in einzelnen Bundesländern teilweise modifizierte Anordnungen bezüglich der Klärschlammasbringung getroffen, wobei teilweise Grenzwerte für die Ausbringung festgesetzt wurden.

Aus eingehenden Analysen ergab sich auch unter der Annahme ungünstiger Bedingungen (höherer Transfer aus Böden mit starkem Anteil organischen Materials, überproportionale Anreicherung von Strontium im Klärschlamm) kein Einwand gegen die Ausbringung von Klärschlämmen bis 10 nCi/kg Cs-137 bezogen auf 5% Trockensubstanz bei Einhaltung der Ausbringungsempfehlungen.

Regelungen bezüglich der Klärschlammasbringung wurden auch in einigen anderen Staaten getroffen, so in der Schweiz (Verminderung der Ausbringungsmengen in besonders betroffenen Gebieten), in Finnland (keine Ausbringung bis August 1986) und Schweden (Grenzwert von 20 kBq/kg, entsprechend 27 nCi/kg bei Klärschlämmen mit 5% Trockensubstanz). Seitens der Strahlenschutzkommission der BRD wurden Beschränkungen der Klärschlammasbringung nicht empfohlen.

Messungen an Klärschlämmen in Österreich (Tab.4.7.3., /Mück 1988/) wie in der BRD /Gans 1986/ haben gezeigt, daß es zu keiner im Vergleich zu Cäsium überproportionalen Strontiumanreicherung in Klärschlämmen kommt.

Tab.4.7.3.: Sr-90/Cs-137-Verhältnis in verschiedenen Klärschlammproben nach /Mück 1988/

Probe	Aktiv. konz. Frischsubstanz (nCi/kg)		in Asche- gehalt (%)	Sr-90/Cs-137 (%)
	Cs-13	Sr-90		
1	4.22±0.23	0.026±0.003	17.7	0.62±0.09
2	53.19±2.7	0.110±0.006	32.1	0.21±0.02
3	61.91±3.1	0.345±0.009	31.9	0.56±0.03
Mittelwert				0.46±0.22

5. MASSNAHMEN ZUR DOSISBEGRENZUNG

5.1. Grundlagen

Die Grundlagen der behördlichen Überwachung der Umwelt auf radioaktive Verunreinigungen sowie von Schutz- und Sicherungsmaßnahmen sind im IV. Teil des Strahlenschutzgesetzes festgelegt. Dem in Anbetracht der Seltenheit derartiger Ereignisse nicht im Detail vorhersehbaren Verlauf entsprechend sind die Anweisungen des Gesetzes bezüglich der zu treffenden Maßnahmen allgemein gehalten.

Auf die Strahlenbelastung infolge des Reaktorunfalls waren die Bestimmungen der Strahlenschutzverordnung (Verordnung zu den Teilen I bis III des Strahlenschutzgesetzes) nicht anzuwenden. Diese ist vornehmlich auf Belange des Arbeitnehmerschutzes ausgerichtet, berücksichtigt aber auch den Schutz von Einzelpersonen der Gesamtbevölkerung, die einer derartigen Strahlenbelastung ausgesetzt sind, selbst jedoch nicht beruflich mit Strahlung zu tun haben.

Wenngleich schon die ersten Beurteilungen des Vorfalls durch Experten klar ergaben, daß keine Gefahr für akute Strahlenschäden gegeben war, sollte doch entsprechend dem Minimierungsprinzip des Strahlenschutzgesetzes die Belastung möglichst niedrig gehalten werden; dies umso mehr, als von dem Vorfall die gesamte Bevölkerung betroffen und eine entsprechend hohe Kollektivdosis zu erwarten war.

Da schon die ersten Situationsbeurteilungen zeigten, daß die Belastung hauptsächlich über die Nahrung erfolgen würde und sich hier auch die Möglichkeit von Dosisreduktionen ergab, konzentrierten sich die Maßnahmen vor allem auf den Bereich Nahrungsmittel. Es war daher die Absicht, durch entsprechende Begrenzung der Jahresaktivitätszufuhr der einzelnen Nuklide die in der Strahlen-

schutzverordnung für Einzelpersonen der Gesamtbevölkerung vorgesehenen Dosisgrenzwerte (Ganzkörpergrenzwert 167 mrem pro Jahr, Schilddrüsengrenzwert 1000 mrem pro Jahr) einzuhalten, wobei auch die Beiträge aus externer Strahlung und Inhalationsbelastung miteinzubeziehen waren. Dabei waren kritische Bevölkerungsgruppen (Säuglinge, Kinder, werdende und stillende Mütter) besonders zu berücksichtigen.

Die Einhaltung dieser Zielvorgabe war zunächst keineswegs gesichert. Von den Dosisgrenzwerten der Strahlenschutzverordnung ausgehend wurden daher für die Leitnuklide I-131 und Cs-137 Aktivitätskonzentrationswerte für die wichtigsten Lebensmittel abgeleitet, wobei die jährlichen Verzehrsmengen bei Risikogruppen, die Beiträge weiterer Nuklide (insbesondere Cs-134) sowie auch die realen Möglichkeiten zur Belastungsreduktion berücksichtigt wurden.

Mit der Grenzwertfestlegung wurde zusätzlich sichergestellt, daß neben der Verringerung der statistischen Durchschnittsbelastung auch die Dosis von Einzelpersonen begrenzt und Spitzenbelastungen vermieden wurden. Um jedes Risiko auszuschalten, wurden für Säuglings- und Kleinkindernahrung extrem niedrige Grenzwerte festgesetzt.

Im internationalen Vergleich liegen die österreichischen Grenzwerte, mit Ausnahme derer für Säuglingsnahrung, etwa im Bereich der von einer Arbeitsgruppe der FAO erarbeiteten Werte und in mehreren Fällen etwas niedriger als die entsprechenden Festsetzungen der Europäischen Gemeinschaft. Im Gegensatz zu den erwähnten Regelungen wurden in Österreich für verschiedene Lebensmittelgruppen unterschiedliche Grenzwerte festgesetzt. Damit konnte durch bessere Anpassung an die österreichischen Kontaminationsgegebenheiten und Verzehrsgewohnheiten dem Prinzip der Schadensminimierung verstärkt Rechnung getragen werden, allerdings zu Lasten der ein

fachen Übersichtlichkeit.

Prinzipiell müssen Grenzwerte als Maßnahmenhilfsmittel zur Reduktion der Gesamtdosis betrachtet werden; sie stellen keine Grenze zwischen "gefährlos" und "gefährlich" dar. Auch der ausnahmsweise Verzehr von Lebensmitteln mit überhöhten Werten stellt noch keine Gefährdung dar.

Die festgelegten Grenzwerte (Tab. 5.1.) sind formal noch immer in Kraft, obwohl Überschreitungen in der Regel nicht mehr auftreten. Diese Grenzwerte sind ausschließlich auf die nach dem Reaktorunfall vorliegende Belastungssituation bezogen und müssen bei anderen Anlaßfällen den geänderten Voraussetzungen (z.B. der anderen Nuklidzusammensetzung) angepaßt und entsprechend neu festgelegt werden.

Die wichtigsten Maßnahmen, die seitens der Behörden zur Minimierung der Strahlenbelastung für die Bevölkerung getroffen wurden, betrafen insbesondere:

1) die Tierfütterung (z.B. Weide-, Grünfütterungs- und Molkefütterungsverbot, Rauhfutteraktionen, Erstellung von Fütterungsplänen, Belastungsmessungen an Heu, Untersuchungen über Futtermittelzusatzstoffe zur beschleunigten Cäsiumausscheidung),

2) die Milchverarbeitung (Selektion von gering belasteter Milch zu Trinkzwecken und Verarbeitung höher belasteter Milch zu Milchprodukten unter Ausnützung der mit der Verarbeitung verbundenen Dekontaminierung),

3) das Fernhalten besonders belasteter Produkte vom Markt (Grenzwertkontrollen, Importregelungen, Verkaufsverbot, Schonzeitverlängerung für Wild)

4) Warnung vor dem Verzehr bestimmter hochbelasteter Produkte

Tab.5.1.: Grenzwerte für die radioaktive Belastung von Lebensmitteln, gültig seit 18.9.1986. Werte pro Kilogramm oder Liter.

Kinder- und Säuglingsnahrungsmittel bezogen auf das genußfertig zubereitete Produkt.	0,3	nCi Cs-137
Vollmilch, Sauermilch, Joghurt und ähnliche Milcherzeugnisse, Frischkäse einschl. Topfen. Gilt auch für Schaf- und Ziegenmilch und die entsprechenden Produkte daraus. Bei Trockenmilch und Kondensmilch bezogen auf die vorgesehene Verdünnung.	5	nCi Cs-137
	5	nCi J-131
Hartkäse, Schnittkäse, Weichkäse, Sauermilchkäse, Schmelzkäse, auch aus Schaf- oder Ziegenmilch.	16	nCiCs-137+Cs-134
Obst, Gemüse, Pilze und Erzeugnisse aus diesen Lebensmitteln.	3	nCi Cs-137
	2	nCi J-131
<p>An Betriebe zur Weiterverarbeitung (z. B. für Marmelade, Fruchtsaft oder Obstsirup) kann auch stärker kontaminiertes Obst abgegeben werden. Die Verarbeitungsprodukte dürfen den Grenzwert nicht überschreiten. Für Obstsirup ist die vorgesehene Rückverdünnung zu berücksichtigen. Bei Erzeugnissen aus Obst, Gemüse oder Pilzen, die im Zuge eines Trocknungs- oder sonstigen Verarbeitungsvorganges durch Wasserentzug eine Aktivitätskonzentration erfahren haben, darf der Grenzwert durch Rückrechnung auf den durchschnittlichen Wassergehalt der Ausgangsware nicht überschritten werden.</p>		

Tab.5.1. Fortsetzung

Nüsse (Walnüsse), Haselnüsse und anderes Schalenobst (ohne Schale).	16	nCiCs-137+Cs-134
Fleisch, Innereien und anderer genießbarer Schlachtanfall von Geflügel und Schweinen (ausgenommen Wildschweine) sowie totes Geflügel.	5	nCiCs-137+Cs-134
Fleisch, Innereien und anderer genießbarer Schlachtanfall von anderen Tieren als vorstehend genannt (außer von Wild).	16	nCiCs-137+Cs-134
Die beiden letztgenannten Grenzwerte gelten auch für Fleischwaren, entsprechend der verwendeten Ausgangsware, unter Berücksichtigung des Herstellungsverfahrens (z.B. Abtrocknung).		
Honig	16	nCiCs-137+Cs-134
Trinkwasser (Richtwerte)	0,1	nCiJ-131
	0,05	nCi Cs-137
	0,002	nCi Sr-90

Tab.5.2.: Entwicklung der Lebensmittelgrenzwerte

Vollmilch, Sauermilch, Joghurt und ähnliche Milcherzeugnisse:

- ab 2.5. 10 nCi J-131; nach Möglichkeit sollen nur Produkte bis zu 5 nCi in den Handel gebracht werden.
- ab 26.5. 5 nCi J-131
- ab 19.5. 2 nCi Cs-137; der Grenzwert ist so zu handhaben, daß er möglichst nicht überschritten wird.
- ab 31.5. 5 nCi Cs-137; nach Möglichkeit sollen nur Produkte bis zu 2 nCi in den Handel gebracht werden.
- ab 17.7. Für Schaf- und Ziegenmilch und Produkte daraus gelten dieselben Grenzwerte wie für Kuhmilch und deren Produkte.

Kinder-, Säuglingsnahrung (eßfertige Zubereitung):

- ab 23.5. 0,3 nCi Cs-137

Käse:

- ab 7.5. Verbot des Verkaufs von Schafmilch, Ziegenmilch und Produkten daraus, Ausnahmen ab 14.5.
- ab 31.5. 10 nCi Cs-137 + Cs-134 für Schnittkäse, Weichkäse, Sauermilchkäse, Schmelzkäse, Frischkäse einschl. Topfen.
- ab 6.6. 16 nCi Cs-137 + Cs-134 für Hartkäse, Schnittkäse, Weichkäse, Sauermilchkäse, Schmelzkäse.
- ab 9.6. 5 nCi Cs-137 Frischkäse einschl. Topfen
- ab 17.7. Für Schaf- und Ziegenmilch und Produkte daraus gelten dieselben Grenzwerte wie für Kuhmilch und deren Produkte.

Tab.5.2. / Fortsetzung

Gemüse, Obst, Pilze und Erzeugnisse daraus:

- 5.5. - 22.5. Verkaufsverbot von Frischgemüse
- ab 20.5. Aufhebung des Verbots für Salat
- ab 23.5. 5 nCi J-131
- ab 5.6. 3 nCi Cs-137 für Obst, Gemüse, Pilze und
2 nCi J-131 Erzeugnisse daraus
- ab 26.6. 10 nCi Cs-137 können für Ribisel gestattet
werden, wenn sie an Betriebe verkauft wer-
den, die daraus Marmelade, Fruchtsaft oder
Fruchtsirup erzeugen.
- 18.9. 16 nCi Cs-137 + Cs-134 Nüsse (Walnüsse), Hasel-
nüsse und anderes Schalenobst (ohne Schale)

Fleisch:

- ab 3.6. 5 nCi Cs-137 + Cs-134
Für Fleisch, Innereien und anderen genießbaren
Schlachtenfall von Geflügel und Schweinen (aus-
gen. Wildschweine) sowie totes Geflügel.
- ab 3.6. 15 nCi Cs-137 + Cs-134
- ab 9.6. 16 nCi Cs-137 + Cs-134
Für Fleisch, Innereien und anderen genießbaren
Schlachtenfall von anderen Tieren als vorste-
hend genannt, einschl. Wildschweine, Hasen, Ka-
ninchen, Federwild und anderem Wild.
- Fleischwaren entsprechend der verwendeten Aus-
gangware und dem Herstellungsverfahren (Ab-
trocknung).
- ab 15.7. Die Grenzwerte für Wildbret werden aufgehoben.

Honig:

- ab 9.6. 16 nCi Cs-137 + Cs-134

(z.B. bestimmte Pilzsorten)

5) Vermeiden zusätzlicher Bodenkontaminationen durch Unterbinden der Ausbringung von belastetem Klärschlamm.

6) Anweisungen für Personen, die aufgrund ihrer beruflichen Tätigkeit besonderen Belastungen ausgesetzt sind (v.a. Arbeiten beim Wechseln von Klimaanlagefiltern)

Über den reinen Gesundheitsaspekt hinaus kam den angeführten Maßnahmen angesichts der im internationalen Vergleich relativ hohen Belastung Österreichs eine wichtige Funktion bezüglich der Akzeptanz der österreichischen landwirtschaftlichen Produkte bei in- und ausländischen Verbrauchern zu.

Die Einhaltung der Grenzwerte der Strahlenschutzverordnung war zunächst keineswegs gesichert. Die Analysen der Strahlenbelastung ergeben jedoch eine sehr zufriedenstellende Bewältigung der Zielvorgabe. Wenngleich insbesondere für Einzelpersonen mit extremen Verzehrsgewohnheiten in hochbelasteten Gebieten bei Mißachtung von Empfehlungen Überschreitungen nicht ausgeschlossen werden können, blieb doch die Bevölkerung im Durchschnitt weit unterhalb der vorgesehenen Dosisgrenzen, wodurch die Kollektivdosis gering blieb.

5.2. Ablauf des Vorfalles

Nach den ersten Messungen über den Reaktorunfall in Tschernobyl aus Schweden am 28.4.1986 wurden am 29.4.1986 vormittags nähere Daten über die Kontamination in Schweden und Finnland von den Strahlenschutzinstituten dieser Länder eingeholt. Dabei wurden aus Schweden erste Hinweise auf einen Brand des Reaktors in der UdSSR bekannt. Wegen der kontinuierlichen Emission von Spaltprodukten war trotz der in der ersten Phase vorliegenden Nordströmung eine Kontamination Österreichs nicht mit Sicherheit auszuschließen. Daher wurden die Meßprogramme zur Radionuklidbestimmung in Österreich intensiviert.

Am frühen Nachmittag des 29. 4. 1986 zeigte das Strahlenfrühwarnsystem signifikante Erhöhungen der Ortsdosisleistung um einige Mikrorem, die nicht aus Schwankungen der natürlichen Strahlung erklärbar waren, im nördlichen und östlichen Niederösterreich an. Um etwa 13:30 Uhr wurden am Atominstitut der Österreichischen Universitäten in Wien eine Erhöhung der externen Dosisleistung um etwa die Hälfte des Normalwertes registriert. Daraufhin wurden Kontakte zu Meßlaboratorien und Warnzentralen aktiviert und die Beprobung von Milch im nördlichen Niederösterreich angeordnet.

Am Nachmittag des 29.4.1986 wurden vom Umweltbundesamt am Flughafen Wien-Schwechat an der Kursmaschine aus Moskau durch Wischproben gammaspektroskopisch Spaltprodukte nachgewiesen. Das an den Tragflächen beim Landeanflug kondensierte Eiswasser erwies sich bei der Untersuchung durch Flüssigszintillation ebenfalls als stark kontaminiert, enthielt jedoch keine größeren Anteile an Strontium oder Plutonium. Filter von einem Aerosolsammler in Wien-Hohe Warte, der von 11:40 Uhr bis 14:25 Uhr besaugt worden war, zeigten ebenfalls größere Mengen an Spaltprodukten. Weitere Filter zeigten, daß sich die Konzentration der Radionuklide in der Nacht vom 29.4.1986 auf den 30.4.1986 mit einer kurzen Unterbrechung laufend erhöhte.

Auch im Forschungszentrum Seibersdorf wurden bereits am Nachmittag des 29.4.1986 erhöhte Spaltproduktkonzentrationen in der Luft festgestellt. Aufgrund von Rundfunkmeldungen wurde im Österreichischen Forschungszentrum Seibersdorf der große Aerosolsammler des Gesundheitsministeriums in Betrieb genommen, wodurch innerhalb einiger Tage eine genauere Bestimmung von Strontium und Plutonium ermöglicht wurde.

Am späten Nachmittag des 29.4.1986 herrschte im gesamten Raum des nördlichen und östlichen Niederösterreich Pegel 1 des Strahlenfrühwarnsystems (geringfügige Überschreitungen des Durchschnittswertes bis 30 Mikroröntgen/h). In der Folge war auch das Burgenland betroffen. Gegen 20 Uhr traten infolge des Auftretens von Niederschlägen Erhöhungen im steirisch-niederösterreichischen Grenzgebiet auf, wobei Pegel 2 (30 bis 100 Mikroröntgen/h) erreicht wurde. Kontakte zu Warnzentralen und Militärkommanden der Länder, in denen Pegel 2 während der Nacht erreicht wurde, wurden hergestellt.

Nach dem Auftreten von Pegel 3 in den Morgenstunden des 30. 4. 1986 in Kärnten bei ansteigender Tendenz, wurde dort Kindern und Schwangeren über den ORF empfohlen, in geschlossenen Räumen zu bleiben. Nach Vorliegen näherer Informationen konnte diese Warnung nach wenigen Stunden aufgehoben werden.

Im Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz wurden am Vormittag des 30.4.1986 Experten zu einer Krisenstabsitzung einberufen. Deren Situationsanalysen ergaben, daß an keinem Ort Österreichs durch äußere Strahlung oder Atemluft Gefahr bestehe.

Als problematisches Nuklid wurde I-131 erkannt. Vor der Einnahme jodhaltiger Präparate wurde gewarnt und abgeraten. Die Beprobung von Milch wurde weiter intensiviert, wobei Proben schon am 30.4. 1986 mit Hubschraubern in die zentralen Labors in Wien gebracht wurden. Über die Situation und die getroffenen Maßnahmen wurde die Öffentlichkeit über die Medien unverzüglich informiert.

Die höchste Aktivität der Aerosole in Österreich wurde in Wien in den Mittagsstunden des 30.4. 1986 erreicht. Am Spätnachmittag erfolgten erste Warnungen vor dem Genuß von Frischgemüse, dem Weiden und der Grünfütterung von Milchvieh sowie vor Staubkontakten. Ein Telephonauskunftsdienst im Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz wurde eingerichtet. Im Laufe des 30. 4. 1986 zeigte das Strahlenfrühwarnsystem bereits in ganz Österreich erhöhte Werte.

In der Nacht zum 1.5.1986 wurde zunächst eine Verschlechterung der Situation befürchtet. Ab 30.4.1986 20:00 Uhr sanken allerdings die Werte der Luftaktivität im Raum Wien stark ab; da auch eine Änderung der Windrichtung von Nordost auf Süd vorausgesagt und sich Meldungen über einen Schaden an einem weiteren Reaktorblock des Kernkraftwerkes Tschernobyl als falsch herausstellten, konnte jedoch auf die Empfehlung, am 1. Mai (Staatsfeiertag) die Häuser nicht zu verlassen, verzichtet werden.

Starke Regenfälle in den Morgenstunden des 1.5.1986, insbesondere im oberösterreichischen und salzburgischen Alpenvorland, führten zu einem starken Ansteigen der Gammadosisleistungsmeßwerte im Strahlenfrühwarnsystem, wobei an einigen Stellen etwa 250 Mikroröntgen/h (Bereich des Pegels 3) erreicht wurden. Dagegen wurden in Niederösterreich, Wien, Burgenland und Vorarlberg vergleichswei-

se geringe Werte registriert. Die Niederschläge führten naturgemäß nicht zu einer Erhöhung der Belastung in der Luft, verschärften jedoch die Situation im Bereich der Lebensmittel. Seitens des BMGU wurde daher insbesondere vor dem Kontakt mit Pfützen und dem Trinken von Regenwasser aus Zisternen gewarnt und empfohlen, die Grünfütterung und das Weiden von Tieren zu unterlassen. Es wurde empfohlen, Gemüse vor dem Genuß gründlich zu waschen.

Durch das Bundesheer wurden Lebensmittelproben transportiert, ferner ABC-Spüreinätze sowie die Dekontamination von Fahrzeugen an den Grenzübertrittsstellen durchgeführt, später auch Fachpersonal für die Probenuntersuchungen zur Verfügung gestellt. Feuerwehren, Zollwachen und Gendarmerien waren ebenfalls bei Kontrollen und Dekontaminationen an Grenzübertrittsstellen beteiligt.

Mit Hubschraubern des Bundesheeres und des Innenministeriums wurden täglich mindestens 700 Milchproben in die Labors (Umweltbundesamt Wien und Linz, Bundesanstalt für Lebensmitteluntersuchung und -forschung in Wien und Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf) gebracht und dort analysiert, wobei alle 214 Molkereien erfaßt wurden. Später konnten Proben Transporte durch die Aktivierung weiterer Meßlabors in den Bundesländern verringert und dadurch Verzögerungen in der Auswertung vermieden werden.

Am 2.5.1986 wurde von einer Expertengruppe im Gesundheitsministerium ein Grenzwert für Iod-131 in der Milch festgesetzt. Demnach durfte Milch mit mehr als 10 nCi I- 131/l nicht als Frischmilch in den Verkehr gebracht werden, vorzugsweise war Milch mit weniger als 5 nCi/l einzusetzen.

Am Samstag, den 3.5.1986, fand die erste Koordinationsbesprechung mit Vertretern der Ämter der Landesregierungen statt. Die

laufenden Kontrollen der Frischmilch ergaben vorerst nur in wenigen Fällen Überschreitungen des festgelegten Grenzwertes. Die Länder wurden angewiesen, in diesen Fällen die Milchauslieferung zu verbieten und, dem Beispiel der Steiermark folgend, die Fütterung mit Grünfutter vorläufig zu untersagen. Weiters wurden die Landeshauptmänner angewiesen, Einfuhrverbote für Milch, Milcherzeugnisse, Frischobst bzw. Frischgemüse aus Bulgarien, Polen, Rumänien, der CSSR, der UdSSR und aus Ungarn vom 4.5.1986 bis 15. 5.1986 zu erlassen. Diese Einfuhrverbote wurden am 6.5. 1986 auf Italien und Jugoslawien, am 7.5.1986 auf Albanien, Griechenland und die Türkei ausgedehnt, später bis 22.5. 1986 verlängert und dann durch eine Grenzwertregelung ersetzt.

Vom Direktkauf von Frischmilch am Bauernhof wurde dringend abgeraten.

Am Sonntag, den 4.5.1986, wurden die Landeshauptmänner abermals nachdrücklich aufgefordert, das Weiden und Füttern von Milchvieh mit frischem Grünfutter zu verbieten. Wo eine Trockenfütterung nicht möglich sei, solle die Milch gegenüber der Molkerei deklariert werden.

Vor dem Genuß von Schaf- und Ziegenmilchprodukten wurde gewarnt.

In einer zusammenfassenden Situationsdarstellung empfahl das BMGU am 5.5.1986, trotz der Abnahme der mit dem Strahlenfrühwarnsystem gemessenen Ortsdosisleistung, die empfohlenen Vorsichtsmaßnahmen weiter einzuhalten, um die Belastungen auf ein Minimum zu reduzieren. Vom Verzehr von Frischgemüse wurde abgeraten. Auf die Unbedenklichkeit des Trinkwassers und die Versorgung mit unbedenklicher, geprüfter Frischmilch wurde hingewiesen.

Der Verkauf von im Inland in Freikulturen gezogenem Blattgemüse (insbesondere Spinat, Salat, Kochsalat, Kraut, Kohl), Karfiol, Hülsenfrüchten und Tomaten wurde am 6.5. 1986 aufgrund der Belastungssituation und der Tatsache, daß nach dem Eindringen der Radionuklide in die Blattoberflächen ein Abwaschen nicht mehr zielführend war, verboten, außer an Betriebe, die aus diesen Gemüsen Tiefkühlkost oder Konserven herstellen. Diese Betriebe verpflichteten sich zu einer Kontrolle vor der Auslieferung der Ware. Das Verkaufsverbot wurde am 15.5. 1986 bis zum 22. 5. 1986 verlängert und dann durch eine Grenzwertregelung ersetzt.

In einer Sitzung am 7.5.1986 im Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz mit den Landeshauptmännern wurde auf dringendes Ersuchen einiger Landeshauptmänner vereinbart, die in einigen Bundesländern bereits verfügten Verbote der Grünfütterung und des Weidens von Vieh aufzuheben. Es wurde aber dringend empfohlen, Milchkühe soweit als möglich nicht mit Grünfutter zu versorgen.

Lastkraftwagen und Eisenbahnzüge aus Polen, Rumänien und der UdSSR wurden durch das Bundesheer an den Grenzübertrittsstellen stichprobenweise auf äußere radioaktive Verunreinigung überprüft und im Falle starker Kontamination dekontaminiert.

Der Verkauf von Schaf- und Ziegenmilch sowie von Schaf- und Ziegenkäse wurde am 8.5.1986 verboten, konnte jedoch ab 15.5.1986 wieder erfolgen, wenn sichergestellt war, daß keine radioaktive Kontamination vorlag. Ab 17.7. 1986 unterlagen diese Produkte den entsprechenden Grenzwerten für Milch- und Milchprodukte.

Am 12.5.1986 wurde in den Bezirken Salzburg Stadt und Hallein die Molkefütterung verboten. In Tirol wurde Salat, der jedoch bei

der Ernte eine Lage höher zu schneiden war, zum Verkauf freigegeben.

Die Kontrolle und Dekontamination ausländischer Fahrzeuge für den Gütertransport an der österreichischen Grenze wurde am 14.5. 1986 bis einschließlich 22.5. verlängert.

Mit der Verlängerung des Gemüseverkaufsverbotes (bis 22. 5. wurde) am 15.5.1986 wurde nochmals klargestellt, daß Gemüse unter Folienvlies oder unter Tunnel als Freilandgemüse anzusehen sei.

Am 16.5.1986 wurden die Schonzeiten für Wild bis 1.6. 1986 verlängert und die Einfuhr von Wild aus europäischen Staaten und der UdSSR verboten. Die Schonzeit bzw. das Wildabschußverbot wurden später verlängert, ab 11.6.1986 wurde den Landeshauptleuten freigestellt, das Wildabschuß- und Verkaufsverbot aufzuheben, wenn die Einhaltung der dann geltenden Grenzwerte sichergestellt war. Die Beschränkungen des Imports oder Verkaufs von Wildpret (samt den festgelegten Grenzwerten) wurden am 15.7.1986 aufgehoben, wobei zugleich darauf hingewiesen wurde, daß Wildpret von Erwachsenen in der üblichen kleinen Verzehrmenge ohne Bedenken gegessen werden könne, daß aber die Risikogruppen Schwangere, stillende Mütter, Kleinkinder und Kinder Wildpret nur sehr selten verzehren oder vom Verzehr Abstand nehmen sollten.

Seitens des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz wurde am 16.5.1986 ferner die Empfehlung ausgesprochen, Molke nicht zu verfüttern.

Aufgrund der stark abgesunkenen Belastungswerte konnte das Verkaufsverbot für Salat aus Freilandkulturen am 20.5. 1986 aufgehoben werden.

Die Empfehlung, die Grünfütterung von Milchvieh noch möglichst lange zu vermeiden, wurde vom Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz am 21.5.1986 wiederholt. Mit Hinblick auf die Cäsiumbelastung wurde weiters empfohlen, den 1. Grasschnitt möglichst früh vorzunehmen und getrennt zu lagern, sowie mit dem Almauftrieb bis zum Vorliegen weiterer Untersuchungsergebnisse zuzuwarten.

Am 23.5.1986 wurde eine Verordnung nach dem Lebensmittelgesetz erlassen, nach der von den Einfuhrbeschränkungen betroffene Lebensmittel eingeführt werden durften, wenn eine Unbedenklichkeitsbescheinigung vorlag. In den folgenden Tagen wurden Grenzwerte für radioaktive Belastung einzelner Lebensmittelgruppen vom Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz festgelegt. Diese Einfuhrbeschränkungen wurden am 11. 6. 1986 aufgehoben.

Obwohl Schweinefleischproben noch keine erhöhte Radioaktivität zeigten, warnte das BMGU am 27.5.1986 und am 28. 5. 1986 nachdrücklich vor der Verwendung von Molke als Futtermittel.

Im Land Salzburg wurde am 31.5.1986 die Abgabe von Molke für Fütterungszwecke verboten. Seitens des BMGU wurden am 2.6.1986 die Landeshauptmänner angewiesen, die Molkefütterung zu untersagen; dieses Verbot mußte jedoch am 4. 6. 1986 aufgrund von Einsprüchen zunächst aufgehoben werden, trat dann am 12.6.1986 in Kraft. Am 23. 6.1986 wurden dazu Ausnahmeregelungen ermöglicht (Maximalwert von 1 nCi Cs-134+137/kg Molke bzw. Magermilch, Einhaltung des Fleischgrenzwertes).

In einer Zusammenfassung zur Strahlensituation am 16.6.1986 wurde insbesondere vor Wildpilzen gewarnt und empfohlen, Säuglinge

in der nächsten Zeit mit Säuglingsnahrung, Kinder bis zum Schulalter sowie werdende und stillende Mütter nicht ausschließlich mit Milch sondern mit ausgewogener Mischkost zu ernähren.

Im Juni 1986 liefen Forschungsprogramme mit dem Ziel an, den Landwirten konkrete Hinweise zu geben, wie sie den Schaden gering halten können. Dazu wurden Fütterungsversuche unternommen und Methoden zur Messung der Belastung am lebenden Tier erarbeitet.

Aufgrund der Meßergebnisse an Pilzen wurde am 2.7.1986 empfohlen, den Genuß von selbstgesammelten Wildpilzen auf maximal 1 kg pro Monat zu beschränken.

Nach dem deutlichen Rückgang der Milchbelastung wurde am 4.7.-1986 die Zahl der täglich untersuchten Milchproben reduziert.

In der Zusammenfassung zur Strahlensituation vom 8.7.1986 wurde für höher belastete Gebiete empfohlen, Obst aus eigener Ernte an Kinder nur in beschränktem Umfang zu verabreichen. Ausgenommen in den Bundesländern Oberösterreich und Salzburg galt der Ab-Hof - Verkauf von Milch wieder als unbedenklich.

Am 17.7.1986 wurde das Aufbringen von radioaktiv kontaminiertem Klärschlamm auf landwirtschaftlich genutzte Flächen verboten.

Für Nüsse (Walnüsse), Haselnüsse und anderes Schalenobst wurde am 18.9.1986 ein Grenzwert von 16 nCi Cs-137 + Cs-134 pro kg (ohne Schale) festgelegt.

Im Sommer 1986 wurde zur Vorbereitung von Fütterungsplänen für den Winter ein Meßprogramm an Futtermitteln durchgeführt.

Vom Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz wurden am 3.10.1986 Strahlenmessungen an lebenden Rindern vor der Schlachtung mit einer während der Sommermonate entwickelten Meßmethode angeordnet. Diese Untersuchungen wurden bis 30.6.1987 durchgeführt.

Aufgrund der Ergebnisse der Fütterungsversuche und Futtermittelbelastungsmessungen wurden im Herbst 1986 seitens des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft Fütterungspläne für die Wintermonate erstellt und ein Programm zur Versorgung hochbelasteter Gebiete mit unbelasteten Futtermitteln eingeleitet.

Im November 1986 veröffentlichte das Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz einen vorläufigen Bericht "Tschernobyl und die Folgen für Österreich".

Zur Erfassung des Anstiegs der Milchbelastung aufgrund der Winterfütterung wurde Anfang Dezember 1986 die Beprobung von Milch wieder intensiviert und ein Minimierungsprogramm insbesondere für Schulmilch eingeleitet. Aufgrund der günstigen Entwicklung der Belastungssituation konnte die intensive Beprobung Mitte Jänner 1987 wieder eingeschränkt werden. Mit dem Ende der Winterfütterung sank die Milchbelastung stark ab.

Zur Kontrolle der Belastungssituation wurden im Juni 1987 Kalbfleischproben gezielt untersucht. In den Folgemonaten ging auch die Belastung von Fleisch zurück.

Empfehlungen im Sommer 1988 betrafen nur mehr die Beschränkungen des Genusses von Wildpilzen und Wildpret.

6. ERMITTLUNG DER STRAHLENDOSIS

6.1. Einleitung

Die bisherigen Abschnitte des vorliegenden Berichtes zeigen, daß über die Strahlenbelastung in Österreich in der Folge des Reaktorunfalls umfangreiches Datenmaterial vorliegt, so daß Personendosiswerte relativ genau ermittelt werden können.

Selbstverständlich ist eine Abschätzung der Personendosis, die aufgetreten wäre, wenn keine behördlichen Maßnahmen zum Schutz der Bevölkerung vor der Strahlenbelastung gesetzt worden wären, nicht mit der gleichen Genauigkeit möglich.

Die hier durchgeführten Abschätzungen umfassen die Belastungspfade über äußere Strahlung, Inhalation und Ingestion. Die Submersionsbelastung (externe Bestrahlung bei Aufenthalt in der radioaktiven Wolke) blieb unbedeutend (weniger als 1 mrem). Die für die Inhalation bedeutendsten Nuklide sind I-131, Ru-106 und Te-132, für die Ingestion I-131, Cs-134 und Cs-137. Davon ist I-131 nur für den ersten Monat nach dem Fallout von Bedeutung. Der Beitrag weitere Nuklide, wie Sr-90 wird ebenfalls kurz behandelt.

Um die Belastung durch mehrere Nuklide nebeneinander berücksichtigen zu können, wurde neben der Berechnung von Organdosen für das jeweils kritische Organ (z.B. Schilddrüse durch I-131, Te-132, Cs-137 ua) auch eine Berechnung der Effektivdosis nach ICRP vorgenommen. Die Effektivdosis ist die Summe der gewichteten Organdosen. Der Gewichtungsfaktor setzt das Risiko aus der Organbelastung mit dem Risiko einer Ganzkörperbelastung in Beziehung; er beträgt z.B. für die Schilddrüse 0,03, für das rote Knochenmark 0,12. Das heißt, daß eine Schilddrüsendosis von 33 mrem hinsichtlich des Krebssterberisikos einer Ganzkörperbelastung von 1 mrem entspricht.

Für Kinder wurden die Gewichtungsfaktoren der ICRP beibehalten. Die exakte Zulässigkeit dieser Annahme ist Gegenstand internationaler Fachdiskussionen. Die Annahme unterstellt zwar nicht gleiche Risikofaktoren für Kinder und Erwachsene, geht jedoch davon aus, daß sich das Risiko des betreffenden Organs im Verhältnis zum Risiko bei Ganzkörperbestrahlung bei Kindern und Erwachsenen nicht wesentlich unterscheidet. Diese Annahme erscheint für die Zwecke der gegenständlichen Übersicht vertretbar, zumal bei der Ermittlung von Effektivdosen aus Organdosen fast ausschließlich die Schilddrüsensdosen betroffen sind.

Regionale Unterschiede der Belastungen erfolgten in den einzelnen Gebieten durchaus nicht für alle Belastungspfade gleich. Daher wurde in der Regel von Mittelwerten ausgegangen. Dies ist gerechtfertigt, da die Belastungen im Einzelfall allgemein gering geblieben sind, direkte Strahlenschäden somit keineswegs zu befürchten waren und daher die Ermittlung von Kollektivdosen im Vordergrund steht.

Die vorliegende Dosisabschätzung versucht, eine möglichst realistische Abschätzung nach dem gegenwärtigen Stand der Strahlenschutzliteratur unter besonderer Berücksichtigung der verschiedenen Altersgruppen vorzunehmen. Die Ermittlung beruht auf rein dosimetrischer Basis. Die erhöhte Strahlenempfindlichkeit des kindlichen Gewebes bleibt davon unberührt. Die Dosisermittlung stellt hingegen die Grundlage für eine Risikoabschätzung dar.

Betrachtet werden die Belastungspfade "externe Strahlung" (Berechnungen werden vor allem aufgrund der umfangreichen Daten aus dem Strahlenfrühwarnsystem durchgeführt), "Inhalation" (Berechnun-

gen aufgrund von Aktivitätsmessungen in der Luft) sowie "Ingestion" (Berechnungen über Belastungsdaten von Lebensmitteln). Unabhängig von der mit Hilfe von Aufnahmerechnungen durchgeführten Abschätzung der Ingestionsdosis erlauben Ganzkörpermessungen Aussagen über tatsächlich erfolgte Belastungen.

Ein Vergleich mit den Ergebnissen im "Vorläufigen Bericht Tschernobyl und die Folgen für Österreich" zeigt, daß die dort mitgeteilten Ergebnisse über die Strahlenbelastung etwas höher als die nunmehr ermittelten Dosen liegen. Der Grund liegt hauptsächlich darin, daß die Belastungen des Winters 1986/87 damals nur geschätzt werden konnten. Die Revision der Dosisrechnung bringt jedoch keine grundsätzlich neuen Ergebnisse, es konnten aber Einzelheiten, insbesondere hinsichtlich der Regionalisierung der Daten, genauer dargestellt werden.

6.2. BELASTUNG DURCH EXTERNE STRAHLUNG

Die Abschätzung der externen Strahlendosis ist einerseits auf der Grundlage gemessener oder abgeschätzter Flächendepositionen mit geeigneten Rechenmodellen, andererseits aufgrund von Ortsdosisleistungsmessungen oder der Auswertung von Personendosimetern möglich.

In Österreich steht mit den 336 Stationen des Strahlenfrühwarnsystems ein flächendeckendes Netz zur permanenten Messung der Ortsdosisleistung zur Verfügung.

Die Sonden sind in der Regel auf Dächern öffentlicher Gebäude montiert, doch zeigen Messungen des Österreichischen Forschungszentrums Seibersdorf sowie des Atominstututs der Österreichischen Hochschulen, daß die Meßwerte des Strahlenfrühwarnsystems mit den an den entsprechenden Orten in einer Höhe von 1 m über dem Boden ermittelten Werten im allgemeinen gut übereinstimmen. Eine syste-

matische Untersuchung im Sommer 1987 ergab eine sehr gute Übereinstimmung mit den an den gleichen Orten über Asphalt gemessenen Werten; über Grasflächen liegen die Meßwerte in der Regel etwas höher. Darüber hinaus bestehen lokal meist eng begrenzte, stärker strahlende Zonen infolge von Staubverfrachtungen oder Eintrocknen von belastetem Regenwasser, deren Bedeutung für die Bevölkerungsdosis jedoch gering einzuschätzen ist. Durch die Meßmethode wird die Gamma-Submersionsdosis prinzipiell miterfaßt, ihr Beitrag ist jedoch im Anlaßfall Tschernobyl unbedeutend (vgl. Kap.4.2.3.).

Dosisverlaufskurven für Gebiete mit unterschiedlichen Belastungen sind im Kap.4.1.1. wiedergegeben.

Tab.6.2.1.: Externe Strahlendosis als Folge des Reaktorunfalls von Tschernobyl in mrem in den österreichischen Bundesländern (A: Daueraufenthalt im Freien, B: täglicher Aufenthalt im Freien 6 Stunden)

BUNDESLAND	1986		1987		bis April 1987	
	A	B	A	B	A	B
BURGENLAND	17.2	5.6	9.4	3.1	20.3	6.6
KÄRNTEN	32.8	10.7	17.1	5.6	38.5	12.5
NIEDERÖSTERR.	22.9	7.4	10.9	3.5	26.5	8.6
OBERÖSTERR.	62.1	20.2	37.3	12.1	74.5	24.2
SALZBURG	44.4	14.4	21.0	6.8	51.4	16.7
STEIERMARK	30.0	9.8	15.3	5.0	35.1	11.4
TIROL	21.0	6.8	9.3	3.0	24.1	7.8
VORARLBERG	12.8	4.2	6.1	2.0	14.8	4.8
WIEN	7.8	2.5	2.0	0.7	8.5	2.6
ÖSTERREICH	28.7	9.3	14.9	4.8	33.7	10.9

Die in den Jahren 1986, 1987 sowie im 1. und 2. Folgejahr in den einzelnen Bundesländern (nach Bevölkerungszahlen gewichtete

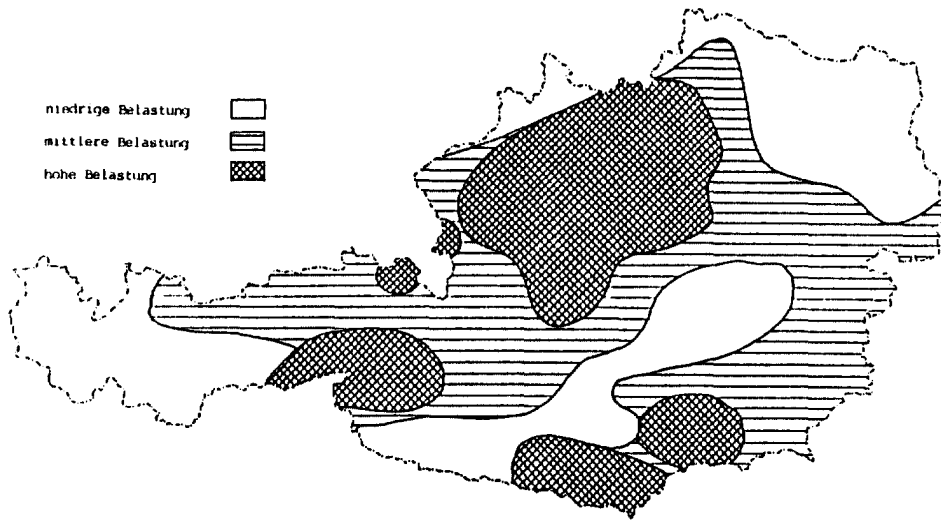


Abb.6.2.1.: Skizze der regionalen Strahlenbelastung Österreichs (nach Meßwerten des Strahlenfrühwarnsystems und Niederschlagsdaten, schematisiert)

B I L A N Z bis Ende 1988

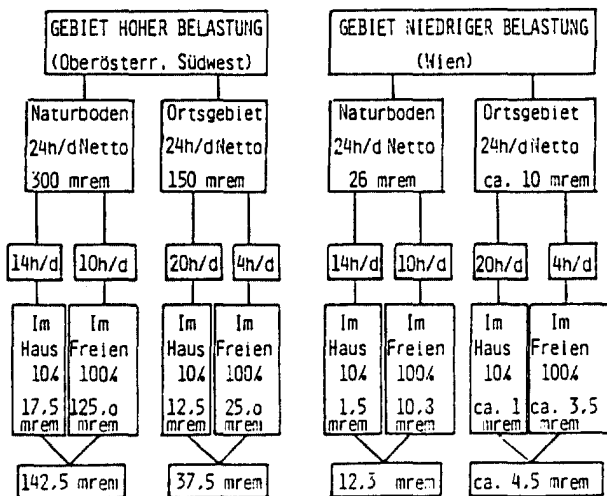


Abb.6.2.2.: Abschätzung der externen Strahlendosis für verschiedene Belastungszonen (/Tschirf 1988/).

Belastungen durch externe Strahlung sind in Tab. 6.2.1. zusammengefaßt. Für die Zeit des Aufenthalts in Gebäuden wurde ein Reduktionsfaktor von 0.1 angewendet.

Eine Abschätzung für das Jahr 1986 nach drei Belastungszonen mit dem relativen Belastungsverhältnis 1:3:10 (Abb. 6.2.1.), gegliedert nach Monaten, wird in Tab.6.2.2. gegeben.

Tab.6.2.2.: Externe Strahlendosis als Folge des Reaktorunfalls von Tschernobyl in mrem in den Belastungszonen nach Abb. 6.2.1. im Jahr 1986

ZONE	Mai		Juni		Juli-Dez.	
	A	B	A	B	A	B
I	40	13	8	2.4	30	9.6
II	10	3.3	2	0.7	9	3.1
III	5	1.6	1	0.3	4.2	1.4

Die Auswertung von Thermolumineszenzdosimetern, die von aus beruflichen Gründen strahlenüberwachten Personen getragen wurden, durch das Österreichische Forschungszentrum Seibersdorf ergab für die Zeit nach dem Reaktorunfall signifikant höhere Werte gegenüber den vergangenen Jahren. Für das Jahr 1986 kann eine zusätzliche Dosis von ca. 4-5 mrem abgeschätzt werden, 1987 sind Erhöhungen nicht signifikant. Diese Dosimeter werden überwiegend in Innenräumen getragen, die Ergebnisse bestätigen die obige Abschätzung.

Die Genauigkeit der Bestimmung der externen Strahlendosis ist

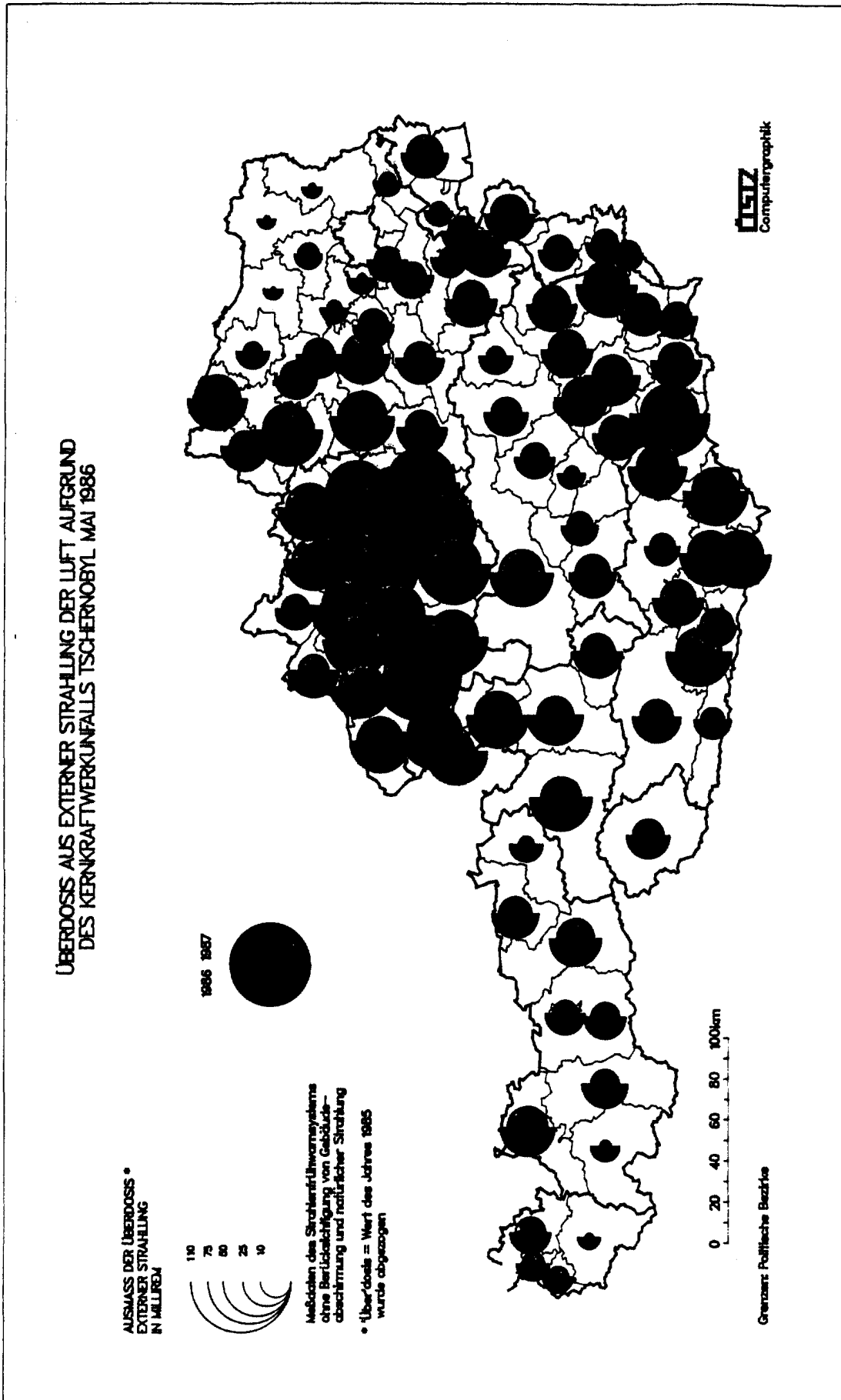


Abb.6.2.3.3.: Externe Gammadosis aufgrund des Reaktorunfalls (ohne Berücksichtigung von Gebäudeabschirmfaktoren, Werte des Jahres 1985 abgezogen) in den Jahren 1986 und 1987, nach politischen Bezirken aus Meßwerten des Strahlenfrühwarnsystems. Graphik: Statistisches Zentralamt

weitgehend durch die Richtigkeit der Annahmen über die durchschnittliche Aufenthaltsdauer im Freien sowie über Gebäudeabschirmfaktoren bestimmt.

Eine Abschätzung der externen Strahlendosis aus Depositionsdaten, die für verschiedene Belastungszonen und verschiedene Aufenthaltsdauern durchgeführt wurde /Tschirf 1988/ ist in Abb. 6.2.2. wiedergegeben und stimmt gut mit den oben angeführten Werten überein. Bezüglich der langfristigen Voraussagen dieser Studie wird auf Kap.6.9. verwiesen.

Abb.6.2.3. zeigt die Jahressummen der Gammadosis aufgrund des Reaktorunfalls (ohne Berücksichtigung von Gebäudeabschirmfaktoren) für die Jahre 1986 und 1987.

6.3. INHALATIONSBELASTUNG

6.3.1. Leitnuklide für die Inhalation

Die Radionuklidkonzentrationen des 1. und 2. Belastungsmaximums in Seibersdorf sind in Tab.6.3.1. zusammen mit den für Seibersdorf ermittelten Inhalationsdosen wiedergegeben /Mück 1988a/.

Daraus ist ersichtlich, daß mit den Isotopen I-131, Te-132, Ru-106 und Cs-137 etwa 90 % der Gesamtdosis erfaßt werden können. In den späteren Phasen des Belastungsverlaufs nimmt der Anteil des I-131 ab und jener des Ru-106 zu.

6.3.2. Belastungsrechnungen

Die Ergebnisse der Aerosolmessungen des damaligen Umweltbundesamtes (s. Kap.4.2.1.) zeigen deutlich, daß sich die Inhalationsbelastung im wesentlichen auf den Zeitraum zwischen 29.4. 1986 und 9.5.1986 beschränkt hat.

Radionuklid	Halbwertszeit	1. Maximum (29.4.1986, 20.00 Uhr)		2. Maximum (30.4.1986, 12.00 Uhr)		time Zeitintegral (kBq h m ⁻³)	Inhalationsdosis über gesamte Belastung (USV)	
		Aktivitätskonzentration (Bq m ⁻³)	relativer Dosisbeitrag (%)	Aktivitätskonzentration (Bq m ⁻³)	relativer Dosisbeitrag (%)		Erwachsener	einj. Kind
⁸⁹ Sr*	50.5d	1.53	0.2	(2.0)	0.2	-	0.15	0.32
⁹⁰ Sr*	28.5a	0.29	1.3	(0.4)	1.5	-	1.14	0.46
⁹⁹ Mo/ ^{99m} Tc	66.0h	6.03 ± 0.21	0.4	6.19 ± 0.11	0.4	0.180	0.21	0.27
¹⁰³ Ru	39.35d	11.03 ± 0.60	1.7	13.82 ± 0.29	1.7	0.593	1.49	0.90
¹⁰⁶ Ru/ ¹⁰⁶ Rh	368d	2.28 ± 0.30	20.4	2.78 ± 0.24	19.5	0.127	18.27	23.00
^{110m} Ag	250.4d	0.25 ± 0.04	0.3	0.15 ± 0.03	0.1	0.014	0.23	0.40
¹²⁵ Sb	2.77a	0.27 ± 0.05	0.05	0.35 ± 0.07	0.05	0.013	0.04	0.06
^{129m} Te/ ¹²⁹ Te	33.6d	11.02 ± 2.5	4.5	15.0 ± 2.0	4.8	0.488	3.20	4.21
¹³² Te/ ¹³² J	78.0h	72.08 ± 0.64	11.3	81.49 ± 0.36	10.0	2.367	5.97	16.28
¹³¹ J aer		41.33 ± 0.66	49.7	38.11 ± 0.34	51.9	3.575	37.76	55.94
gas		34.56 ± 1.84		62.53 ± 1.3				
¹³³ J	20.8h	2.67 ± 0.93	0.3	2.55 ± 0.6	0.2	0.067	0.12	0.20
¹³⁴ Cs	2.06a	4.08 ± 0.26	3.8	5.01 ± 0.08	3.7	0.217	3.25	0.33
¹³⁶ Cs	13.0d	0.82 ± 0.50	0.1	1.17 ± 0.46	0.1	0.044	0.11	0.05
¹³⁷ Cs	30.1a	7.18 ± 0.62	4.6	8.82 ± 0.09	4.5	0.382	3.98	0.54
¹⁴⁰ Ba/ ¹⁴⁰ La	12.79d	3.45 ± 0.39	0.2	3.97 ± 0.23	0.2	0.243	0.44	0.66
¹⁴¹ Ce	32.51d	0.16 ± 0.10	0.03	0.20 ± 0.08	0.03	0.008	0.02	0.03
¹⁴⁴ Ce	284.8d	0.07 ± 0.05	0.5	0.10 ± 0.04	0.6	0.004	0.44	0.56
²³⁹ Np*	2.355d	1.50	0.1	(2.0)	0.1	-	0.05	0.06
²³⁹ Pu*	2,4.10 ⁴ a	7.10 ⁻⁵	0.5	(9.10 ⁻⁵)	0.5	-	0.40	0.25
Summe			100.0		100.0		77.27	104.52

Tab.6.3.1.1.: Radionuklidkonzentration in der Luft des 1. und 2. Maximums in Seibersdorf/NÖ sowie Inhalationsdosis über den gesamten Belastungsverlauf, 1 m über Boden im Freien /Mück 1988a/.

*) nach einer Probe des Hochleistungssammlers /Irlweck 1986/, adjustiert auf die in Seibersdorf gemessene Luftaktivität.

Die Belastung wird durch die Integration der Aktivitätskonzentrationen der wichtigsten Nuklide in der Luft über den Zeitverlauf ermittelt, wobei die I-131-Aerosolwerte zur Berücksichtigung auch des gasförmigen Anteils nach Meßergebnissen aus Seibersdorf mit einem Faktor drei multipliziert wurden; Die Summenaktivität für Ru-106 wurde zur Erhöhung der Genauigkeit wegen der meßtechnisch schwierigen Erfassung dieses Nuklids über das zeitabhängige Ru-106/Ru-103 Verhältnis aus Ru-103-Meßdaten ermittelt, für dieses Nuklid wurde die Retentionsklasse Y (Oxide, Hydroxide) angenommen; Ergebnisse sind in den Tab. 6.3.4. bis 6.3.6. enthalten. Beim Vergleich der Summenaktivitäten zeigt sich eine inhomogene Verteilung der Inhalationsbelastung über das Bundesgebiet: Wien weist die höchsten Werte auf, Linz erreicht etwa zwei Drittel, Klagenfurt ca. die Hälfte dieser Werte; Salzburg und Bregenz liegen etwa bei einem Drittel der Wiener Meßergebnisse.

Zur Ermittlung der Dosis werden die Summenaktivitäten mit den altersabhängigen Inhalationsdosisfaktoren (Tab. 6.3.2.) multipliziert. Die unter Berücksichtigung der altersabhängigen Atemraten berechneten Dosisfaktoren in mrem bei einstündiger Inhalation von 1 nCi/m^3 für die betreffenden Isotope sind in Tab. 6.3.3. wiedergegeben. Dabei wurden die Atemparameter nach /ICRP-23/, die mit WHO-Angaben sehr gut übereinstimmen, sowie die Daten nach /Henrichs 1985/ sowie /Johnson 1983/ berücksichtigt. Für Erwachsene wurde dabei mit 8 Stunden Schlaf und 16 Stunden leichter körperlicher Arbeit gerechnet. Daraus ergibt sich für längerdauernde schwere körperliche Arbeit eine etwas höhere Inhalationsbelastung, umgekehrt ist bei überwiegender Schreibtischarbeit mit geringerer Belastung zu rechnen.

Die Berechnungsergebnisse für Wien, Linz, und Klagenfurt sind den Tab. 6.3.4. bis 6.3.6. und den Abb. 6.3.1. bis 6.3.3. zu entnehmen.

Tab.6.3.2.: Altersabhängigkeit der Inhalationsdosisfaktoren für verschiedene Nuklide. Werte in mrem/nCi Aufnahme, nach /Henrichs 1985/

Nuklid		Altersklassen				
		1 Jahr	5 Jahre	10 Jahre	15 Jahre	Erwachsener
J-131	Schilddrüse	8,14	4,44	2,04	1,3	1,07
	Effektiv	0,244	0,13	0,063	0,041	0,031
Ru-106	D	0,44	0,21	0,13	0,074	
	Effektiv W	0,85	0,41	0,26	0,174	
	Y	3,33	1,67	1,04	0,74	0,48
Te-132	Schilddrüse W	0,93	0,48	0,22	0,12	0,23
	Effektiv	0,13	0,07	0,033	0,020	0,023
Cs-134	Effektiv	0,027	0,028	0,029	0,041	0,046
Cs-137	Effektiv	0,024	0,022	0,023	0,032	0,0322

D,W,Y.....Lungenretentionsklassen: unterschiedliche chemische Verbindungen des Nuklids

Tab.6.3.3.: Dosis aufgrund einer einstündigen Inhalation in mrem bei einer Aktivitätskonzentration von 1 nCi/m³ in der Luft

Nuklid	Alter	(ICRP 30)			
		1 Jahr	5 Jahre	10 Jahre	Erwachsener
J-131	Schilddrüse	1,36	1,67	1,3	1,0
	Effektiv	0,0407	0,045	0,04	0,03
Ru-106	D	0,074	0,079	0,08	
	Effektiv W	0,14	0,15	0,16	
	Y	0,56	0,63	0,65	0,44
Te-132	Schilddrüse W	0,16	0,18	0,14	0,21
	Effektiv	0,021	0,026	0,021	0,021
Cs-134	Effektiv	0,005	0,011	0,018	0,042
Cs-137	Effektiv	0,004	0,008	0,014	0,03
mittlere Atemrate m ³ /d		4	9	15	22
(nach ICRP 23) m ³ /h		0,167	0,375	0,625	0,917

Tab.6.3.4.: Abschätzung der Inhalationsdosis für Wien (29.4. bis 9.5.1986), für die Nuklide Ru-106, J-131, Te-132, Cs-137 (ca. 90 % der Gesamtinhalationsdosis), nach Daten des Atominstutits der Österr. Universitäten bzw. Umweltbundesamt, Wien. Dosiswerte in mrem, Luftaktivitätssummen in nCi.h.m⁻³

Eff ... Effektivdosis
SD ... Schilddrüsendosis

	1. Lebensjahr		5-jährige		10-jährige		Erwachsener		Luftaktivitätssumme
	Eff	SD	Eff	SD	Eff	SD	Eff	SD	
J-131	4,8	160	5,8	194	4,4	147	3,5	117	116,8
Ru-106	3,24		3,64		3,76		2,55		5,78
Te-132	1,53	10,7	1,81	12,5	1,45	9,7	1,48	14,8	68,8
Cs-137	0,058		0,116		0,2		0,42		14,3
Summe	9,6	171	11,4	207	9,8	157	8,0	132	

Tab.6.3.5.: Abschätzung der Inhalationsdosis für Linz (29.4. bis 9.5.1986), für die Nuklide Ru-106, J-131, Te-132, Cs-137 (ca. 90 % der Gesamtinhalationsdosis), nach Daten des Umweltbundesamts, Wien. Dosiswerte in mrem, Luftaktivitätssummen in nCi.h.m⁻³

Eff ... Effektivdosis
SD ... Schilddrüsendosis

	1. Lebensjahr		5-jähriger		10-jähriger		Erwachsener		Luftaktivitätssumme nCi.h.m ⁻³
	Eff	SD	Eff	SD	Eff	SD	Eff	SD	
J-131	2,83	95	3,4	116	2,8	91	2,1	70	70
Ru-106	1,9		2,1		2,2		1,5		3,38
Te-132	1,1	8	1,3	9	1,1	8	1,1	11	51,1
Cs-137	0,04		0,08		0,13		0,3		9,5
Summe	5,9	103	6,9	125	6,2	99	5,0	81	

Tab.6.3.6.: Abschätzung der Inhalationsdosis für Klagenfurt (29.4. bis 9.5.1986), für die Nuklide Ru-106, J-131, Te-132, Cs-137 (ca. 90 % der Gesamtinhalationsdosis), nach Daten des Umweltbundesamts, Wien. Dosiswerte in mrem, Luftaktivitätssummen in nCi.h.m⁻³

Eff ... Effektivdosis
SD ... Schilddrüsendosis

	1. Lebensjahr		5-jähriger		10-jähriger		Erwachsener		Luftaktivitätssumme nCi.h.m ⁻³
	Eff	SD	Eff	SD	Eff	SD	Eff	SD	
Ru-106	1,83		2,05		2,12		1,43		3,27
J-131	1,65	55	1,95	65	1,65	55	1,2	40	40,5
Te-132	1,1	7,7	1,3	10	1,0	7	1,1	7,7	49,5
Cs-137	0,025		0,05		0,086		0,18		6,1
Summe	4,60	63	5,35	75	4,86	62	3,91	48	

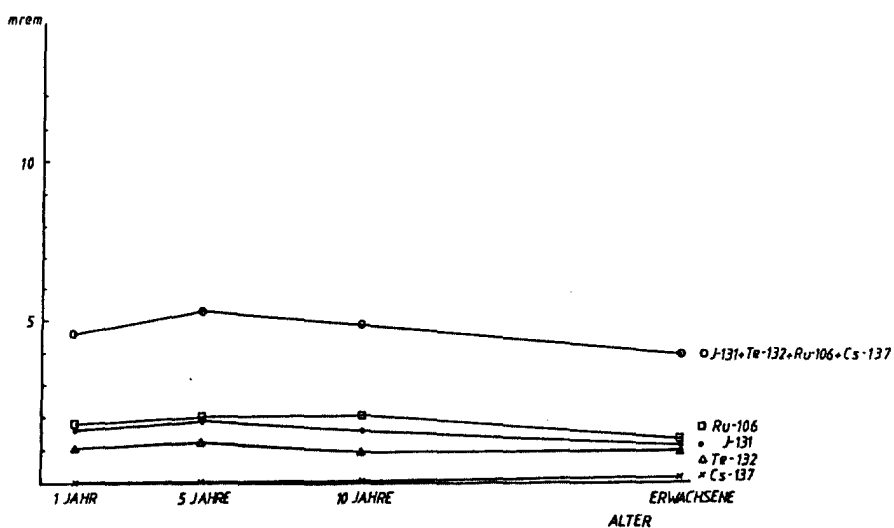
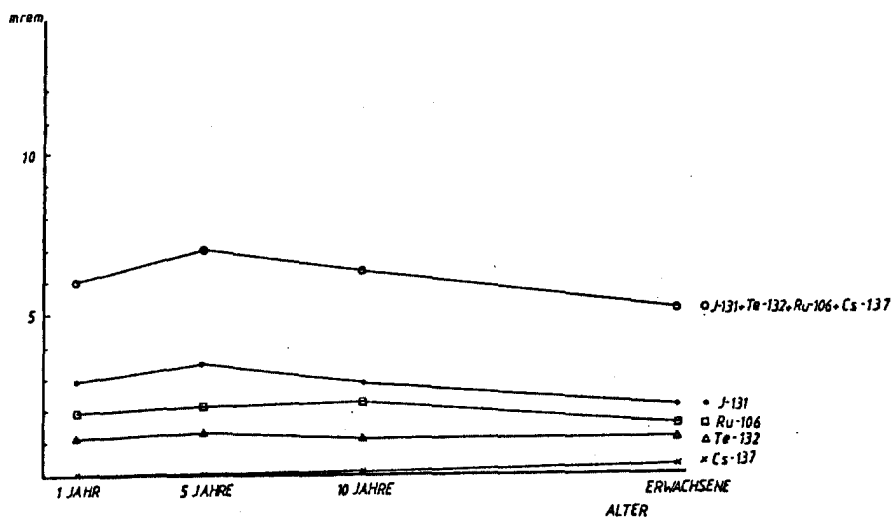
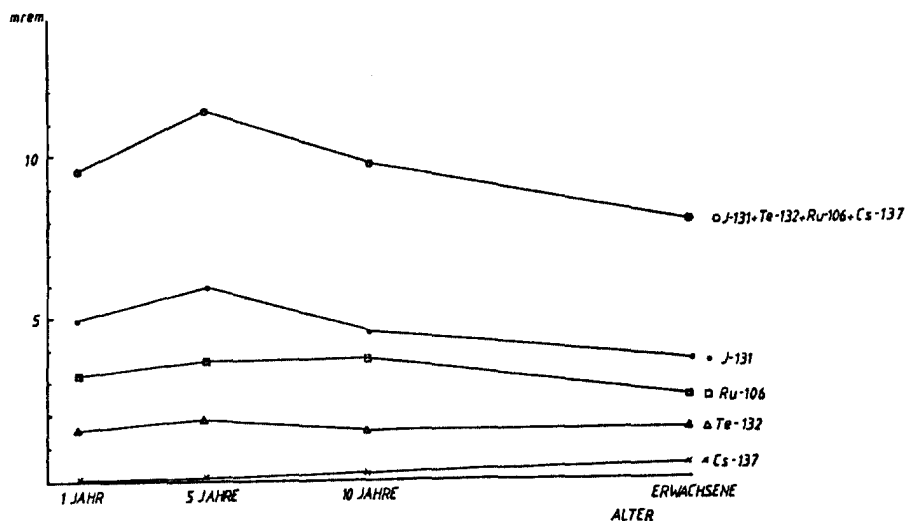


Abb. 6.3.1. bis 6.3.3.: Inhalationsdosisabschätzung für Wien, Linz und Klagenfurt für die Nuklide Ru-106, J-131, Te-132, Cs-137 (ca. 90 % der Gesamtinhalationsdosis), Effektivdosis in mrem, Gebäudeabschirmung nicht berücksichtigt.

Für die Gesamtinhalationsdosis sind noch ca. 10 % für die Beiträge anderer Radionuklide dazuzurechnen. Da diese Berechnungen nicht die Verringerung der Strahlenbelastung infolge des Aufenthalts in Gebäuden berücksichtigen, ist für eine realistische Berechnung eine Verminderung der Dosiswerte um einen Faktor 2 vorzunehmen.

6.3.3. Belastung durch Inhalation von Plutonium

Wenngleich Plutonium infolge des Reaktorunfalls eine vernachlässigbare Bedeutung zukommt, werden aufgrund vielfachen Interesses Dosisrechnungsergebnisse (nach /Irlweck 1988/) mitgeteilt.

Aus den in Kap.4.2.2. dargestellten Daten über die Luftbelastung mit Plutonium ergeben sich für Wien Zeitintegrale der Konzentration von 2.3 fCi.d/m³ (71 uBq.d/m³) für Pu-239(240), von 0.89 fCi.d/m³ (33 uBq.d/m³) für Pu- 238, insgesamt von 2.8 fCi.d/m³ (104 uBq.d/m³) und somit etwa bei einem Zweihundertfünfzigstel der nach den Kernwaffentests ab 1962 aufgetretenen Belastungen. Die Werte in Bregenz liegen bei einem Fünftel der Wiener Werte.

Die daraus resultierende Strahlenbelastung, berechnet als 50 Jahre-Folgeäquivalentdosis auf die wichtigsten Organe, ist in Tab. 6.3.7 wiedergegeben. Diese Rechnungen zeigen, daß selbst für die höchsten Strahlenbelastungen in Österreich alle Organfolgedosen unter 10 uSv (<1 mrem) bleiben werden und keinerlei Auswirkungen aufgrund der Inhalation von Plutonium zu erwarten sind. Diese Dosiswerte erreichen insgesamt nur 0.5% jener Strahlenbelastung, die durch Plutoniumisotope als Folge der Kernwaffenversuche auftrat.

Tab.6.3.7.: Strahlenbelastung durch Inhalation von Plutonium aufgrund des Reaktorunfalls von Tschernobyl sowie aufgrund der Kernwaffenversuche für Wien. Werte in Klammer: /UNSCEAR 1982/; nach /Irlweck 1988/

Dosisfaktoren für Erwachsene: /ICRP-30/, für Kleinkinder: /Johnson 1983/

Dosisfaktor (rem/nCi)	Organfolgedosis (mrem)		
	Tschernobyl	Kernwaffenversuche	
ERWACHSENE			
Substanzklasse Y			
Lunge	1.2	0.08	18.8 (24)
Knochenoberfläche	3.5	0.23	56.0 (70)
Substanzklasse W			
Knochenoberfläche	9.3	0.60	147.0
Rotes Knochenmark	0.7	0.05	11.8
Leber	2.0	0.13	31.2

KLEINKINDER			
Knochenoberfläche			
Substanzklasse Y	70.4	0.76	184.3
Substanzklasse W	33.7	0.36	88.3

6.3.4. Heiße Teilchen

Die Freisetzung radioaktiven Materials aus dem Reaktor erfolgte in Form von Teilchen unterschiedlicher Größe. Während die größeren Teilchen am Reaktorgelände oder in der Umgebung abgelagert wurden und dort wesentlich zur örtlichen Kontamination beigetragen haben, wurden kleinere Teilchen auch nach Westeuropa verfrachtet. Auch in Österreich konnten mit Hilfe der Autoradiographietechnik derartige "hot particles" in Aerosolfiltern festgestellt werden.

Die in Westeuropa beobachteten "heißen Teilchen" weisen im allgemeinen eine Größe von ca. 20 Mikrometer auf und sind von unterschiedlicher Nuklidzusammensetzung; sie bestehen aus Uran und enthalten in der Regel die Rutheniumisotope sowie vielfach hohe Anteile an schwer flüchtigen Elementen (z.B. Ba-140, Zr-95, Ce-141, Ce-144) /Steinhäusler 1987/.

Die Relevanz derartiger Teilchen für Strahlenschutzfragen wird derzeit wissenschaftlich diskutiert. Sie können zu lokal höherer Strahlenbelastung insbesondere im Bereich des Atmungstraktes führen. Insbesondere im Hinblick darauf, daß die nach Tschernobyl in Westeuropa aufgetretenen Lungenbelastungen insgesamt nur sehr gering sind, kommt nach dem derzeitigen Kenntnisstand auch den "heißen Teilchen" kein wichtiger Beitrag zu Dosis und Risiko zu (vgl. /SSK 87/).

6.3.5. Zusammenfassung der Inhalationsbelastung

Der Beitrag der Inhalation zur Gesamtdosis der Bevölkerung ist gering. An der insgesamt niedrigeren Schilddrüsendosis der Erwachsenen hat sie aber nennenswerten Anteil.

Die altersspezifische Analyse weist die 5-jährigen als (relativ) höchstbelastete Altersgruppe aus, wobei hier die Werte etwa 40 % über den Erwachsenenwerten liegen.

Von den aufgetretenen Radionukliden haben I-131, Ru-106 sowie (in weit geringerem Ausmaß) Te-132 die größten Beiträge geliefert.

6.4. Belastung über den Ingestionspfad

6.4.1. Einleitung

Die Ingestion stellt beim vorliegenden Unfalltyp die bedeutendste Quelle der Strahlenbelastung dar. Die Zusammensetzung des Nuklidgemisches brachte auf Grund der physikalischen Halbwertszeiten und der Radiotoxizitäten zwei wesentliche Phasen der Strahlenbelastung mit sich:

- 1) Eine Phase von ca 3 Wochen, in der I-131 dominierte,
- 2) eine längerdauernde Phase mit Cs-137 als Leitnuklid.

Die den Berechnungen zugrundegelegten Verzehrdaten sind in Tab.6.4.1.1., die Dosisfaktoren in Tab.6.4.1.2. zusammengestellt.

Die Berechnung der Belastung von Säuglingen unter einem Jahr wurde für drei Gruppen durchgeführt:

- 1) Ernährung mit Frauenmilch
- 2) Ernährung mit adaptierter und teiladaptierter Milchferti-
gung
- 3) Ernährung mit Zweidrittermilch (betrifft höchstens 15% der
Säuglinge) bzw. mit Vollmilch.

Tab.6.4.1.1.: Lebensmittelverbrauch, Gramm pro Tag

Die Angaben für Erwachsene stammen aus den Ernährungsbilanzen 1984/85 des Österreichischen Statistischen Zentralamts, für Kleinkinder aus Unterlagen der Universitätskinderklinik Wien (Dozent Haschke), für Kinder von 10 und 5 Jahren dem Ernährungsbericht 1984 der Deutschen Gesellschaft für Ernährung. Bei Obst ist mit ca. 50% Südfrüchten zu rechnen. Bei Säuglingen von 3 Monaten, die bereits mit verdünnter Kuhmilch ernährt werden, ist die Menge mit 0.66 zu multiplizieren.

	Erwachsene	Kinder		Säuglinge		
		10Jahre	5Jahre	1Jahr	6Monate	3Monate
Milch,Topfen	365	273	210	480	530	700
Käse	18	12	8	10		
Butter	14	11	7			
Milchkonzentrate	8	6	6			
Brot, Mehl	180	136	101	30		
Kartoffel	170	65	34	190	110	
Gemüse	188	101	80	35	150	
Obst	188	114	100	160	180	
Nüsse	11	8	6			
Honig	4	4	3	1		
Rindfleisch	52	50	43	7	3	
Kalbfleisch	6	5	5			
Schweinefleisch	131	97	90	13	5	
Wild, Schaf	3	2	1			
Geflügel	33	20	20	3	3	

Zur Ermittlung des Dosis wurden zunächst aus den Meßdaten die kumulierten Aktivitätskonzentrationen B (Nanocurie mal Tage pro Liter oder Kilogramm) einzelner Lebensmittel für den entsprechenden Zeitraum abgeschätzt. Das Produkt dieser Werte mit der täglichen Aufnahmemenge A (Kilogramm oder Liter pro Tag) und mit den Dosisfaktoren F (Millirem pro Nanocurie) ergibt die Dosis (Millirem)

$$D = B.A.F$$

Es sei darauf hingewiesen, daß die für die Kinder unter einem Jahr bzw für Feten ermittelten Jahresdosen von rein statistischer

Bedeutung sind und keinesfalls als Individualdosis interpretiert werden können, da ja z.B. Säuglinge von 3 Monaten nicht über ein volles Jahr dieser Altersgruppe angehören.

6.4.2. BELASTUNG DURCH JOD-131 ÜBER INGESTION

Die I-131-Belastung erfolgte hauptsächlich über Milch, Frischmilcherzeugnisse und Blattgemüse.

Um die Dosis zu berechnen, sind die über den gesamten Belastungszeitraum integrierten spezifischen Aktivitäten der belasteten Lebensmittelgruppen zu ermitteln und mit dem Tagesverbrauch (s. Tab.6.4.1.1.) der einzelnen Altersgruppen zu multiplizieren. Das Ergebnis, die Aktivitätszufuhr ergibt durch Multiplikation mit dem Dosisfaktor (nach Altersgruppen aufgeschlüsselt in Tab. 6.4.1.-2. und Abb. 6.4.2.1., nach /Johnson 1982/, /Henrichs 1983/, /Henrichs 1985/, /ICRP-30/) die Strahlendosis.

Tab.6.4.2.1.: Kumulierte Aktivitätskonzentrationen an I-131 (nCi.d/l) in Frischmilch in den österreichischen Bundesländern (Mittelwerte aller Proben unter 10 nCi/l) Österreichische Durchschnittswerte wurden mit Bevölkerungszahlen gewichtet.

BUNDESLAND	Werte < 10 nCi/l	alle Werte
BURGENLAND	138.6	147.8
KÄRNTEN	76.7	89.1
NIEDERÖSTERR.	121.0	188.1
OBERÖSTERR.	146.8	184.3
SALZBURG	68.3	109.1
STEIERMARKE	96.9	103.5
TIROL	87.8	121.0
VORARLBERG	77.6	80.0
WIEN	83.5	94.0
ÖSTERREICH	104.0	132.4

Zur Abschätzung der Milchbelastung wurden alle Meßwerte unter dem Grenzwert von 10 nCi/l I-131 herangezogen. Stärker belastete Milch kam nicht in den Handel. Diese Abschätzung berücksichtigt nicht die Empfehlung an die Molkereien, vorzugsweise gering belastete Milch unter 5 nCi/l I-131 als Frischmilch in den Handel zu bringen und bedeutet daher wahrscheinlich eine Überschätzung der Belastungen.

Die Belastung der Frischmilch mit I-131 in den einzelnen Bundesländern ist in Tab.6.4.2.1. als Zeitintegral der spezifischen Aktivität dargestellt. Die höchsten Werte dieser kumulierten Aktivitätskonzentration traten in Oberösterreich auf, wobei die Belastung ca. 40% über dem gesamtösterreichischen Durchschnitt lag. In Gebieten mit wenig belasteter Trinkmilch (Salzburg, Vorarlberg, Kärnten) lag die Belastung ca. 25 % darunter.

Der Verkauf belasteter Gemüsesorten war vom 6.5.1986 bis 19.-5.1986 bzw. bis 22. 5.1986 verboten. In der Annahme einer teilweisen Nichtbefolgung der angeordneten Maßnahmen wurden für die Dosisabschätzung 10 nCi/kg Gemüse über 25 Tage, somit insgesamt eine kumulierte Aktivitätskonzentration von 250 nCi. d/kg angesetzt. Diese Annahme bezieht sich auf den gesamten Gemüseverzehr. Lediglich bei Säuglingen unter einem Jahr wurde ein Verzehr von frischem Blattgemüse nicht unterstellt.

Die I-131-Belastung der Frauenmilch (Frauenmilchsammelstelle der Stadt Wien) ist in Abb.6.4.2.2. dargestellt. Es läßt sich daraus eine kumulierte Aktivitätskonzentration von 15 nCi.d/l abschätzen.

Die ermittelten Strahlendosen sind in Tab.6.4.2.2. sowie in Abb. 6.4.2.3. zusammengestellt. Mit Ausnahme der mit Zweidrittelmilch ernährten Säuglingsgruppe in hochbelasteten Gebieten blieben

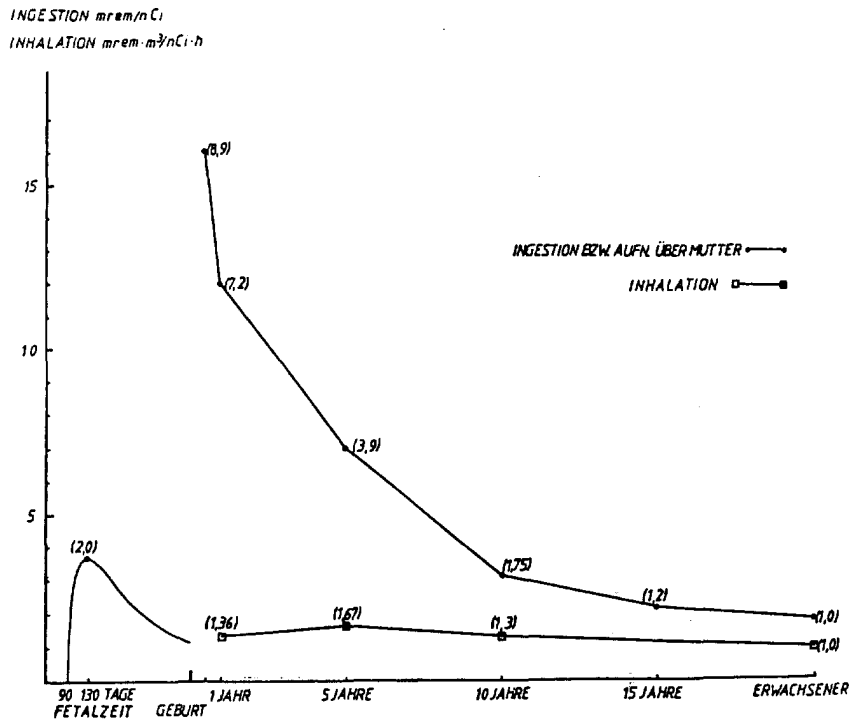


Abb.6.4.2.1.: Altersabhängigkeit des Schilddrüsenedosisfaktors für I-131 in mrem/nCi, nach /Johnson 1982/, /Henrichs 1983/, /Henrichs 1985/ und /ICRP-30/

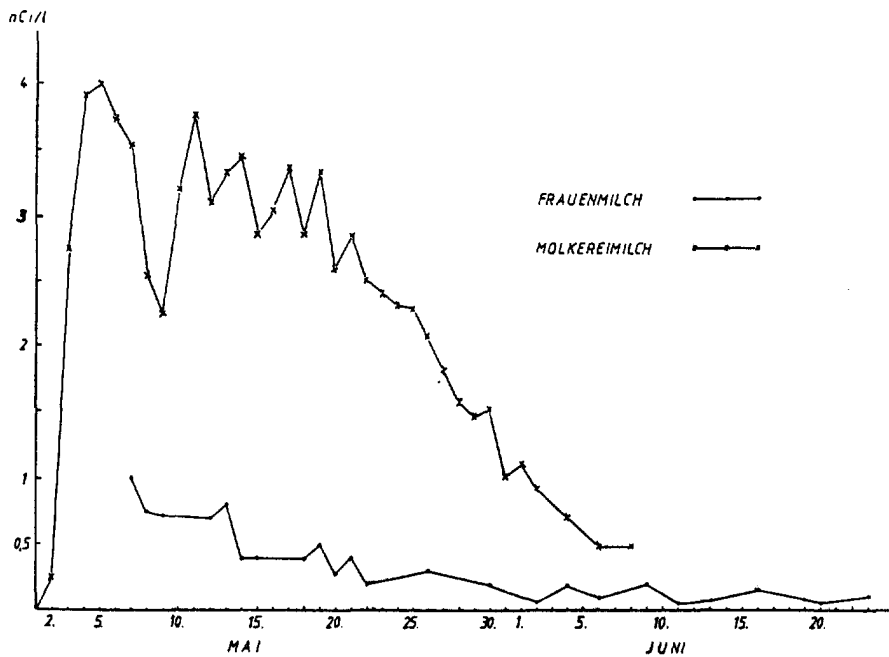


Abb.6.4.2.2.: Belastung der Frauenmilch (Semmelweisklinik, Frauenmilchsammelstelle der Stadt Wien, Poolproben) durch I-131 sowie Belastung der Molkereimilch (Wien, Probendurchschnitte im Mai und Juni 1986)

Tab.6.4.2.2.: Strahlenbelastung durch I-131 über Ingestion im österreichischen Durchschnitt sowie in hochbelasteten Gebieten. Ernährungskategorien der Säuglinge (1,2,3) siehe Text.

M(SD) ... Schilddrüsendosis aus Milchkonsum, G(SD) ... Schilddrüsendosis aus Gemüsekonsum, SD ... gesamte Schilddrüsendosis, Eff ... gesamte Effektivdosis
Werte in Millirem

	Säugling 3 Monate			Säugling 6 Monate			S 1J	Kind 5J	Kind 10J	Erwachsener
	1	2	3	1	2	3				
Durchschnittswert										
M(SD)	210	0	963	135	0	942	557	145	81,7	56
G(SD)	0	0	0	0	0	0	117	219	98,4	67,5
SD	210	0	963	135	0	942	674	364	180,1	123,5
Eff	6,3	0	29	4	0	28	20	11	5,4	3,7
=====										
hochbelastete Gebiete										
SD	280	0	1357	180	0	1318	943	509	252,1	173
Eff	8,4	0	41	5,4	0	40	28	15	7,6	5,2

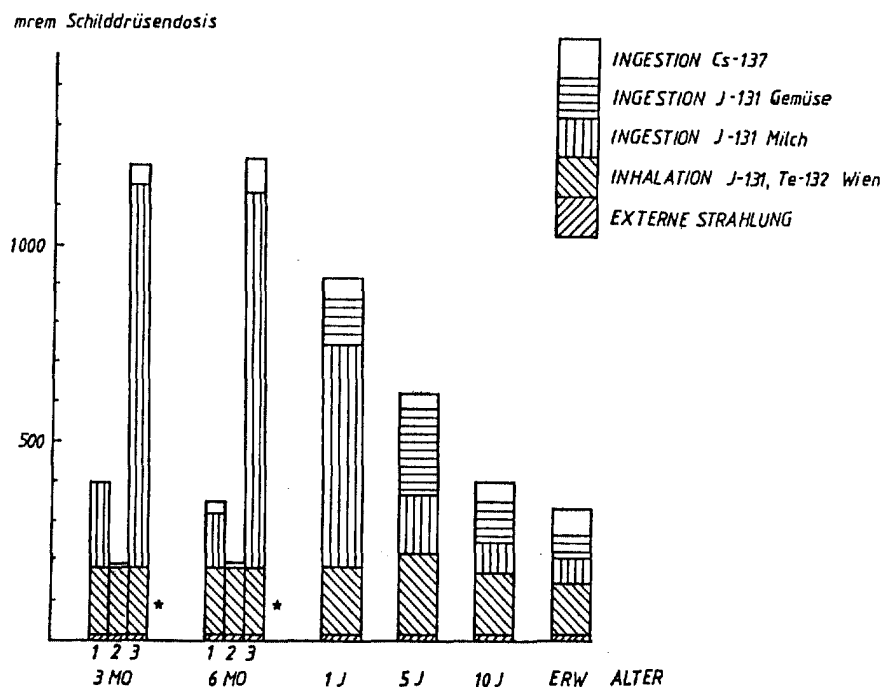


Abb.6.4.2.3.: Beiträge einzelner Belastungspfade zur Schilddrüsendosis in der Folge des Reaktorunfalls von Tschernobyl bis Ende April 1987, Österreichische Mittelwerte

*) Inhalationsbeiträge für Kinder unter 1 Jahr geschätzt

die Werte unterhalb von 1000 mrem, dem für den Fall Tschernobyl allerdings nicht anwendbaren Grenzwert der Strahlenschutzverordnung für Einzelpersonen der Gesamtbevölkerung beim genehmigten Umgang mit radioaktiven Stoffen. Auch die errechneten Überschreitungen blieben geringfügig. Größere Überschreitungen sind bei Gruppen, die trotz Warnungen nicht von den getroffenen Maßnahmen erfaßt wurden, denkbar.

Aufgrund der niedrigen Schilddrüsendosisfaktoren und des geringen Frischmilchkonsums blieb die Jodbelastung über Ingestion bei Erwachsenen von untergeordneter Bedeutung und etwa im Bereich der Jodinalationsdosis.

Es liegen relativ wenige Messungen der Schilddrüsen- oder Ganzkörperbelastung mit I-131 zur Überprüfung der Abschätzungen aus Aufnahmerechnungen vor. Die oben durchgeführte Aufnahmerechnung scheint aufgrund der Schilddrüsenmessungen die Belastungen etwas zu überschätzen.

Der Vergleich der Belastungswerte der Proben über und unter dem Grenzwert zeigt, daß im österreichischen Durchschnitt mindestens ein Drittel der Jodbelastung aus dem Milchkonsum durch Selektion niedrig belasteter Milch eingespart werden konnte. Noch bedeutender dürften die Einsparungen durch das Verbot der Grünfütterung in den ersten Maitagen gewesen sein. (vgl. Kap.6.10.)

6.4.3. Ingestion von Cäsium

Im Gegensatz zur zeitlich relativ eng begrenzten Phase der Jodbelastung erfolgte die Cäsiumbelastung über einen längeren Zeitraum, wobei zu verschiedenen Zeiten unterschiedliche Belastungen bei verschiedenen Nahrungsmittelgruppen vorlagen. Die für die Berechnungen verwendeten zeitlichen Verläufe der Belastungen sind

Tab.6.4.3.1.: Belastungsverlauf von Lebensmitteln mit Cs-137 als Folge des Reaktorunfalls von Tschernobyl, Werte in nCi/kg

1986												
	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez				
Milch	1.88	2.04	1.4	0.98	0.68	0.5	0.89	1.16				
Käse	-	2.0	3.0	1.8	0.53	0.33	0.4	0.65				
Butter	0.56	0.6	0.42	0.29	0.2	0.15	0.27	0.35				
Trockenmilch*	-	-	-	-	5.5	6	4.2	3				
Brot, Mehl	-	-	-	-	-	0.25	0.5	0.75				
Kartoffel	-	-	-	-	-	0.3	0.3	0.3				
Gemüse	-	0.5	0.3	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2				
Obst	-	0.2	2.0	1.5	1.9	1.5	0.9	0.6				
Nüsse	-	-	-	-	-	-	6	8				
Honig	-	-	3.5	3.5	3.5	3.5	3.5	3.5				
Rindfleisch	-	3.8	4	4.1	3.74	2.7	4.18	4				
Kalbfleisch	-	-	6.2	6.0	5.08	4.3	4.93	4.0				
Schweinefl.	-	2.5	1.2	0.9	0.6	0.66	0.6	1.14				
Wild+Schaf	-	-	3	5	10	7.1	20	8				
Geflügel	-	0.3	0.6	0.5	0.13	0.1	0.1	0.4				

1987												1988				
	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Jan	Feb	Mar	Apr
Milch	1.22	1.23	1.26	1.2	0.82	0.45	0.38	0.25	0.27	0.3	0.22	0.21	0.21	0.22	0.23	0.23
Käse	0.31	0.6	0.53	0.93	1.23	0.3	0.37	0.26	0.22	0.22	0.15	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3
Butter	0.37	0.37	0.39	0.36	0.25	0.14	0.11	0.08	0.08	0.09	0.07	0.07	0.07	0.07	0.07	0.07
Trckmil.*	2	1.5	2.7	3.5	3.6	3.7	3.8	3.6	2.4	1.3	1.0	0.75	0.8	0.9	0.7	0.6
Brot, Mehl	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.5	0.35	0.1	0.01	0.01	0.01	0.01
Kartoffel	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03
Gemüse	0.2	0.2	0.15	0.1	0.05	0.05	0.05	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03
Obst	0.9	0.9	0.9	0.9	0.3	0.3	0.4	0.2	0.1	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05
Nüsse	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	4	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5
Honig	3.5	3.5	3.5	3.5	3.5	2.5	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2
Rindfl.	4.0	3.6	3.45	3.46	3.55	2.5	1.54	1.9	1.9	1.0	0.45	0.61	0.61	0.61	0.5	0.5
Kalbfl.	3.86	6.0	5.5	5.4	5.0	5.6	4.63	4.1	2.6	1.9	1.9	1.2	1.1	1.0	0.57	0.57
Schweinfl.	1.0	0.9	0.84	0.82	0.87	0.44	0.63	0.67	0.37	0.37	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3
Wild+Schaf	11	11	11	11	11	10	8	6	4	3	3	3	3	3	3	3
Geflügel	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.36	0.37	0.3	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2

*) Trockenmilch und Kondensmilch, nach Verbrauchsverhältnis gewichtet

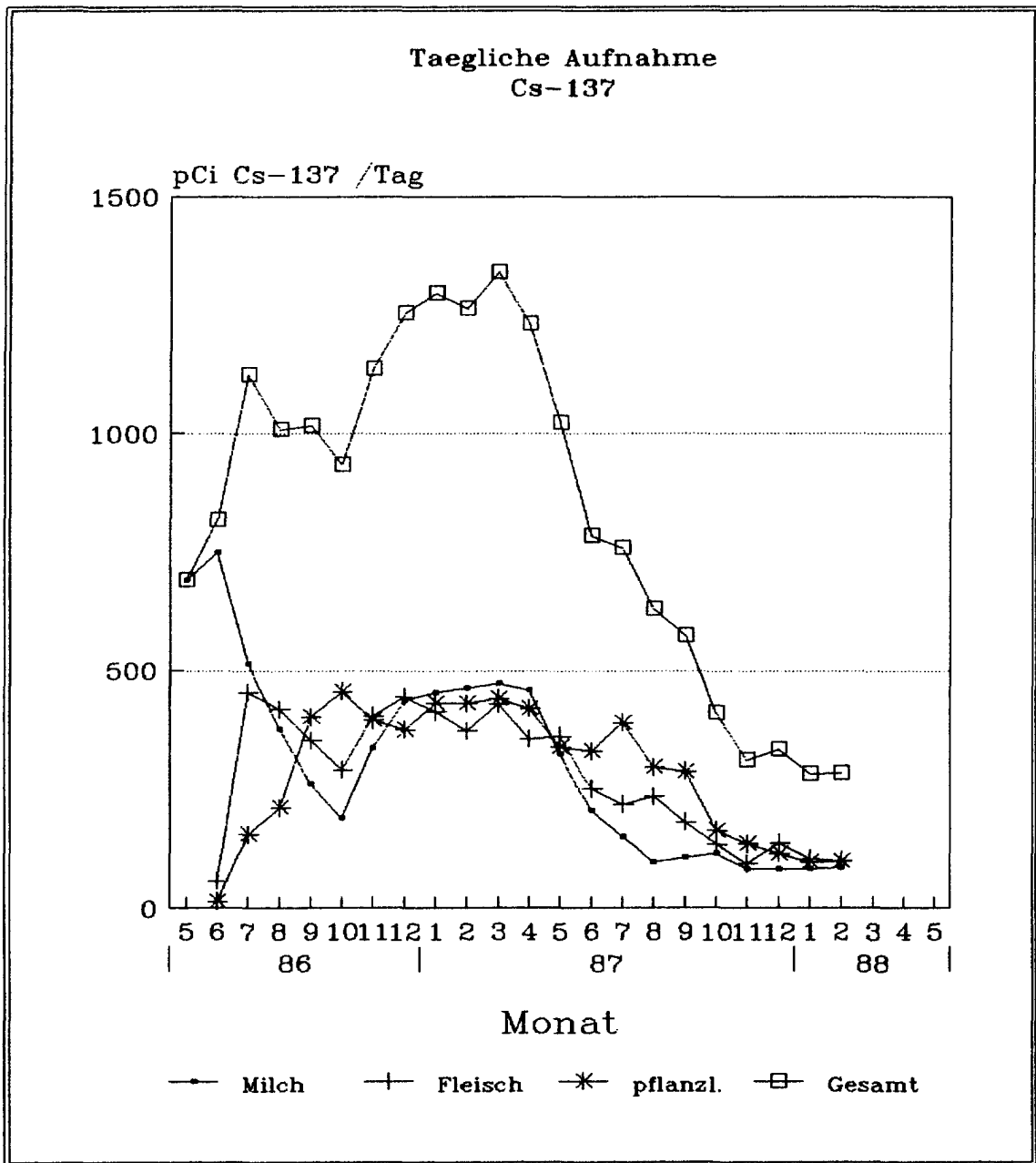


Abb.6.4.3.1.: Zeitlicher Verlauf der täglichen Aufnahme von Cs-137 aufgrund der Nahrungsmittelbelastung bei Milch und Milchprodukten, Fleisch und Fleischwaren sowie pflanzlichen Nahrungsmitteln, Monatsmittelwerte in Picocurie pro Tag.

in Tab. 6.4.3.1., der zeitliche Verlauf der täglichen Aufnahme in Abb. 6.4.3.1. wiedergegeben. Für in geringer Menge verzehrte Nahrungsmittel (Nüsse, Honig, Wild, Schaf) sowie für Nahrungsmittel, bei denen vielfach die Meßgrenze erreicht wurde (z.B. Gemüse, Obst, Kartoffel), wurden Annahmen über den Belastungsverlauf getroffen. Dekontaminationseffekte infolge der üblichen Lebensmittelverarbeitung wurden nicht berücksichtigt, ebenso sind zeitliche Verschiebungen infolge von Lagerung nur zum Teil (bei Getreide, Kartoffeln, Obst) erfaßt.

Die Belastung der Frauenmilch ist in Abb.6.4.3.2. dargestellt. Sie liegt über den gesamten Verlauf deutlich unter den entsprechenden Werten der Kuhmilch und läßt auch einen Zusammenhang zur Ganzkörperbelastung mit Cs-137 (vgl. Kap.6.7.) erkennen. Die kumulierten Aktivitätskonzentrationen betragen für 1986:255 nCi d/l; 1987: 750 nCi d/l; 1. Folgejahr: 702.6 nCi d/l; 2. Folgejahr: 580.4 nCi d/l. Bei Säuglingsnahrung wurde mit einer Belastung von 0.25 nCi/kg gebrauchsfertiger Nahrung im 1. Folgejahr und von 0.15 nCi/kg im 2. Folgejahr gerechnet.

Durch Multiplikation der Gesamtbelastung eines Zeitraums (Nanocurie mal Tage pro Liter oder kg) mit der täglichen Aufnahmemenge (vgl. Tab.6.4.1.1.) ergeben sich die Aktivitätsaufnahmen an Cs-137 für die einzelnen Altersgruppen. Bei der Ermittlung der Dosis ist mit den Dosisfaktoren (s. Tab.6.4.1.2.) zu multiplizieren. Dabei muß der Beitrag des Cs-134 berücksichtigt werden. Der sich damit ergebende auf Cs-137 bezogene Dosisfaktor nimmt infolge des Zerfalls von Cs-134 im beobachteten Zeitraum deutlich ab (s. Tab. 6.4.3.2.).

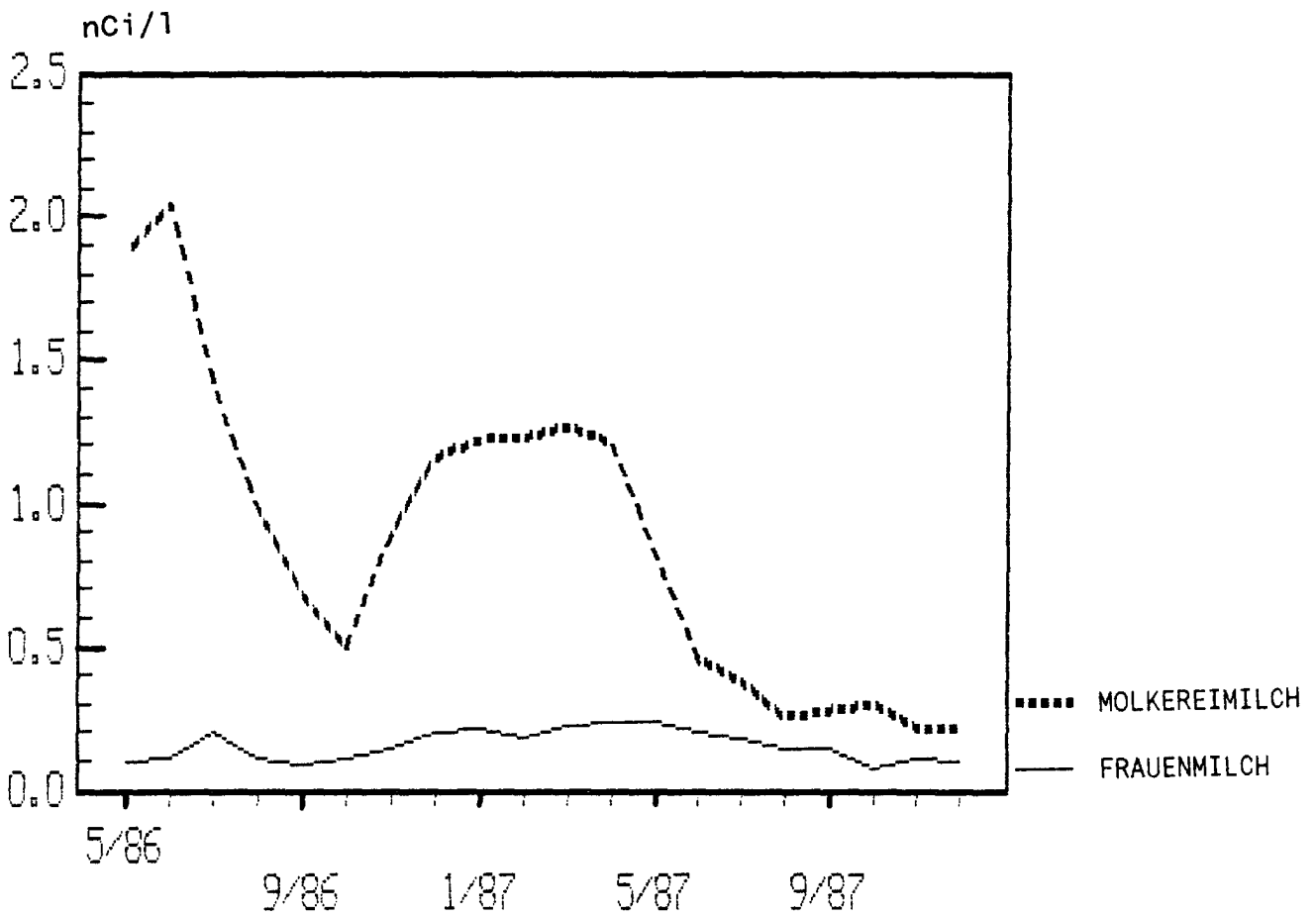


Abb. 6.4.3.2.: Belastung der Frauenmilch (Sammelweisklinik, Frauenmilchsammelstelle der Stadt Wien, Poolproben) durch Cs-137 sowie Belastung der Molkereimilch (Wien), Werte in nCi/l.

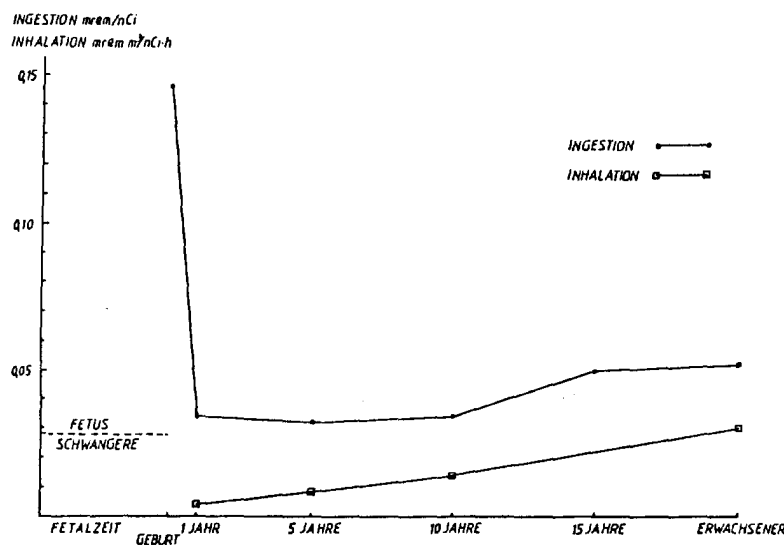


Abb. 6.4.3.3.: Altersabhängigkeit des Dosisfaktors (Effektivdosis) von Cs-137 in mrem/nCi (Ingestion) bzw. mrem.m³/nCi. (Inhalation) nach /Henrichs 1985/, Henrichs 1985a/ und /ICRP-30/

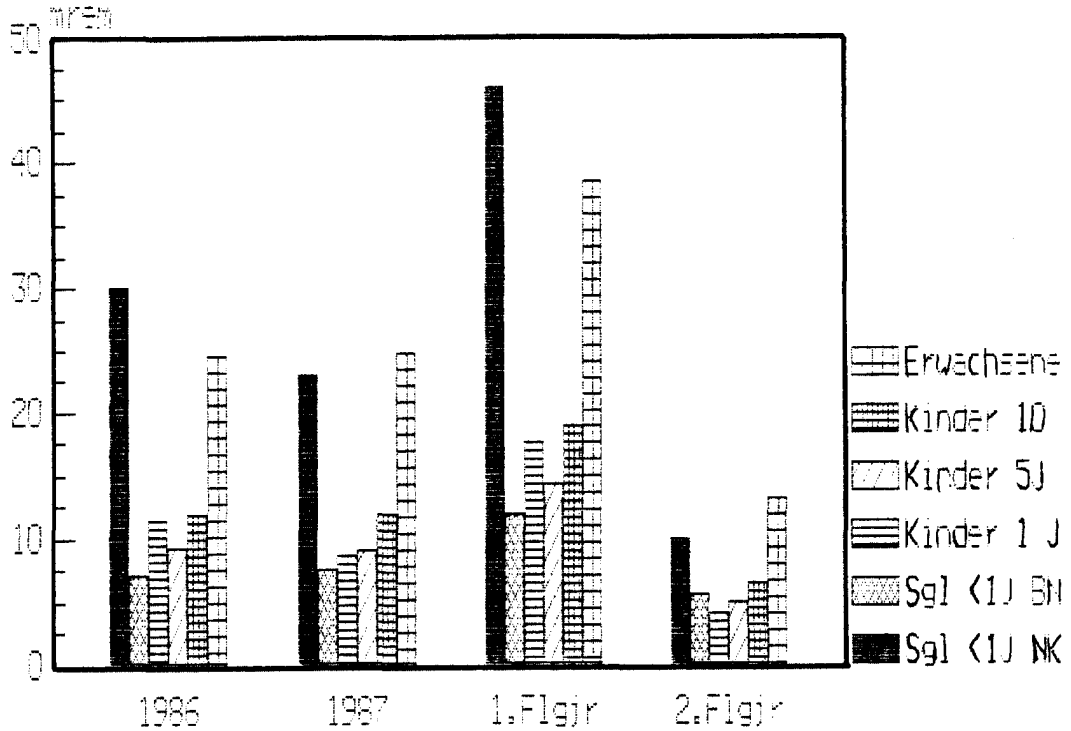


Abb.6.4.3.4.: Cäsium-Ingestionsdosis (mrem) aufgrund des Reaktorunfalls von Erwachsenen, Kindern von 10, 5 und einem Jahr sowie von mit Säuglingsnahrung bzw. Muttermilch (BN) und mit Normalkost (NK) ernährten Säuglingen

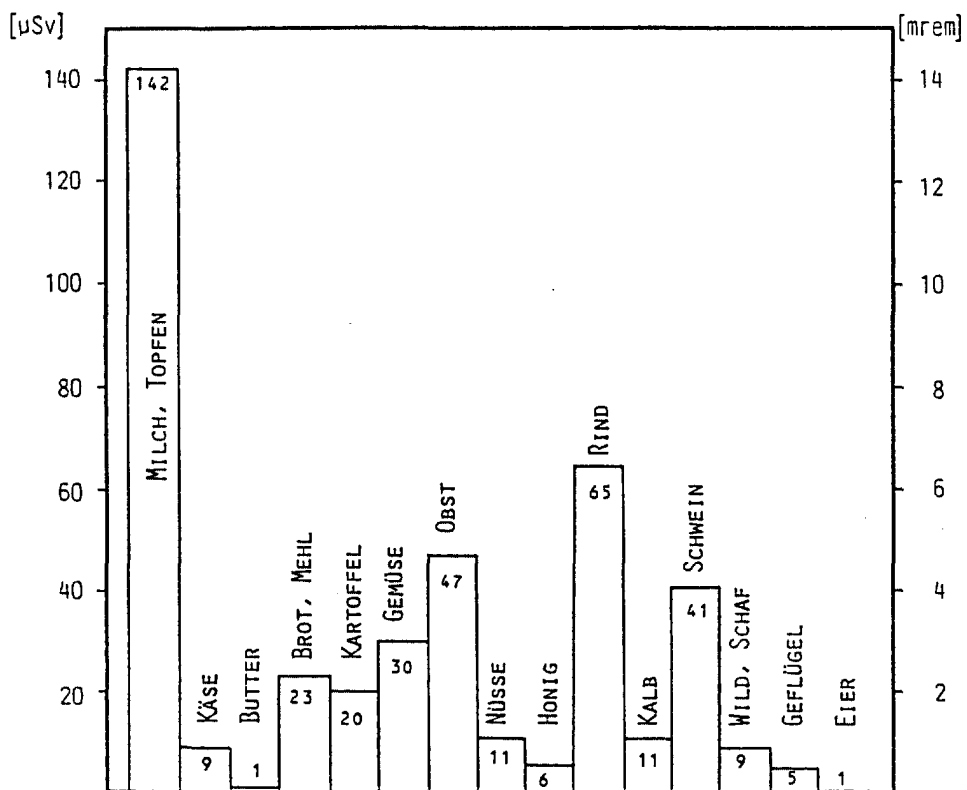


Abb.6.4.3.5.: Beiträge der verschiedenen Lebensmittel zur Ingestionsdosis durch Cs-134+137, nach /Mück 1987/

Tab.6.4.3.2.: Ingestionsdosisfaktoren, bezogen auf Cs-137, für das nach dem Reaktorunfall vorliegende Cäsiumisotopengemisch, mrem/nCi Aufnahme

	1986	1987	1988	1.Folgej.	2.Folgej.	3.Folgej.
Erwachsene	0.089	0.08	0.072	0.088	0.077	0.07
Kinder 15 J.	0.086	0.077	0.069	0.085	0.080	0.067
Kinder 10 J.	0.058	0.052	0.047	0.058	0.050	0.047
Kinder 5 J.	0.055	0.049	0.044	0.054	0.047	0.043
Kinder 1 J.	0.058	0.052	0.047	0.058	0.050	0.045
Säuglinge <1J.	0.15	0.13	0.12	0.15	0.13	0.12

Infolge der bei Kindern kürzeren biologischen Halbwertszeit für Cäsium liegen die Dosisfaktoren trotz der geringeren Körpermasse nicht höher als bei Erwachsenen (ausgenommen Kinder im 1. Lebensjahr, vgl. Abb.6.4.3.3.).

In Tab.6.4.3.3. sind die durchschnittlich pro Jahr aufgenommenen Aktivitäten von Cs-137, die für bestimmte Altersklassen und Ernährungstypen berechnet wurden, zusammengefaßt. Da Säuglinge nicht über den gesamten Jahresverlauf den angeführten Altersklassen angehören, haben die Werte rein statistischen Charakter und dienen als Grundlage für die in Tab.6.4.3.4. und Abb.6.4.3.4. wiedergegebenen jährlichen Belastungen.

Die Strahlendosis aufgrund der Aufnahme von Cäsium mit der Nahrung liegt demnach für mit Normalkost ernährte Säuglinge etwa gleichauf mit der Belastung von Erwachsenen, für mit Muttermilch oder Babynahrung ernährte Säuglinge sowie für Kinder anderer Altersklassen durchwegs bei niedrigeren Werten. Diese Berechnungen aus Lebensmittelbelastungen und Verzehrdaten führen im Vergleich zu Ganzkörpermessungen zu Überschätzungen der Dosis. (vgl. Kap.6.7.)

Die Beiträge der einzelnen Lebensmittel zur Ingestionsdosis im ersten Folgejahr nach /Mück 1987/ sind in Abb.6.4.3.5. dargestellt.

Tab.6.4.3.3.: Aktivitätsaufnahme (Cs-137, in nCi) durch Säuglinge mit unterschiedlicher Ernährung aufgrund des Reaktorunfalls, Berechnung jeweils bezogen auf Säuglinge mit 3 Monaten und mit 6 Monaten, vgl. Text.

JAHR	Muttermilch		Normalkost		Säuglingsnahrung	
	3 Mon.	6 Mon.	3 Mon.	6 Mon.	3 Mon.	6 Mon.
1986	22.3	78.1	192.1	212.8	37	54
1987	43.2	74.6	164	166	46	67
1. Folgejahr	40.4	120.1	295.2	319.1	64	94
2. Folgejahr	33.5	41.5	79.6	76.4	38	56

Tab.6.4.3.4.: Aktivitätsaufnahme (Cs-137, in nCi) und Cäsium-Ingestionsdosis (in Klammer; mrem) aufgrund des Reaktorunfalls

	1986	1987	1. Folgej.	2. Folgej.
Erwachsene	276 (24.6)	308 (24.7)	439 (38.6)	173 (13.3)
Kinder 10 J.	204 (11.8)	229 (11.9)	324 (18.8)	130 (6.5)
Kinder 5 J.	168 (9.24)	185 (9.1)	265 (14.3)	105 (4.9)
Kinder 1 J.	199 (11.5)	168 (8.7)	303 (17.6)	80.0 (4.0)
Säuglinge <1J.				
Normalkost	200 (30)	177 (23)	307 (46)	77 (10)
Säuglnahr./ Muttermilch	47 (7)	58 (7.5)	80 (12)	42 (5.5)

6.4.4. Strontiumbelastung

Da die Bestimmung von Sr-90 außerordentlich arbeits- und zeitaufwendig ist, konnte die Lebensmittel- und Umweltüberwachung für dieses Isotop nicht im selben Umfang wie für I-131 oder die Cäsiumisotope durchgeführt werden. Schon die ersten Orientierungsmessungen mit Hilfe der Flüssigszintillationsmethode an Kondensatproben, die an Luftfahrzeugen genommen wurden, gaben keinen Hinweis auf größere Anteile von Strontium- oder Plutoniumisotopen /Schönhofer 1987/.

Noch im Mai 1986 standen genauere Meßdaten aus Luftfilterproben vom 29.4.1986 aus dem Gemeindegebiet Rauchenwarth sowie aus diversen Untersuchungen an Umwelt- und Lebensmittelproben zur Verfügung.

Die Ergebnisse zeigten, daß die Aktivität des Sr-90 ca. 1-4.5 % der deponierten Cs-137 Aktivität beträgt. Die Aktivität des kurzlebigen Sr-89 (Halbwertszeit 50.5 Tage) war etwa sechs mal so hoch. In Übereinstimmung mit bekannten Daten über das radioökologische Verhalten von Strontium liegt dieses Verhältnis in den wichtigsten Nahrungsmitteln bei noch kleineren Werten (ca. 0.6% in der Milch; im Fleisch ist der Strontiumanteil unbedeutend).

Die Abschätzungen der Strontiumbelastung konnten daher nach Bestimmung des Sr/Cs-Verhältnisses bzw. durch entsprechende Abschätzungen aufgrund des bekannten radioökologischen Verhaltens erfolgen.

Über die Bodenbelastung mit Sr-90 wird in Kap.4.4.1. berichtet, Ergebnisse über eine in der Folge im Auftrag des BMGU vom Forschungszentrum Seibersdorf durchgeführten Studie /Mück 1988/ an 131 Lebensmittelproben, 9 Trinkwasserproben und 7 anderen Proben,

die die früheren Abschätzungen bestätigen und erweitern, sind bei den entsprechenden Abschnitten des Kap.4. enthalten. Allgemein zeigte sich dabei der relativ hohe Anteil an Belastungen aus dem Fallout der Kernwaffenversuche der Sechzigerjahre.

Bei Kindernahrungsmitteln ergab sich insgesamt keine signifikante Erhöhung der Sr-90-Aktivitätskonzentration. Durch die Notwendigkeit der Einfuhr von Milchpulver (aufgrund des niedrigen Grenzwertes für Kindernahrungsmittel) aus Gebieten mit generell niedrigerer Niederschlagsmenge als die Alpenzone und somit geringerer Vorbelastung aus dem Bombenfallout trat sogar eine Verringerung gegenüber den Vor-Tschernobyl-Werten auf.

In der Frauenmilch ist das Sr/Cs-Verhältnis niedriger als in der Kuhmilch, wahrscheinlich bedingt durch unterschiedliche metabolische Verhältnisse, aber auch durch die Ernährung mit Sr-ärmerer Kost.

Die Belastung von Nahrungsmitteln im ersten und zweiten Jahr nach dem Reaktorunfall mit Cäsium und Strontium ist in Tab.6.4.4.1. und 6.4.4.2. zusammengestellt /Mück 1988/. Tab.6.4.4.3. enthält Berechnungen über die Aufnahme von Sr- 90 mit der Nahrung bei verschiedenen Altersgruppen sowie die sich daraus im ersten und zweiten Jahr ergebende Ingestionsfolgedosis (Dosis in den nächsten 50 Jahren). Davon stammen im ersten Jahr bei Erwachsenen 54 %, bei einjährigen Kindern 63 % aus dem Reaktorunfall, im zweiten Jahr bei Erwachsenen 31 % bei einjährigen Kindern 26 % aus dem Reaktorunfall. Die Strontiumdosis bleibt insgesamt in allen Altersgruppen sehr gering gegenüber der Dosis aus der Cäsium-Inkorporation.

Der Vergleich der Belastungen nach dem Reaktorunfall mit denjenigen nach den Kernwaffenversuchen (vgl. Kap.7.1.) unterstreicht

Tab.6.4.4.1: Sr-90/Cs-137 Verhältnis in den verschiedenen Nahrungsmitteln und daraus abgeschätzte mittlere Sr-90-Aktivitätskonzentration im ersten Folgejahr nach dem Reaktorunfall nach /Mück 1988/.

= in Spalte 4 und 6 bedeutet, daß kein Versuch einer Abschätzung des Beitrags aus dem Tschernobylfallout allein unternommen wurde, sondern der gesamte Beitrag als Folge von Tschernobyl angenommen wurde.

1. Jahr nach dem Reaktorunfall					
Nahrungsmittel	mittlere Cs-137 Aktivitäts- konzentration (in pCi/kg)	Sr-90/Cs137-Verhältnis (in %)	mittlere Sr-90		insgesamt Tschernobyl
			Aktivitäts- konzentration (in pCi/kg)	Aktivitäts- konzentration (in pCi/kg)	
Milch, Topfen	1215	0,73	0,68	8,91	8,37
Butter, Rahm	297	0,38	0,35	1,134	1,053
Käse	845	11,7	10,9	98,82	91,8
Gemüse	216	10,4	1,3	22,41	2,7
Kartoffel	378	1,7	0,0036	6,48	0,0135
Obst	972	0,16	=	1,566	=
Nüsse	3510	2,46	=	86,4	=
Getreide, Brot	405	2,15	0,65	8,64	2,7
Mehl (Reduktion 0.43)	-	-	-	3,78	1,08
Fleisch					
Rind, Kalb	3888	0,01	=	0,378	=
Wild, Schaf	10800	0,01	=	1,08	=
Schwein	945	0,01	=	0,0945	=
Geflügel	486	0,01	=	0,0486	=
Eier	54	1,39	=	0,756	=
Fische	6210	0,1	=	6,21	=
Kindernährmittel					
Trockenmilch	-	-	-	1,62	-0,54
Getreide, Gemüse	-	-	-	11,34	3,24
Muttermilch	159,3	0,065	0,033	0,1026	0,0513
Trinkwasser	0,1404	54	=	0,0756	=

Tab. 6.4.4.1: Sr-90/Cs-137 Verhältnis in den verschiedenen Nahrungsmitteln und daraus abgeschätzte mittlere Sr-90-Aktivitätskonzentration im zweiten Folgejahr nach dem Reaktorunfall nach /Mück 1988/.

** wegen des geringen Beitrags zur Sr-90-Ingestionsdosis wurde auf eine Abschätzung des Nettoverhältnisses durch den Tschernobylfallout verzichtet.

2. Jahr nach dem Reaktorunfall

Nahrungsmittel	mittlere Cs-137	Sr-90/Cs137-	mittlere	Sr-90/Cs-137	mittlere
	Aktivitäts- konzentration in pCi/kg	Verhältnis in %	Sr-90 Aktivitäts- konzentration in pCi/kg	Verhältnis in %	Sr-90 Akt Konzentr. in pCi/kg
	insgesamt				
	ohne Atombombenfallout				
Milch, Topfen	318,6	2,53	8,073	0,67	2,133
Butter, Rahm	78,3	1,32	10,26	0,35	0,27
Käse	259,2	40,6	105,3	3,7	9,72
Gemüse	21,6	34,1	7,29	6,8	1,458
Kartoffel	21,6	10,1	2,16	2,0	1,62
Obst	67,5	0,36	0,243	0,36 **	0,243
Nüsse	3672	2,43	102,6	2,43 **	89,1
Getreide, Brot	16,2	47,5	7,695	9,5	1,539
Mehl (Reduktion 0.43)	-	-	3,321	-	0,675
Fleisch					
Rind, Kalb	1412,1	0,04	0,567	0,01	0,135
Wild, Schaf	4050	0,04	1,62	0,01	0,405
Schwein	410,4	0,04	0,162	0,01	0,054
Geflügel	199,8	0,04	0,081	0,01	0,027
Eier	54	1,39	0,756	1,3	0,756
Fische	2916	0,1	29,7	0,1	29,7
Kindernährmittel					
Trockenmilch	-	-	1,296	-	0,0
Getreide, Gemüse	-	-	6,48	-	0,0
Muttermilch	113,4	0,065	0,0729	0,02	0,0216
Trinkwasser	0,1404	54	0,0756	54	0,0756

die Geringfügigkeit des Strontiumbeitrags nach Tschernobyl.

Tab.6.4.4.3.: Strontium-90 Ingestionsfolgedosis, inklusive Beiträge aus dem Bombenfallout, nach /Mück 1988/

Altersgruppe	Sr-90- zufuhr	Ingestionsfolgedosis	
	nCi (Bq)	Knochenober- fläche	Effektiv- dosis
		mrem (uSv)	mrem (uSv)
1. Folgejahr			
Erwachsene	4.5 (168)	6.6 (66)	0.59 (5.9)
Kind 5 Jahre	2.08 (77)	3.0 (30)	0.33 (3.3)
Kind 1 Jahr	2.58 (95.5)	9.6 (96)	1.05 (10.5)
Säugling MM	0.014 (0.5)*	0.05(0.5)*	0.006(0.06)*
(3 Monate) KN	0.21 (7.7)*	0.8 (8)*	0.09 (0.9)*
2. Folgejahr			
Erwachsene	3.07 (113.6)	4.4 (44)	0.40 (4.0)
Kind 5 Jahre	1.51 (55.9)	2.2 (22)	0.24 (2.4)
Kind 1 Jahr	1.75 (64.7)	6.5 (96)	0.71 (7.1)
Säugling MM	9.18 (0.34)*	0.03(0.3)*	0.004(0.04)*
(3 Monate) KN	0.16 (6.1)*	0.6 (6)*	0.07 (0.7)*

*) die Sr-90- Zufuhr und Dosis für den Säugling bezieht sich nur auf das jeweils erste Halbjahr.
MM ... Muttermilch, KN ... Kindernährmittel

6.4.5. Belastung durch andere Nuklide

Strontium-89

Nach der Zusammensetzung der Luft vom 29.4.1986 (vgl. Kap. 4.2.) betrug das ursprüngliche Sr-89/Sr-90 Verhältnis 5.28. Zur Abschätzung der Dosisbelastung durch Sr-89 (50.5 Tage Halbwertszeit) und Sr-90 sind nach /Mück 1988/ die Sr-90-Dosen für das 1. Jahr bei Erwachsenen mit einem Faktor 1.076, bei einjährigen Kindern mit einem Faktor von 1.24 zu multiplizieren. Der Beitrag von Sr-89 bleibt somit selbst gegenüber dem kleinen Beitrag des Sr-90 gering.

Durch direkte Kontamination war Gemüse im Mai 1986 auch durch weitere Falloutnuklide, die ansonsten in der Nahrungskette nicht weitergegeben wurden, belastet (vgl. Tab. 4.6.2.). Die Aufnahme auch dieser Nuklide konnte durch das Verkaufsverbot weitgehend verhindert und die in Tab.4.6.2. angegebene Dosis eingespart werden.

6.5. Schwangerschaft und Fetalzeit

Belastungen des Fetus erfolgen durch:

1. die externe Bestrahlung (Umgebungsstrahlung), abgeschwächt durch die teilweise Abschirmung durch mütterliches Gewebe, und
2. die externe und interne Bestrahlung des Fetus durch Radionuklide, welche die Mutter durch Inhalation und Ingestion aufgenommen hat.

Dabei ist die Bestrahlung des Fetus vom umgebenden mütterlichen Gewebe und vom Fruchtwasser, als auch die vom Fetus dia- und paraplazentar aufgenommene Aktivität zu berücksichtigen.

6.5.1. Externe Strahlenbelastung des Fetus

Für die externe Strahlenbelastung können in guter Näherung die Werte für die Gesamtbevölkerung unter Vernachlässigung des mütterlichen Abschirmungsfaktors herangezogen werden. Dadurch wird der tatsächliche Wert etwas überschätzt. Bis Ende 1986 beträgt dieser Wert durchschnittlich 10 mrem.

6.5.2. Jodbelastung des Fetus

Die Jodkonzentrierung in der fetalen Schilddrüse beginnt erst nach dem 3. Schwangerschaftsmonat. Der Schilddrüsenfaktor erreicht um den 130. Schwangerschaftstag sein Maximum mit etwa dem Doppelten des Erwachsenenwertes und sinkt bis Ende der Schwangerschaft unter den Erwachsenenwert ab (/Johnson 1982/, Fueger 1985/, /Henrichs 1983/, siehe Tab. 6.5.1. und Abb.6.5.1).

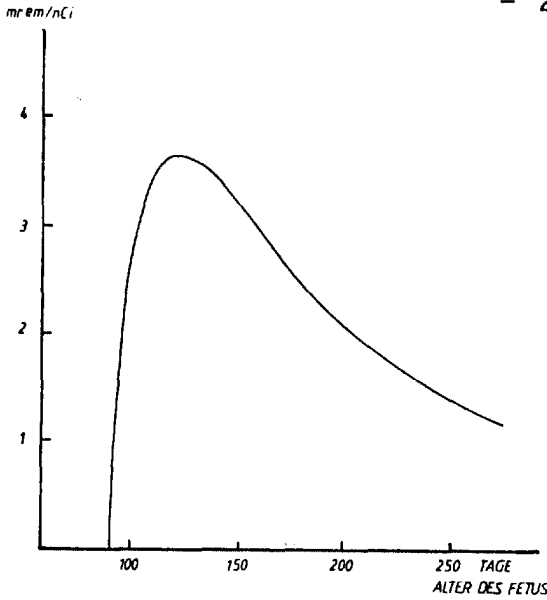


Abb.6.5.1.: Fetale Schilddrüsensendosis in mrem pro nCi Aufnahme an I-131 durch die Mutter

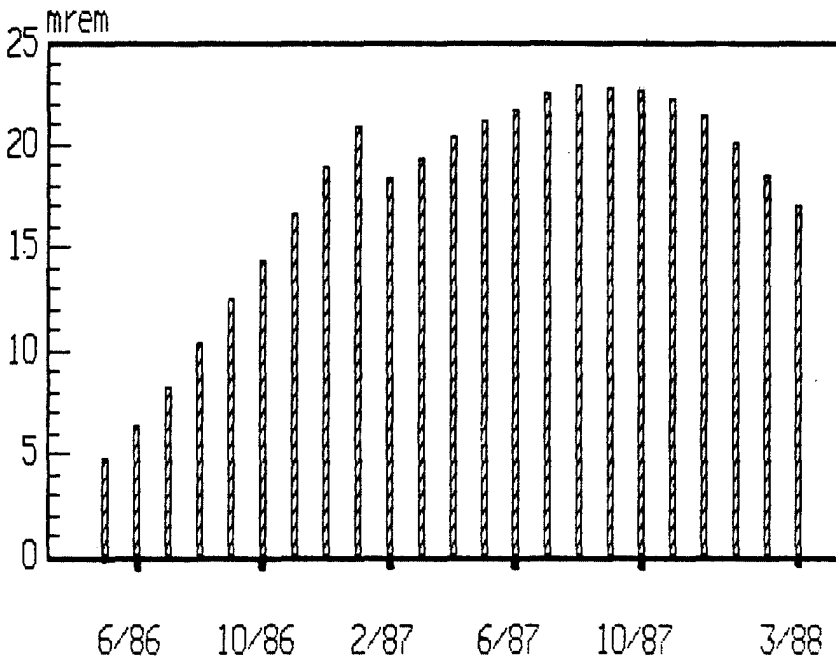


Abb.6.5.2.: Fetaldosen nach Geburtsmonaten aufgrund des Reaktorunfalls aus externer Strahlung sowie aus Cs-Inkorporation (aus Ganzkörpermessungen bei Erwachsenen)

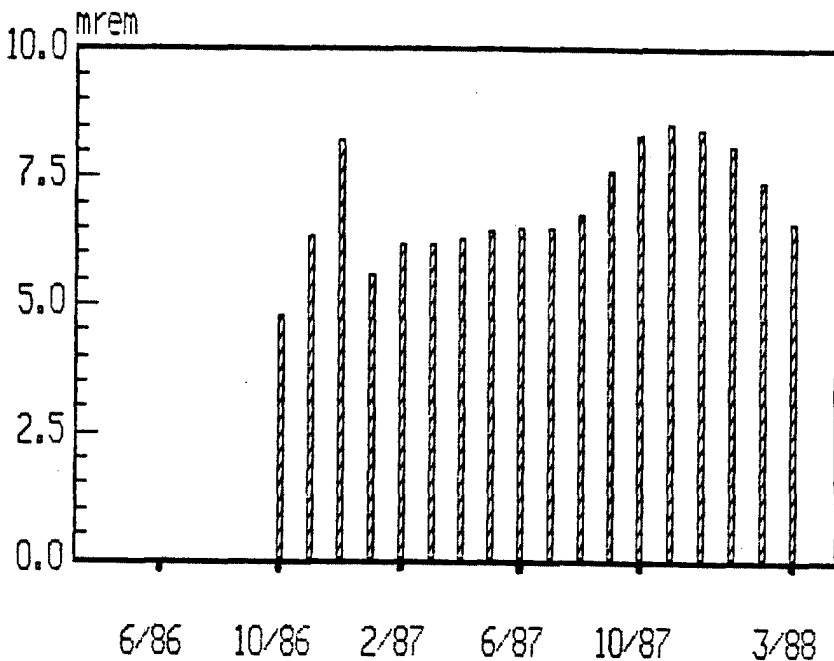


Abb.6.5.3.: Fetaldosen im 3.-5. Schwangerschaftsmonat aufgrund des Reaktorunfalls nach Geburtsmonaten, aus externer Strahlung sowie aus Cs-Inkorporation (aus Ganzkörpermessungen bei Erwachsenen)

Tab.6.5.1.: Fetale Schilddrüsenedosis für I-131 nach /Johnson 1982/, /Fueger 1985/, als Funktion der Schwangerschaftsdauer zum Zeitpunkt der Aufnahme

Schwangerschaftsdauer (TAGE)	Schilddrüsenedosis in mrem pro nCi Aufnahme
90	0,0
91	0,43
92	0,73
95	1,5
100	2,3
110	3,3
130	3,6
150	3,2
170	2,7
200	2,1
250	1,4
Erwachsener (nach ICRP 30)	1,8

Die Strahlenbelastung durch I-131 in den ersten 12 Wochen der Schwangerschaft beruht folglich vorwiegend auf der I-131Aktivität im mütterlichen Organismus bzw. in den fetalen Organsystemen.

Unter Verwendung von Dosisfaktoren nach /Henrichs 1983/ läßt sich bei einer I-131 Aufnahme über Ingestion von 90 nCi (es wurde ein gegenüber Durchschnittserwachsenen erhöhter Milchkonsum zugrundegelegt) und über Inhalation von 70 nCi, eine fetale Belastung innerhalb der ersten 3 Schwangerschaftsmonate von geringen Bruchteilen von mrem errechnen.

Für Feten im 4. - 9. Schwangerschaftsmonat ergibt sich für einen mittleren Dosisfaktor von 2,3 mrem pro nCi Aufnahme und einer Gesamtaufnahme von 160 nCi I-131 bei Schwangeren (nach /Johnson 1982/) eine fetale Schilddrüsendosis von ca. 370 mrem.

Bei I-131 Aufnahme zwischen dem 120. und 140. Schwangerschaftstag (ungünstigste Annahme) ergibt sich eine fetale Schilddrüsendosis von 560 mrem.

Hinsichtlich der Schilddrüsendosis sind also Feten weniger belastet als Säuglinge und Kleinkinder, die mit Zweidrittelmilch ernährt wurden. Auch unter Berücksichtigung einer erhöhten Strahlenempfindlichkeit von Feten ist also deren Schilddrüsenbelastung gering geblieben. Zudem ist zu berücksichtigen, daß sich Schwangere besonders an die Empfehlungen des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz gehalten haben und daher eher mit niedrigeren Aufnahmeraten über die Nahrung zu rechnen ist.

Auf der Grundlage der mittleren fetalen Dosisfaktoren nach /Henrichs 1983/ (0,74 mrem/nCi für Inhalation und 1,11 mrem/nCi für Ingestion der Mutter) ergäbe sich eine mittlere fetale Schilddrüsendosis von 152 mrem (100 mrem durch Ingestion, 52 mrem durch Inhalation der Mutter).

6.5.3. Cäsiumbelastung der Feten

Für die fetale Belastung durch Cs-134+137 ist die bei Schwangeren deutlich verkürzte biologische Halbwertszeit zu berücksichtigen (ca. 50 Tage, gegenüber etwa 100 Tagen des Referenzmenschen der ICRP).

Dies führt zu einer starken Belastungsminderung sowohl für

die Schwangere als auch für den Fetus. Im Fetus erfolgt keine Cäsiumkonzentrierung, sodaß von denselben Aktivitätskonzentrationen wie in der Mutter ausgegangen werden kann.

Die Cäsiumdosisfaktoren für Feten /Henrichs 1985a/ liegen somit bei ca. 50% des Erwachsenenwertes. Bei einer mütterlichen Aufnahme von 485 nCi Cs-137 und 267 nCi Cs-134 ergibt sich daraus für Feten bis Ende 1986 eine Dosis von max. 22.7 mrem.

Der Verlauf der Fetaldosis aufgrund der externen Strahlenbelastung (ohne Berücksichtigung von Abschirmfaktoren) und Cäsiumingestion ist als Summe über den gesamten Schwangerschaftsverlauf in Abb.6.5.2. sowie für den Zeitraum vom 3. - 5. Schwangerschaftsmonat (Risiko für Entwicklungsstörungen, vgl. Kap.8.) nach Geburtsmonaten in Abb.6.5.3. dargestellt. Diese zusätzlichen Belastungen sind allerdings vor dem Hintergrund einer vergleichbaren Dosisbelastung von monatlich ca. 10 mrem aus natürlicher Strahlung zu sehen; über den Schwankungsbereich des natürlichen Strahlungshintergrundes in Österreich hinausgehende Belastungsraten sind nur in den ersten Wochen nach dem Unfall aufgetreten und haben insgesamt nur eine geringe Dosis geliefert.

6.6. BELASTUNG SPEZIELLER BERUFSGRUPPEN

Wie gezeigt wurde, erfolgte die Hauptbelastung infolge des Reaktorunfalls über die Lebensmittel, daher standen Maßnahmen bezüglich anderer Bereiche im Hintergrund.

6.6.1. Filterwechsel bei Klimaanlage

Filter von Klimaanlage zeigten nach dem Unfall die mit Abstand höchsten Kontaminationswerte. Bei Verwendung von Feinstaubfiltern ergab sich für die Luft im Gebäudeinneren eine Kontamina-

tionsverminderung, jedoch entsprechend hohe Werte in den Filtern.

Aufgrund des hohen Anteils kurzlebiger Isotope wurde vom Bundesministerium für Soziale Verwaltung zunächst angeordnet, diese Filter in den ersten Wochen nach dem Unfall außer bei absoluter betrieblicher Notwendigkeit nicht zu wechseln. Für den Wechsel wurde ein Merkblatt bezüglich Schutzmaßnahmen ausgearbeitet und den Betroffenen zur Kenntnis gebracht.

Die ausgebauten kontaminierten Filter stellten die infolge des Reaktorunfalls am stärksten kontaminierten Objekte in Österreich dar; sie waren staubdicht zu verpacken und ab einer festgesetzten Größe an das Österreichische Forschungszentrum Seibersdorf zur Konditionierung (Vorbereitung zur Endlagerung) abzuliefern.

Nennenswerte Strahlenbelastungen waren bei Einhaltung der Sicherheitsrichtlinien nicht zu befürchten, auch nicht bei sachgemäßer Zwischenlagerung innerhalb der Betriebe bis zum Abtransport.

6.6.2. Berufe mit Aufenthalt im Freien

Wie die Berechnungen zeigen, blieb auch bei Personen mit längerem Aufenthalt im Freien die Inhalationsbelastung bedeutungslos; die Dosis infolge äußerer Strahlung ist jedoch von der Aufenthaltsdauer im Freien stark abhängig und darüber hinaus regional stark unterschiedlich. In hochbelasteten Gebieten im Freien arbeitende Personen (z.B. Bauern, Gärtner, Bauarbeiter) sind daher höheren Dosen ausgesetzt, die im ersten Jahr nach dem Unfall Werte zwischen 50 und 100 mrem erreichen und somit fallweise die Ingestionsdosis übersteigen können. Auch in diesen Fällen bleibt jedoch die Belastung insgesamt relativ gering.

Zur Begrenzung der Ingestionsdosis sowie eventueller Hautdosen durch Kontakt mit kontaminiertem Staub wurde in den ersten Wochen besondere Beachtung von Hygienemaßnahmen (häufiges Duschen und gründliches Reinigen der Hände) empfohlen.

6.6.3. Umgang mit Gras und Heu

In den ersten Tagen nach dem Unfall, als kurzlebige Nuklide mit hohen Inhalationsdosisfaktoren dominierten, wurden wegen der dabei zu erwartenden Belastung vom Rasenmähen abgeraten.

Gelegentlich wurde die Befürchtung geäußert, durch den Umgang mit Heu würden über belasteten Heustaub hohe Inkorporationsdosen auftreten. Untersuchungen an Bauern aus höher belasteten Gebieten haben tatsächlich in einigen Fällen höhere Ganzkörpermeßwerte ergeben, die aber eher durch die jeweiligen Gegebenheiten der Nahrungsmittelbelastung und des Nahrungsmittelverzehrs zu erklären waren. Auch unter Zugrundelegung extremer Annahmen über Heubelastung, Heustaubkonzentration und Aufenthaltsdauer können nur geringe Inkorporationsbelastungen auf diesem Weg abgeschätzt werden. Für den Fall nennenswerter Inhalation von Radionukliden mit Heustaub müßten bei der Ganzkörpermessung auch die Rutheniumisotope nachweisbar sein; diese lagen jedoch höchstens an der Signifikanzgrenze. Zur Vermeidung der Staubbelastung der Lunge ist Landarbeitern beim Arbeiten auf Heuböden jedoch die Verwendung von Staubmasken ungeachtet des Radioaktivitätsgehalts von Heu grundsätzlich anzuraten.

Hingegen war der Umgang mit höher belastetem Heu mit einer meßbaren externen Strahlenbelastung verbunden. In Lagerräumen für Heu wurden Werte von ca. 20 $\mu\text{rem/h}$ gemessen /Steinhäusler 1987a.

Unter Berücksichtigung von Aufenthaltsfaktoren ergeben sich daraus im ersten Jahr Zusatzbelastungen von einigen Millirem, somit Werten, die zur Gesamtdosisbelastung der betroffenen Personen, die hauptsächlich durch Nuklidaufnahme mit der Nahrung bestimmt wird, einen geringen Beitrag liefert.

6.7. Ganzkörpermessungen

In Österreich existieren mehrere Meßanlagen zur Bestimmung inkorporierter Nuklide am lebenden Menschen, die in der Regel überwiegend zur Überwachung der Nuklidinkorporation bei beruflich strahlenexponierten Personen sowie bei Patienten in der Nuklearmedizin eingesetzt werden. Damit wurden auch umfangreiche Untersuchungen der Inkorporationsbelastung durchgeführt, über deren Ergebnisse mehrfach berichtet wurde. Die Übereinstimmung der Meßergebnisse erwies sich als sehr gut; da die Meßstellen überwiegend im Osten Österreichs liegen, wurde auch eine österreichweite Vergleichsstudie der Cäsiuminkorporation durchgeführt.

6.7.1. Jodphase

Ergebnisse über die in der Anfangsphase dominierende Schilddrüsenbelastung mit I-131 bei zwei österreichischen Meßstellen sind in Abb.6.7.1. und 6.7.2. dargestellt. Inkorporiertes I-131 war etwa bis Mitte Juni 1986 nachweisbar. Nach Berechnungen des Österreichischen Forschungszentrums Seibersdorf ergeben sich Schilddrüsenbelastungen von ca. 133 mrem, entsprechend einer Effektivdosis von 4.0 mrem (min. 1.3 mrem, max. 10.6 mrem), in guter Übereinstimmung mit den Abschätzungen der Ingestions- und Inhalationsbelastung. Höhere Werte ergaben sich bei Besuchern der UdSSR.

6.7.2. Cäsiumphase

Der zeitliche Verlauf der Cäsiumbelastung bei Erwachsenen und Kindern ist in Abb.6.7.3. bis 6.7.5 wiedergegeben. Aktivitätsanstiege vor allem in der Anfangsphase und während der Wintermonate sind erkennbar, ab Mai 1987 sinken die Werte kontinuierlich ab. Die kürzere biologische Halbwertszeit bei Kindern bewirkt ein sehr gut erkennbares Absinken der Ganzkörperwerte in den Phasen der geringeren Nahrungsmittelbelastung. Eine spezielle Studie an Sportlern /Havlik 1987a/ ergab etwa um 40 % höhere Cäsiumaktivitäten aufgrund des höheren Nahrungsmittelverbrauchs sowie des höheren Anteils an Milchprodukten bei dieser Gruppe.

Zur Ermittlung der regionalen Verteilung wurde eine großangelegte Untersuchung an Soldaten aus Kasernen der einzelnen Bundesländer durchgeführt. Die Ergebnisse (Abb. 6.7.6. und Tab. 6.7.1.) zeigen, daß die Unterschiede der Inkorporation von Cäsium bei weitem nicht das Ausmaß der Unterschiede der regionalen Verteilung der Bodenbelastung widerspiegeln. Sie entsprechen in ihren Relativwerten den Unterschieden in der Lebensmittelbelastung (vgl. insbesondere Daten über Milch, Abb. 4.6.20. - 4.6.29). Die niedrigsten Werte wurden im Burgenland und in Vorarlberg gefunden, die höchsten in Oberösterreich. Die Mittelwerte der Soldaten aus Wien stimmen recht gut mit den Mittelwerten von Messungen an Personen der Bevölkerung von Wien und Umgebung überein (s. Abb. 6. 7.6.). Die Werte können daher als realistische Basis für die Abschätzung der Cäsiuminkorporation der Österreicher herangezogen werden.

Nach Berechnungen des Österreichischen Forschungszentrums Seibersdorf /Steger 1987/ ergibt sich daraus für 1986 eine Ingestionsfolgedosis von 12.26 mrem, für 1987 von 10.78 mrem.

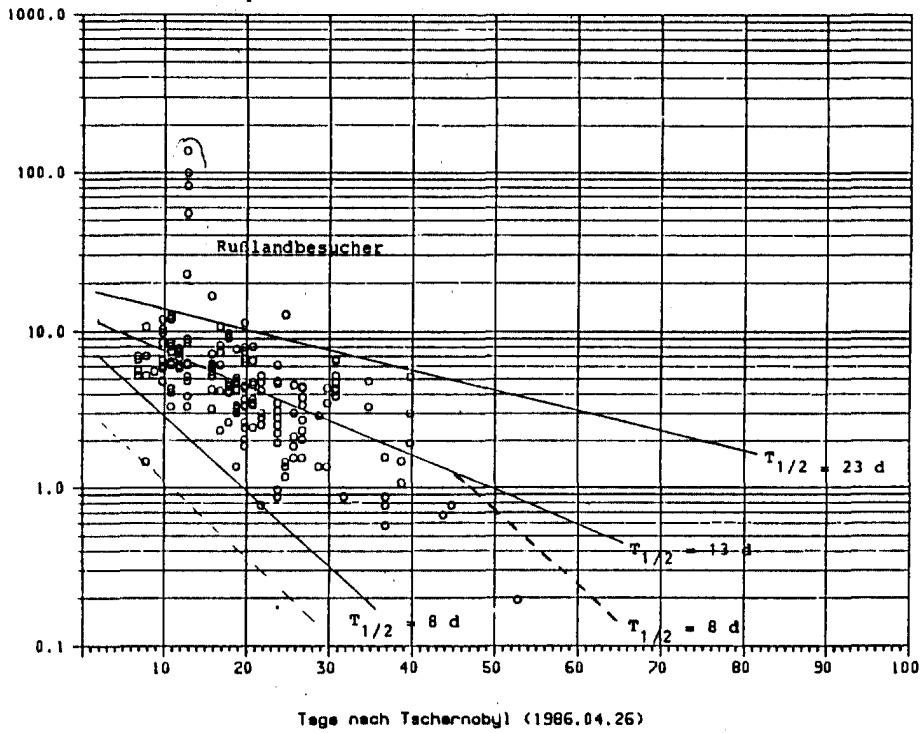


Abb.6.7.1.: Inkorporationsmessungen von I-131 (Schilddrüsenmonitor) nach dem Reaktorunfall, Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf

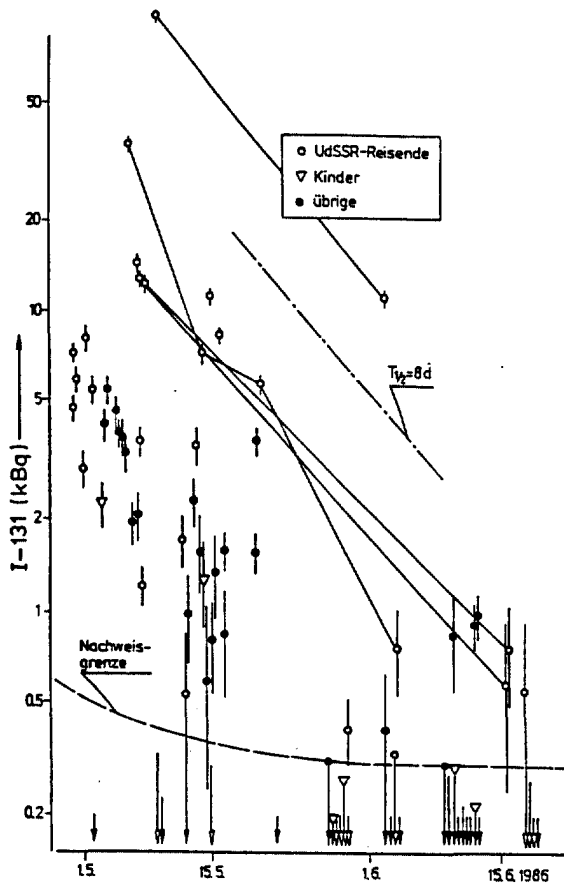


Abb.6.7.2.: Inkorporationsmessungen von I-131 nach dem Reaktorunfall, Abt. f. Nuklearmedizin der 2. Med. Univ.Klinik Wien

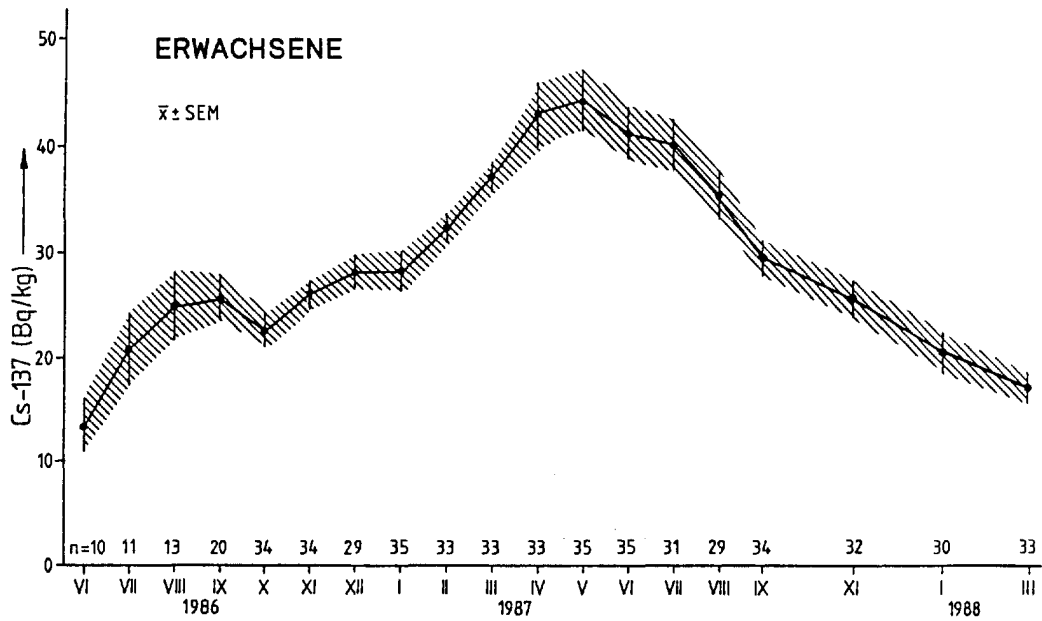


Abb.6.7.3.: Verlauf der Ganzkörperbelastung mit Cs-137 im Raum Wien aufgrund des Reaktorunfalls bei Erwachsenen, /Havlik 1987/

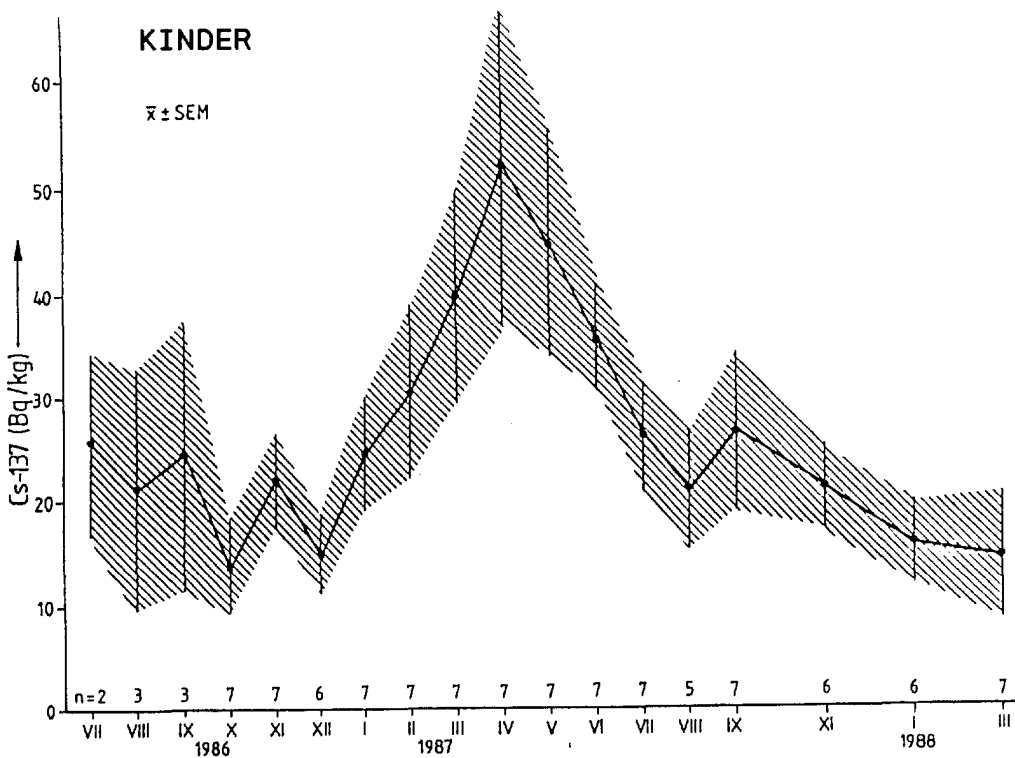


Abb.6.7.4.: Verlauf der Ganzkörperbelastung mit Cs-137 im Raum Wien aufgrund des Reaktorunfalls bei Kindern, /Havlik 1987/

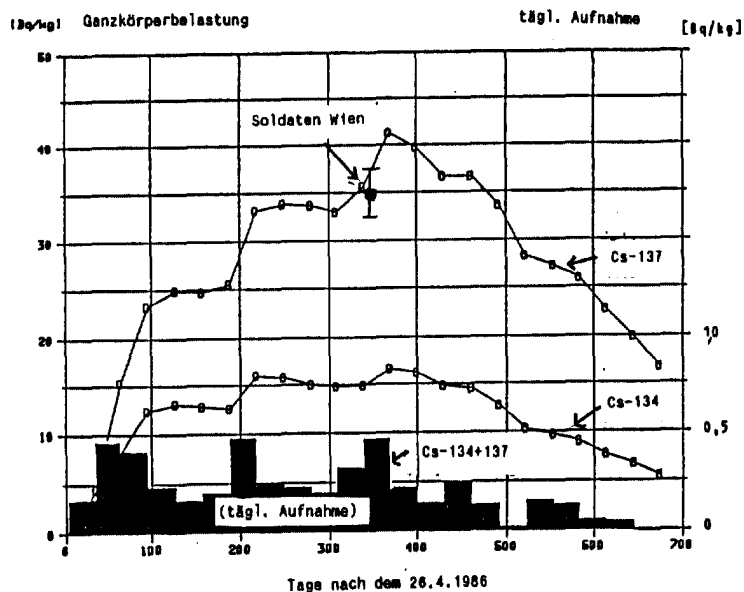


Abb.6.7.5.: Verlauf der Ganzkörperbelastung mit Cs-134, Cs-137 (jeweils Monatsende) sowie daraus berechnete Monatsmittelwerte der tägliche Aufnahme (Gesamtcäsium) im Raum Wien sowie Ergebnisse von Soldatenmessungen aus dem Raum Wien (siehe Text) /Steger 1987/

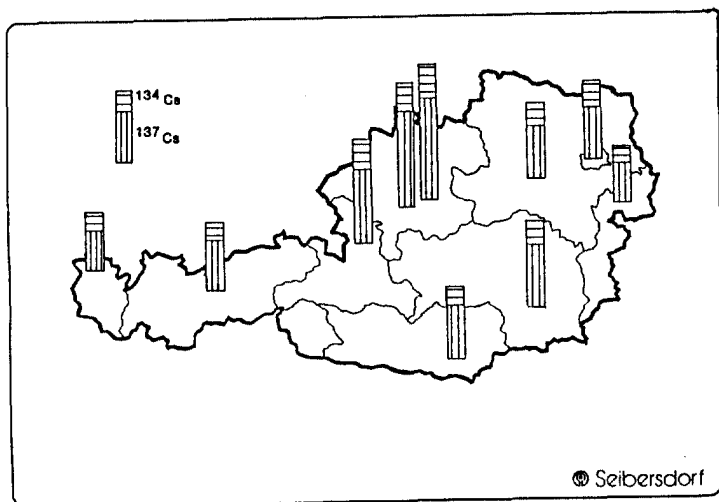


Abb.6.7.6.: Regionale Verteilung der Ganzkörperbelastung mit Cs-137 aufgrund von Messungen an Soldaten /Steger 1987/ infolge des Reaktorunfalls, bezogen auf den 9.4.1987

Tab.6.7.1.: Regionalverteilung der Inkorporationsbelastung mit Cs-134 und Cs-137; Ergebnisse der Ganzkörpermessungen an Soldaten /Steger 1987/

Soldaten des Bundeslandes	Meßdatum	^{137}Cs (Bq/kg)	^{137}Cs Zeitkorr. am 9.4.87 (Bq/kg)	$\frac{^{134}\text{Cs}}{^{137}\text{Cs}} = 2,42$ (Bq/kg) ^{134}Cs	$^{137}\text{Cs} + ^{134}\text{Cs}$ (Bq/kg)	Faktor bezogen auf Wien
BURGENLAND	22.4.87	27,0	24,2	10,0	34,2	0,70
VORARLBERG	30.6.87	30,8	30,2	12,5	42,7	0,87
NIEDERÖSTERREICH	29.4.87	35,9	32,4	13,4	45,8	0,94
KÄRNTEN	20.5.87	36,7	34,0	14,1	48,1	0,98
TIROL	15.7.87	35,2	34,5	14,3	48,8	1,00
WIEN	9.4.87	34,6	34,6	14,3	48,9	1,00
STEIFERMARK	23.4.87	40,6	37,9	15,7	53,6	1,10
SALZBURG	6.5.87	49,6	45,1	18,6	63,7	1,30
OBERÖSTERREICH Hörsching	7.5.87	59,9	54,6	22,6	77,2	1,58
OBERÖSTERREICH Ebelsberg	13.5.87	60,7	55,7	23,0	78,7	1,61

Der höchste im Österreichischen Forschungszentrum Seibersdorf gemessene Ganzkörperwert lag bei knapp 400 nCi Cs-137, woraus sich eine Belastung von ca. 137 mrem errechnen ließ. Nach einer mit einem tragbaren Meßgerät durchgeführten Orientierungsmessung ergaben sich für eine von den behördlichen Maßnahmen nicht betroffene Person mit extremen Verzehrsgewohnheiten Hinweise auf eine Gesamtkörperkontamination von ca. 1000 nCi.

6.7.3. Untersuchungen an Obduktionsmaterial

Radiojodmessungen /Rabitsch 1987/ sowie Cäsiummessungen an Obduktionsmaterial /Bankl 1987/, /Rabitsch 1986/ bestätigen grundsätzlich die Ergebnisse von Ganzkörpermessungen, wenn die unterschiedliche Altersstruktur der Meßserien berücksichtigt wird. Die Ergebnisse /Bankl 1987/ zeigen ferner, daß eine spezifische Anreicherung von Cäsium in der Leber, wie ältere Literatur angibt, nicht erfolgt.

6.7.4. Vergleich mit Ergebnissen der Aufnahmerechnung

Aus den Ganzkörpermessungen ergeben sich grundsätzlich niedrigere Dosiswerte als aus den Berechnungen aufgrund der Lebensmittelbelastungen, wobei die Werte bei etwa der Hälfte bis zwei Drittel liegen, hingegen stimmt der aufgrund der Aufnahmerechnungen zu erwartende Verlauf der Ganzkörperbelastungen recht gut mit den Messungen überein (s. Abb.6.7.7.).

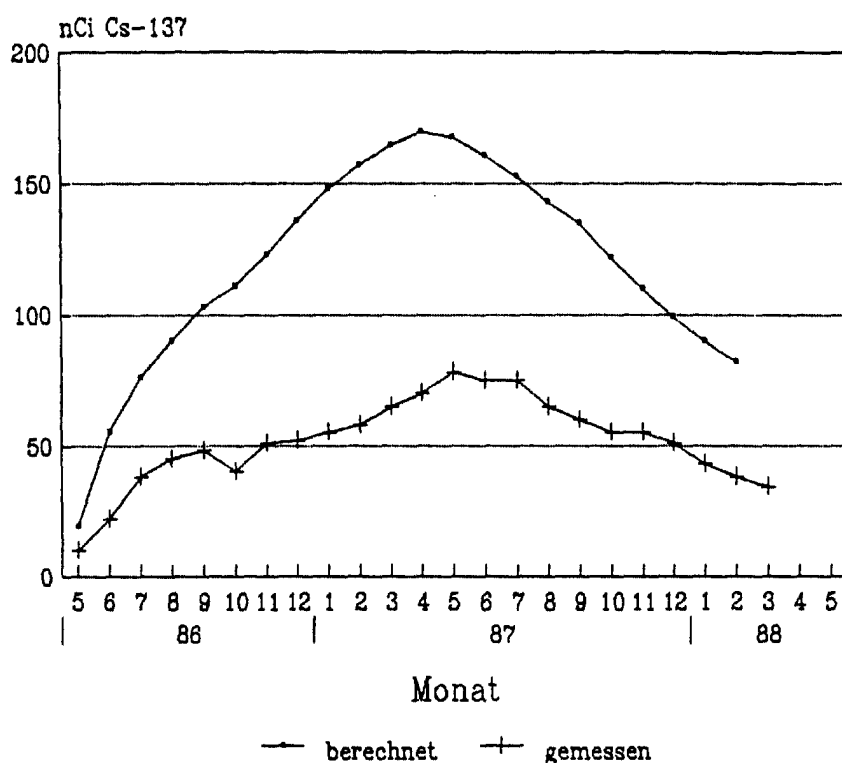


Abb.6.7.7.: Ganzkörperbelastung durch Cs-137 in Ostösterreich in nCi; berechnet aus Lebensmittelbelastungsdaten (s.Kap. 6.4.3.) sowie nach Messungen /Havlik 1987/, /Steger 1987/

Als Gründe dafür sind denkbar:

o) eine Überschätzung der durchschnittlichen Lebensmittelbelastung aufgrund gezielter Beprobungen "auf Verdacht"

o) Dekontaminationseffekte durch die übliche Lebensmittelbearbeitungsverfahren

o) Verzögerungseffekte durch Lagerhaltung; die bessere Übereinstimmung der Verläufe in Abb 6.7.7. nach einem Jahr gibt einen Hinweis auf einen geringen Beitrag dieses Effekts

Hingegen dürften die Gründe nach dem gegenwärtig bekannten Stand der Auswertung der Meßergebnisse nicht in Ungenauigkeiten

des Dosisrechnungsmodells oder der Auswahl der untersuchten Personen liegen.

Zeitliche, regionale und individuelle Schwankungen der Ganzkörperbelastung stehen grundsätzlich in guter Übereinstimmung mit Lebensmittelbelastung und -aufnahme. In Übereinstimmung mit den Ergebnissen der Inhalationsdosisberechnung dürfte der Beitrag der Inhalation zur Cäsiumbelastung vernachlässigbar sein. Das gilt auch für die gelegentlich vermutete Belastung über Heustaub, mit der sich die bei Einzelpersonen beobachteten höheren Belastungen kaum erklären lassen. Derartige Belastungen in nennenswertem Umfang müßten darüber hinaus zu einer entsprechend hohen Rutheniumaktivität führen, was jedoch nicht beobachtet wurde. In ähnlicher Weise hätten auch Belastungen mit "Heißen Teilchen" zu entsprechenden Nuklidaktivitäten führen müssen.

6.8. Zusammenfassende Darstellung der Strahlendosis

In Tab.6.8.1. sind die für die Jahre 1986 und 1987 sowie für das erste und das zweite Folgejahr (jeweils Mai bis April) für Erwachsene aus der Lebensmittelbelastung errechneten Effektivdosiswerte für die einzelnen Belastungspfade zusammengefaßt. Es ist daraus ersichtlich, daß die Belastung hauptsächlich über die Ingestion von Cäsium erfolgt (s. Abb.6.8.1. und 6.8.2.). Die Anteile der Belastungspfade sind stark altersabhängig. Bei Verwendung von Daten aus Ganzkörpermessung ergeben sich für die Cäsiumbelastung Werte, die etwa bei der Hälfte bis zwei Drittel der angegebenen Werte liegen.

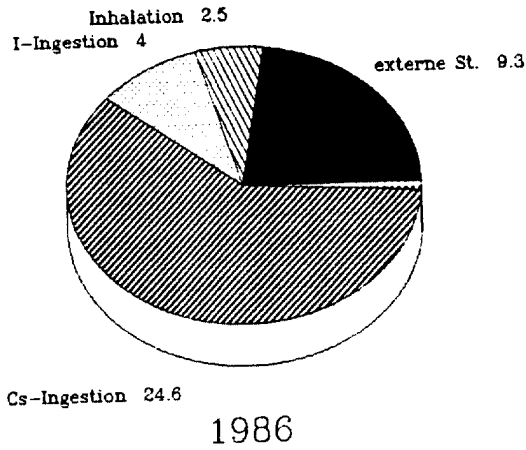


Abb.6.8.1.: Anteile der Belastungspfade im Jahr 1986 (Erwachsene, Effektivdosis in mrem). Ingestionsdosen aufgrund von Lebensmittelbelastungsrechnungen 1968 insgesamt: 40.8 mrem

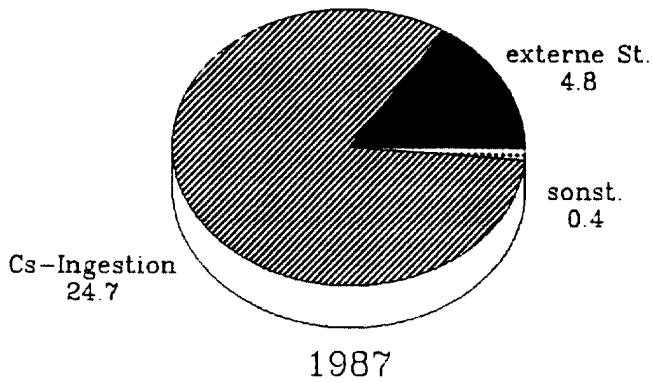


Abb.6.8.2.: Anteile der Belastungspfade im Jahr 1987 (Erwachsene, Effektivdosis in mrem). Ingestionsdosen aufgrund von Lebensmittelbelastungsrechnungen 1987 insgesamt: 29.9 mrem

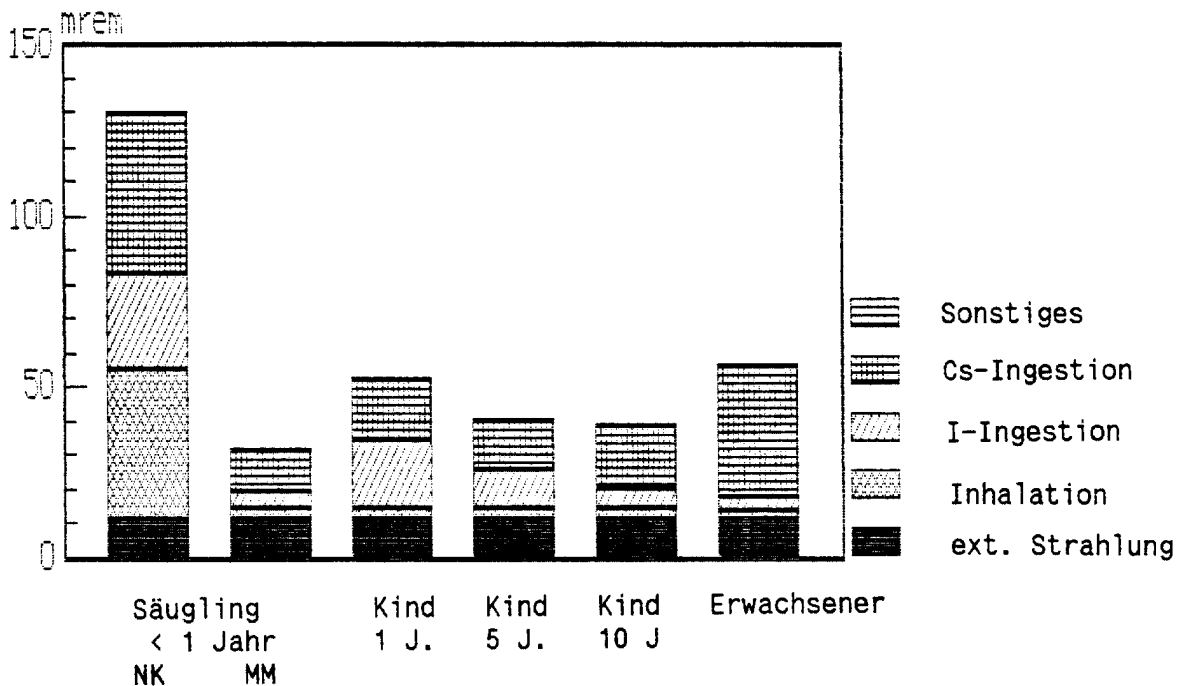


Abb.6.8.3.: Effektivdosis (in mrem) als Folge des Reaktorunfalls von Tschernobyl im ersten Folgejahr (bis April 1987). Österreichische Mittelwerte. Ernährung von Säuglingen unter einem Jahr mit Normalkost (NK) bzw. Babynahrung oder Muttermilch (MM)

Tab.6.8.1.: Strahlenbelastung nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl aufgrund von Aufnahmedosisrechnungen (Erwachsene, österreichisches Bundesmittel, Effektivdosis in mrem)

	1986	1987	1. Flgjr.	2. Flgjr
externe Strhlg.	9.3	4.8	10.9	4.5
Inhalation	2.5	-	2.5	-
Ingestion				
Jod	4	-	4	-
Cäsium	24.6	24.7	38.6	13.3
sonst.	0.4	0.4	0.6	0.4
=====				
	40.8	29.9	56.6	18.2
=====				

Die Verteilung der Belastung auf einzelne Altersgruppen ist in Abb.6.8.3. wiedergegeben. Die Schilddrüsenbelastung (vgl. Abb. 6.4.3.2.) ist bei Kindern höher als bei Erwachsenen, wobei der Schilddrüsen Grenzwert der Strahlenschutzverordnung (1000 mrem), der für den vorliegenden Fall allerdings nicht gilt, nur bei einigen Gruppen geringfügig überschritten wird.

Die Hauptbelastung der Erwachsenen erfolgt über Milch und Fleisch. Die Beiträge einzelner Belastungspfade sind in Abb. 6.4.3.5. wiedergegeben.

Diese Dosisberechnung liegt mit ihren Ergebnissen unterhalb der im "Vorläufigen Bericht" /UBA 1986/ vorgenommenen, da damals für die Wintermonate noch keine Meßergebnisse vorlagen. Der damalige Bericht gab als Ingestionsfolgedosis aus der Cäsiumaufnahme für das Jahr 1986 für Erwachsene 37 mrem (jetzt 24.6 mrem), für das erste Folgejahr 65 mrem (jetzt 38.6 mrem). Die vorliegenden Ergebnisse stimmen im Rahmen der Genauigkeit der Abschätzung sehr gut mit denen aus anderen Abschätzungen überein. (vgl. /Mück 1987/, /Duftschmid 1987/, /OECD 1987/, /Wirth 1987/)

Eine Übersicht über die Strahlenbelastung von Erwachsenen in den österreichischen Bundesländern ist in Tab.6.8.2. wiedergegeben. Bei der Inhalation wurde eine Absenkung durch den Aufenthalt in Gebäuden um den Faktor 2 angenommen. Werte der Cäsiumbelastung sind sowohl aufgrund von Aufnahmedosisrechnungen als auch aufgrund von Ganzkörpermessungen angegeben. Die Regionalverteilung der Cäsiumbelastung aufgrund von Lebensmittelwerten beruht auf den regionalen Unterschieden der Milchbelastung und stimmt mit den Relativwerten aus Ganzkörpermessungen (/Steger 1987/) im allgemeinen gut überein, Abweichungen zeigen sich bei Salzburg, Burgenland und Vorarlberg.

Tab.6.8.2.: Strahlenbelastung von Erwachsenen als Folge des Reaktorunfalls von Tschernobyl in den österreichischen Bundesländern, Summe der Jahre 1986 und 1987 (Werte in mrem), s. Text. Cs-Ingestionsdosis: Werte aus Messungen der Lebensmittelbelastung, in Klammer Werte aus Ganzkörpermessungen (nach /Steger 1987/)

	ext.Str.		Inhal.				Ingestion			
			I-131	Cs-134+137	Sonst.			GESAMT		
BURGENLAND	8.7	2.5	5.3	20.7 (16.1)	0.5	++		37.7 (33.1)		
KÄRNTEN	16.3	2.0	3.0	43.9 (22.6)	0.7	++		65.9 (44.6)		
NDÖSTERR.	10.9	4.0	4.7	43.4 (21.7)	0.7	++		60.5 (42.0)		
OBÖSTERR.	32.3	2.5	5.6	72.4 (34.9)	1.1	++		113.9 (76.4)		
SALZBURG	21.2	2.0	2.6	64.1 (30.0)	0.9	++		90.8 (56.7)		
STEIERMARKE	14.8	3.0	3.7	45.8 (25.3)	0.8	++		68.1 (47.6)		
TIROL	9.8	3.0	3.4	43.9 (23.0)	0.7	++		60.8 (39.9)		
VORARLBERG	6.2	2.0	3.0	18.7 (20.1)	0.6	++		30.5 (31.9)		
WIEN	3.2	4.0	3.2	45.8 (23.0)	0.7	++		56.9 (34.1)		
ÖSTERREICH	14.1	2.5	4.0	49.3 (25.3)	0.8	++		70.7 (46.7)		

Als Kollektivdosis läßt sich für die Jahre 1986 und 1987 ein Wert von ca. 530 000 Manrem (5300 Mansievert) ermitteln. Bei Verwendung von Ganzkörpermeßdaten erniedrigt sich der Wert auf ca. 350 000 Manrem (3500 Mansievert).

6.9. Ausblick auf die folgenden Jahre

Voraussagen über den weiteren Verlauf der Belastungen in den Folgejahren lassen sich einerseits aufgrund der bisherigen Trends und andererseits mit Hilfe radioökologischer Modelle treffen.

6.9.1. Trend des Belastungsverlaufs

Im Gegensatz zur Situation nach den Kernwaffentests tritt keine Zufuhr von Nukliden aus der Atmosphäre mehr auf, so daß weder Inhalationsbelastungen noch Belastungen mit der Kontamination von Gemüse, Feldfrüchten, Futtermitteln u.ä. aus der Luft befürchtet werden müssen.

Langfristige Belastungspfade betreffen somit einerseits die Erhöhung der äußeren Strahlung durch am Boden deponierte Radionuklide, die Aufnahme von Nukliden über Pflanzenwurzeln und in geringem Ausmaß die Kontamination von Pflanzen durch radionuklidhaltiges Erdreich.

Aufgrund der derzeitigen Meßergebnisse läßt sich für die nächsten Jahre für die externe Strahlenbelastung eine jährliche Dosis von durchschnittlich ca. 3-4 mrem abschätzen. Die Ingestion von Cs-134+137 wird voraussichtlich ca. 1 bis 3 mrem jährlich beitragen, wobei Cs-134 schnell unbedeutend sein wird. Andere Nuklide, insbesondere Sr-90 hingegen liefern nur geringe Beiträge. Langfristig wird der Gesamtanteil an äußerer Strahlung die Ingestionsdosis übersteigen.

Eine Abschätzung der Gesamt-Gammadosis aus externer Strahlenbelastung (/Tschirf 1988/) ist in Tab.6.9.1. wiedergegeben.

ABSCHÄTZUNG DER GESAMT-GAMMADOSIS BIS 2000

Verfahren 1 - Anwendung des Zerfallsgesetzes (Maximalwert)

$$D_t = D_0 \cdot T / \ln 2 \cdot (1 - e^{-(\ln 2 \cdot t / T)})$$

D_t ... Gesamtdosis im Zeitraum t
 D_0 ... Dosisleistung zur Zeit t_0
 T ... Halbwertszeit

Verfahren 2 - Entsprechend den Erfahrungen aus den Atombombenversuchen wird angenommen, dass bis 1998 die Gammastrahlung vollkommen abgeklungen ist.
(Minimalwert)

GEBIET HOHER BELASTUNG (Oberösterr. Südwest)

Naturboden ...	24h/d im Freien	800 - 1150 mrem
	4h/d im Freien,	
	20h/d im Haus	200 - 290 mrem
Ortsgebiet ...	24h/d im Freien	280 - 370 mrem
	4h/d im Freien,	
	20h/d im Haus	70 - 100 mrem

GEBIET NIEDRIGER BELASTUNG (Wien)

Naturboden ...	24h/d im Freien	56 - 76 mrem
	4h/d im Freien,	
	20h/d im Haus	14 - 19 mrem
Stadtgebiet ..	4h/d im Freien,	
	20h/d im Haus	ca. 5 - 7 mrem

Tab.6.9.1.: Abschätzung der Gesamt-Gammadosis aufgrund des Reaktorunfalls bis zum Jahr 2000 (/Tschirf 1988/)

6.9.2. Berechnungen mit dem Computermodell ECOSYS

Zur Abschätzung der zu erwartenden Strahlenexposition der Bevölkerung nach kurzzeitigen Freisetzungen von Radionukliden sind in jüngster Zeit radioökologisch-dosimetrische Rechenmodelle entwickelt worden. Im Gegensatz zu den bisher angewendeten statischen Depositionsrechenmodellen erfassen diese Modelle auch durch landwirtschaftliche und jahreszeitliche Zyklen bedingte jahreszeitliche Verläufe.

Auch in Österreich wird an derartigen Modellen gearbeitet. Als Basis dient hierfür das von der Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung (GSF) in München entwickelte Simulationsmodell ECOSYS, das nach dem Reaktorunfall Tschernobyl bereits erfolgreich verwendet wurde.

Durch die Einbeziehung von (zeitlich veränderlichen) klimatischen und landwirtschaftlichen Parametern als Rechengrößen ermöglicht ECOSYS bei Verstrahlungsfällen rasche Prognosen über Auswirkungen und deren zeitliche Verläufe, sowie über gegebenenfalls zu treffende Maßnahmen zur Dosisreduktion.

Vorläufige Testläufe für Österreich wurden für unterschiedliche Belastungssituationen bereits durchgeführt. Der prognostizierte Verlauf der spezifischen Aktivität von Cs-137 in verschiedenen Lebensmitteln ist in Abb.6.9.2. dargestellt (hochbelastetes Gebiet). Ebenso wie aus Abb. 6.9.3., die die kumulierte Aktivitätszufuhr über einzelne Lebensmittel wiedergibt, ist ersichtlich, daß der Hauptanteil der Belastung im ersten und zweiten Folgejahr zu erwarten ist. Diese Voraussagen stimmen recht gut mit den in Kap.4. wiedergegebenen Verläufen überein, wenngleich die Absenkungen in den Wintermonaten infolge der Fütterungsmaßnahmen bei den ECOSYS-Rechnungen nicht berücksichtigt sind. Auch lang-

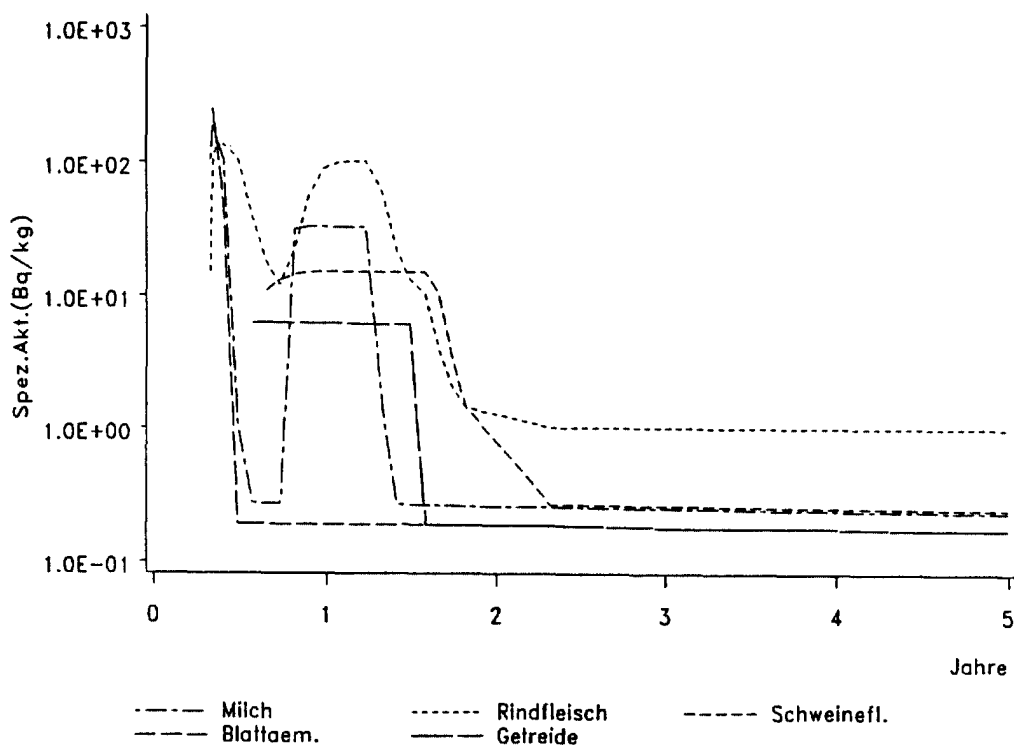


Abb. 6.9.2.: Prognostizierter Verlauf über fünf Jahre der spezifischen Aktivität von Cs-137 in verschiedenen Lebensmitteln nach dem Reaktorunfall, Wien und Umgebung. Testlauf ECOSYS

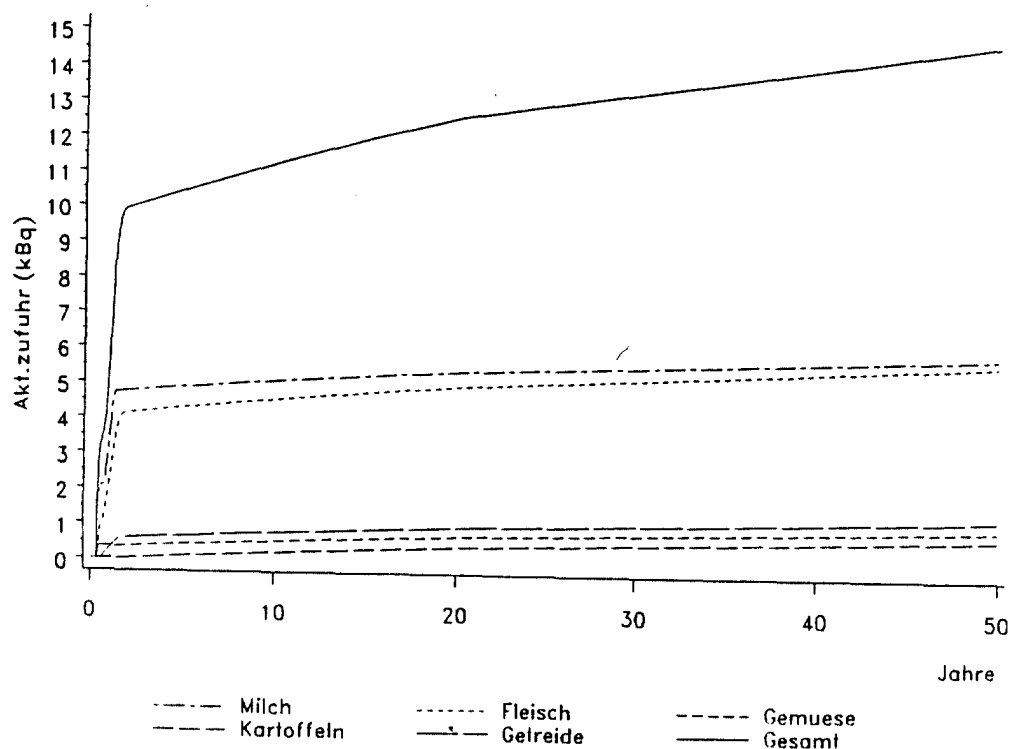


Abb. 6.9.3.: Prognostizierter Verlauf über fünfzig Jahre der spezifischen Aktivität von Cs-137 in verschiedenen Lebensmitteln nach dem Reaktorunfall, Wien und Umgebung. Testlauf ECOSYS

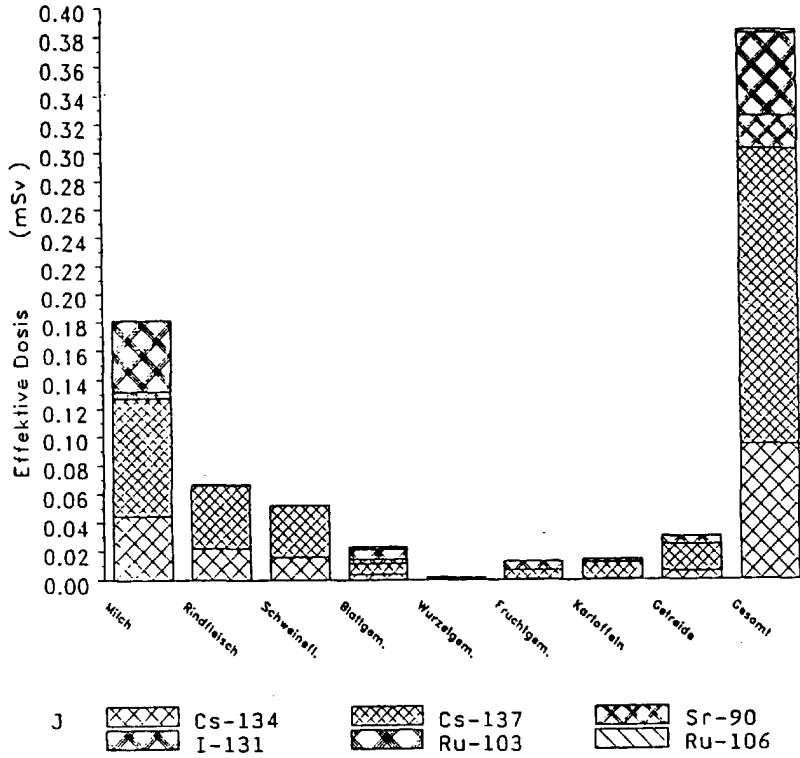


Abb.6.9.4.: Verteilung des Dosisbeitrags einzelner Nuklide zu verschiedenen Lebensmitteln innerhalb von fünfzig Jahren nach dem Reaktorunfall, Wien und Umgebung. Testlauf ECOSYS

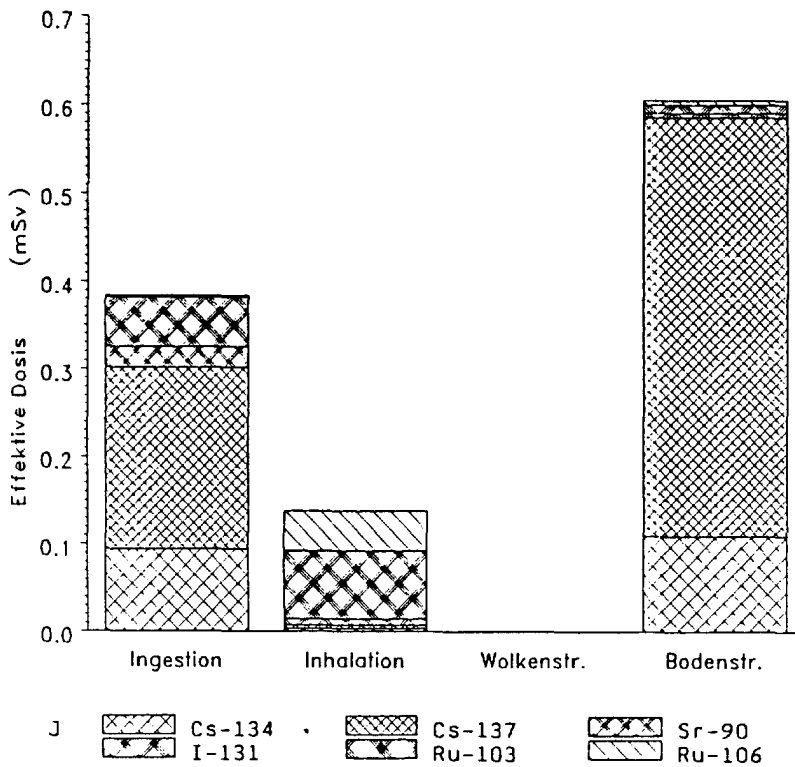


Abb.6.9.5.: Verteilung des Dosisbeitrags einzelner Nuklide zu den Belastungspfaden innerhalb von fünfzig Jahren nach dem Reaktorunfall, Wien und Umgebung. Testlauf ECOSYS

zeitlich (innerhalb von 50 Jahren) wird über alle Nahrungsmittel Cs-137 den größten Dosisbeitrag liefern, gefolgt von Cs-134, I-131 und einem geringeren Beitrag von Sr-90 (s. Abb. 6.9.4. bis 6.9.6.)

Nach Belastungspfaden ist langfristig der Beitrag der Bodenstrahlung (vor allem aus Cs-137) am höchsten.

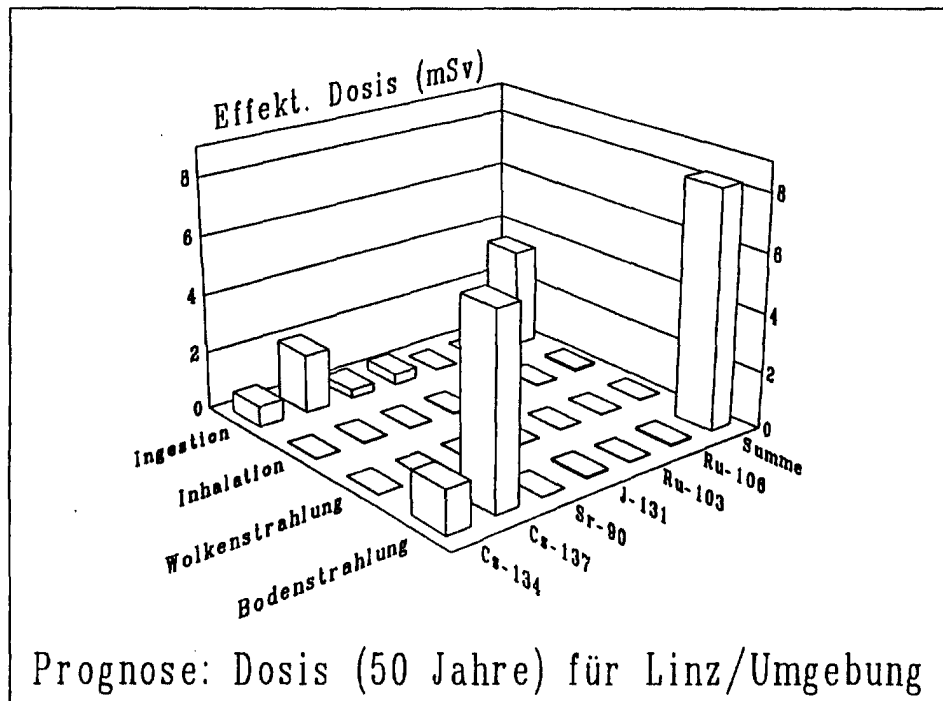


Abb.6.9.6.: Dosisbeitrag einzelner Nuklide zu verschiedenen Belastungspfaden innerhalb von fünfzig Jahren nach dem Reaktorunfall, Linz und Umgebung. Testlauf ECOSYS

6.10. Dosisersparungen durch Maßnahmen

6.10.1. Einleitung

Zur Überprüfung der Wirksamkeit behördlicher Maßnahmen in Hinblick auf die Optimierung der vorbereitenden Maßnahmenplanungen wurde im Auftrag des BMGU eine entsprechende Studie im Österreichischen Forschungszentrum Seibersdorf durchgeführt /Mück 1988b/, der auch der folgende Abschnitt im wesentlichen folgt. Es darf dabei nicht übersehen werden, daß die Wirksamkeit derartiger Maßnahmen stark von der gegebenen Belastungssituation sowie von der Jahreszeit abhängt.

Die in Österreich ergriffenen Maßnahmen

- o) Empfehlungen an die allgemeine Bevölkerung
- o) Empfehlungen an bestimmte Gruppen der Bevölkerung (Kinder, Produzenten von Lebensmitteln, etc.)
- o) Verbote
- o) Einführung von Grenzwerten (Richtwerten) für die maximalen Aktivitätskonzentrationen im Lebensmittel
- o) behördliche Maßnahmen bezüglich Lebensmittelkontrolle, -umverteilung und -auswahl
- o) Maßnahmen durch andere Institutionen und Interessensvertretungen

hatten unterschiedliche Auswirkungen hinsichtlich der Dosisreduktion. Während manche in der Öffentlichkeit sehr breit verfolgte und von der Presse sehr intensiv beachtete Maßnahmen nur wenig Einsparungseffekte brachten, wurden durch andere, in der Öffentlichkeit oft weniger beachtete Maßnahmen mitunter beachtliche Dosisreduktionen erzielt.

Das Setzen der Maßnahmen muß grundsätzlich zu einem frühen Zeitpunkt erfolgen, wobei trotz der Kenntnis über den Transfer in Nahrungsmittelketten manche für Berechnungen wichtige Größen vorerst nur grob abgeschätzt werden können. Dadurch wurden manche

Maßnahmen in ihrer Wirksamkeit überschätzt, andere ergaben höhere Einsparungseffekte als ursprünglich angenommen worden war. Auch die Abschätzung der Einsparungseffekte selbst ist naturgemäß in vielen Bereichen mit Unsicherheiten verbunden.

6.10.2. Empfehlungen und Verbote

Die ab 30.4.1986 ausgesprochene Empfehlung bzw. das Verbot, Milchkühe mit Grünfütter zu füttern, führte zu einer Verringerung der I-131-Aktivität, wie am Verlauf der Milchbelastung der Anfangsphase (vgl. Abb.4.6.2. bis 4.6.11.) besonders für Kärnten und Steiermark ersichtlich ist; dazu kommt noch ein geringerer Beitrag der Verringerung der Cs-Belastung (effektive Halbwertszeit im Grünfütter von 6.5 Tagen) durch diese Empfehlung. Die Maßnahme zählt zu den wirksamsten, die ergriffen wurden, eine Einsparung von 3.4 mrem beim Erwachsenen, 5.1 mrem beim fünfjährigen Kind und 22.5 mrem beim einjährigen Kleinkind wird abgeschätzt. Das Grünfütterungsverbot wurde nicht in allen Bundesländern gleich effektiv verfolgt, jedoch war in diesen Ländern die Dosisersparung durch andere Maßnahmen (Verschiebung von Milch aus niedrig belasteten Gebieten in höher belastete, Milchselektion) vergleichbar effektiv (s.u.).

Durch das Verkaufsverbot von frischem Blattgemüse wurden nicht nur Radionuklide mit hohen Transferraten (wie etwa Cs) erfaßt, sondern alle im Fallout vorhandenen Radionuklide, wie etwa Te-132 oder Ru-106. Durch Messungen an Gemüse ergab sich ein rascherer Abfall der Aktivitätskonzentration, als er aus Literaturdaten zu erwarten gewesen wäre. Dadurch fiel auch der Einsparungseffekt der Maßnahme geringer aus, als zum Zeitpunkt der Einführung der Maßnahme erwartet, allerdings konnte aufgrund der Messungen das Verkaufsverbot für Frischgemüse rasch wieder aufgehoben werden. Die tatsächlich

eingsparte Dosis aufgrund der tatsächlich beobachteten effektiven Halbwertszeiten von Radionukliden auf Gemüse wird zu 12.9 mrem für Erwachsene, 19.7 mrem für fünfjährige Kinder und 15.2 mrem für einjährige Kleinkinder abgeschätzt (s. Tab.6.10.1.).

Die am 3.5.1986 ausgesprochene Warnung vor dem Ab-Hof- Verkauf von Frischmilch war vom Einsparungseffekt bezüglich der Kollektivdosis minimal, brachte jedoch für Einzelpersonen (Kleinkinder) in extremen Fällen eine Einsparung von etwa 100 mrem Effektivdosis aus I-131 (Differenz zu Molkereimilch), in der Regel jedoch weit weniger, da die Milch vom Bauernhof im Mittel etwa die gleiche Aktivitätskonzentration aufwies wie die an die Molkerei gelieferte Rohmilch.

In ähnlicher Weise brachte auch das bis zum 15.5.1986 gültige Verkaufsverbot von Schaf- und Ziegenmilch wegen der geringen durchschnittlichen Konsummenge (0.2 l/Jahr) dieser Produkte im Mittel nur eine Dosisersparung von 0.023 mrem (Jod- und Cäsiumisotope, bezogen auf Erwachsene), bei Einzelpersonen von 10.6 mrem. Die Einschränkungen des Verkaufs auf der Basis von Grenzwerten nach dem 15.5.1986 ergab ähnlich für die Gesamtbevölkerung eine Einsparung von nur 0.056 mrem, bei Einzelpersonen von 12.9 mrem.

Auch durch das Verbot des Genusses von Zisternenwasser wurden im Extremfall zwar hohe Dosisersparungen von bis zu ca. 900 mrem erzielt (vgl. Tab.6.10.2.), in der Praxis eher von ca. 10 bis 100 mrem, wobei jedoch dieser Belastungspfad für die Kollektivdosis unerheblich blieb und die mittlere Dosis ohne Maßnahmen nur etwa 0.0007 bis 0.007 mrem betragen hätte.

Für das Wildabschußverbot wurde eine mittlere Dosiserspa-

rung von 0.09 mrem errechnet. Für Minoritätsgruppen in der Bevölkerung (Jäger) mit höherem Wildkonsum wurde dabei eine Einsparung von ca. 1.4 bis 7 mrem errechnet.

Als sehr schwer abschätzbar erwiesen sich Einsparungseffekte durch Importverbote, da kaum abzuschätzen ist, in welchem Ausmaß höher kontaminierte Lebensmittel bei Nichtexistenz des Importverbotes nach Österreich eingeführt worden wären. Darüber hinaus war in fast allen diesen Ländern der Kontaminationsgrad geringer als in Österreich.

6.10.3. Grenzwertfestlegungen

Eine Verminderung der Kollektivdosis durch Grenzwertfestlegungen tritt nur dann auf, wenn ein beträchtlicher Teil der betroffenen Lebensmittel dadurch nicht in den Handel gebracht werden darf. Der unmittelbare Einsparungseffekt ist daher entweder gering oder er führt zu einem weitgehenden Verbot des betroffenen Lebensmittel. Darüber hinaus sind beträchtliche Einsparungen durch Sekundärwirkung zu erzielen, wenn durch sie Maßnahmen zur Aktivitätsreduktion erzwungen werden.

Grenzwerte erfüllen somit (nach /Mück 1988b/) folgende Aufgaben:

- o) Schutz von Einzelpersonen oder Gruppen vor übermäßig hohen Dosen durch Abschneiden von Spitzenwerten

- o) Erzwingen von Maßnahmen durch den Produzenten zur Einhaltung der Grenzwerte (Gestaltung von Produktionsbedingungen, Fütterungsmaßnahmen etc.)

- o) Orientierungshilfe für Produzenten und Konsumenten

- o) Schutz des Inlandsmarktes vor Importen von Lebensmitteln

mit stark erhöhten Aktivitätskonzentrationen

o) Erleichterung des Handels sowohl innerhalb des Landes als auch des Außenhandels.

Die Wirksamkeit der Maßnahme ist grundsätzlich auch davon abhängig, in welchem Ausmaß Kontrollen durchgeführt werden können und Einfluß auf dekontaminierende Produktionsbedingungen genommen werden kann.

Der Einfluß der Grenzwertfestlegung auf die Dosisersparung bei Milch ist durch den Vergleich der Durchschnittswerte aller Rohmilchanlieferungsproben mit denjenigen unterhalb des Grenzwertes möglich (vgl. Tab.6.4.2.1.). Für Niederösterreich wurde eine Einsparung (I-131 und Cäsiumisotope) von 1.1 mrem (Effektivdosis) bei Erwachsenen, 2.6 mrem bei fünfjährigen Kindern und 11.7 mrem bei einjährigen Kindern errechnet, wobei die tatsächlichen Einsparungen durch die Beachtung des Richtwertes von 5 nCi/l I-131 noch stärker ausgefallen sein dürften. Die Einsparungen kommen überwiegend durch die Verringerung der I-131-Dosis zustande.

Mit dem Auslaufen des Verkaufsverbotes war die Belastung von Gemüse so niedrig, daß sich selbst durch die niedrig angesetzten Grenzwerte keine Einsparung ergab. Einsparungen ergaben sich hingegen bei Obst.

Berechnungen der Einsparungen durch die Fütterungsmaßnahmen insbesondere während der Wintermonate sind derzeit noch nicht abgeschlossen.

Bei Nüssen lagen die inländischen Walnußproben durchwegs unter dem Grenzwert, Einsparungen ergaben sich bei importierten Haselnüssen von insgesamt 0.05 mrem. Der zeitliche Verlauf der Kontamination von Importhaselnüssen läßt jedoch vermuten, daß die Existenz

des Grenzwertes in Österreich zu entsprechenden Maßnahmen seitens der Importeure geführt hat und bei Nichtexistenz eines Grenzwertes in Österreich auch höher belastete Ware in größerem Umfang importiert worden wäre. Mittlere Aktivitätskonzentration und Schwankungsbreite im Erzeugerland sind jedoch nicht bekannt.

Da über die Rückhaltung von Sr-90 in Klärschlamm zum Zeitpunkt des Verbots nicht genug bekannt war, erfolgten Ausbringungsverbote bzw. die Festlegung von Grenzwerten nach sehr vorsichtigen Kriterien. Die Ausbringung belasteter Klärschlämme würde zu langfristigen, allerdings geringen Belastungen über Getreide sowie über Futterpflanzen führen. Aus den Meßwerten (vgl. Kap.4.7.4.) inklusive der Sr-Daten wurde eine mittlere Dosisersparung von ca. $2.5 \cdot 10^{-5}$ mrem beim Erwachsenen bzw. ca. $3.5 \cdot 10^{-6}$ bei einjährigen Kindern abgeschätzt. Es ist allerdings zu berücksichtigen, daß sich diese Dosis bei einer einmal eingebrachten Aktivität Jahr für Jahr ergibt, jedoch auch nach 50 Jahren nur etwa $1.2 \cdot 10^{-3}$ mrem ergibt. Unter extremen Annahmen ergeben sich für besonders belastete Einzelpersonen Belastungen von lediglich 0.036 mrem jährlich.

6.10.4. Sonstige Empfehlungen

Gering blieben auch die Einsparungen durch Beachtung der Empfehlung für Kleinkinder, Spiele im Sand und am Boden zu vermeiden. Wenngleich die Abschätzungen mit Unsicherheiten behaftet sind, würde sich eine Einsparung von nur 0.009 mrem Effektivdosis über die Inhalation von Staub ergeben.

7. BELASTUNGSVERGLEICHE

7.1. Vergleich mit dem Fallout aus Kernwaffenversuchen

Ab 1945 wurden Nuklearwaffentests in der Atmosphäre durchgeführt, wobei die umfangreichsten Versuchsserien in den Jahren 1954-1958 und 1961-1962 stattfanden. Neben dem lokalen Fallout in ca. 100 km Umkreis des jeweiligen Testgeländes erfolgte dabei eine weltweite Verteilung von radioaktiven Spaltprodukten einerseits in die Troposphäre, ähnlich wie im Falle der Reaktorkatastrophe von Tschernobyl, hauptsächlich jedoch über stratosphärischen Fallout mit teilweise jahrelangen Verzögerungszeiten. Dabei waren vor allem die mittleren Breiten der nördlichen Hemisphäre betroffen.

Messungen der Belastungen aus dem Bombenfallout sind auch in Österreich erfolgt, sodaß die damals entstandenen Belastungen abgeschätzt werden konnten. Im Unterschied zur gegenwärtigen Situation erfolgte die Deposition nicht innerhalb weniger Tagen sondern in kontinuierlicher Form über längere Zeiträume.

Maßnahmen zur Dosisreduktion wurden damals weltweit nicht ergriffen. Die erfolgten Kontaminationen waren allerdings ein wichtiges Argument für die Beendigung der Kernwaffenversuche in der Atmosphäre durch die wichtigsten Staaten.

Die Flächendeposition aus den Kernwaffenversuchen in mittleren Breiten der nördlichen Hemisphäre /UNSCEAR 1982/ sowie Abschätzungen für Österreich nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl sind in Tabelle 7.1 zusammengestellt.

Daraus ist ersichtlich , daß die Plutoniumbelastung infolge des Reaktorunfalls von Tschernobyl im Vergleich zu jener aus dem

Kernwaffenfallout völlig vernachlässigbar ist. Die Sr-90-Belastung ist nach dem Reaktorunfall deutlich geringer. Bei I-131 und Cs-137 hingegen beträgt die Belastung in Österreich nach Tschernobyl ein Mehrfaches des akkumulierten Fallouts der Kernwaffenversuche.

Tab.7.1. Vergleiche der am Boden deponierten Aktivitäten infolge der Kernwaffenversuche (kumulierte Aktivitäten bis 1980 (nach /UNSCEAR 1982/) sowie infolge des Reaktorunfalls von Tschernobyl in Österreich. Werte in Nanocurie pro Quadratmeter

Nuklid	aus Kernwaffentests	aus Tschernobyl
Pu-239/240	1,6	0,001 - 0,01
Sr- 90	87	2 - 40
I-131	350	700 - 10000
Cs-137	140	25 - >2000

Sowohl bei den Kernwaffenversuchen als auch nach Tschernobyl blieben die Belastungen aus der Aerosolaktivität über Inhalation geringfügig im Vergleich zu der mit der Nahrung aufgenommenen Aktivität.

Abb.7.1. stellt die mittlere Tageszufuhr an Cs-137 mit der Nahrung infolge der Kernwaffentests /Vychytil 1975/ sowie infolge des Reaktorunfalls (s. Kap.6.) aufgrund von Berechnungen über die Lebensmittelbelastung dar. Der Beitrag für 1988 ist extrapoliert. Die mittlere jährliche Zufuhr an Sr-90 infolge der Kernwaffentests und infolge des Reaktorunfalls /Mück 1988b/ ist aus Abb.7.2. ersichtlich. Die Abbildungen zeigen deutlich den vergleichsweise hohen Beitrag von Cäsium und den sehr geringen von Strontium infolge des Reaktorunfalls.

Während die Sr-90-Belastung weiterhin durch die Reste des Bombenfallouts bestimmt ist, liegt die Cs-Belastung deutlich

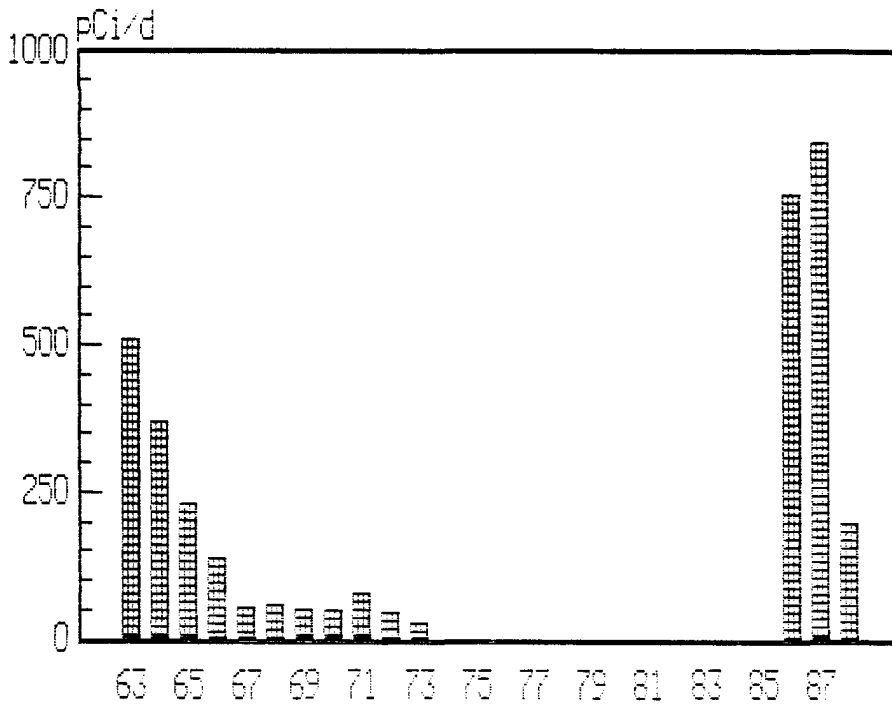


Abb.7.1.: Mittlere tägliche Zufuhr an Cs-137 mit der Nahrung, aufgrund von Lebensmittelbelastungsdaten. Werte für 1988 geschätzt.

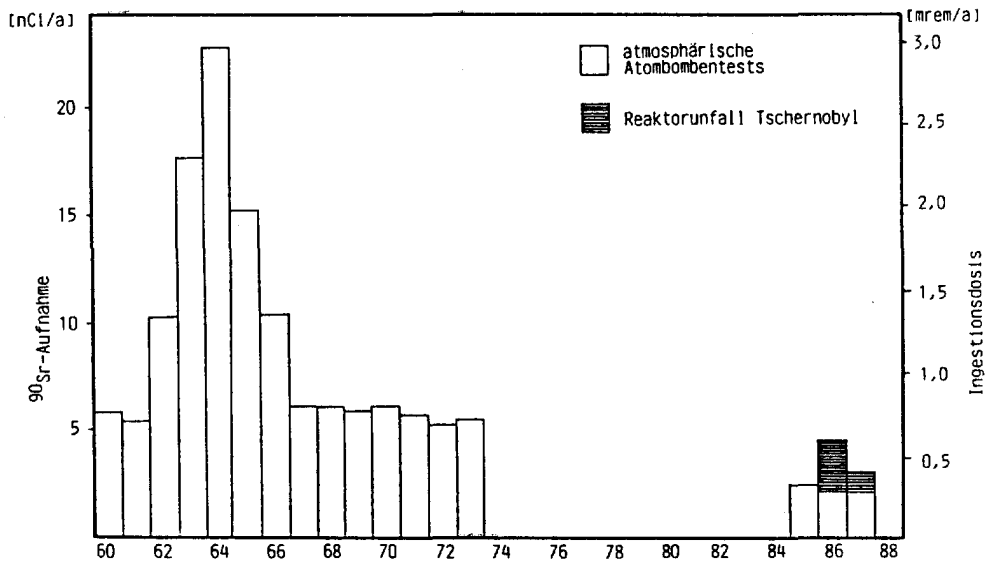


Abb.7.2.: Mittlere jährliche Zufuhr an Sr-90 sowie daraus resultierende effektive Ingestionsfolgedosis /Mück 1988b/.

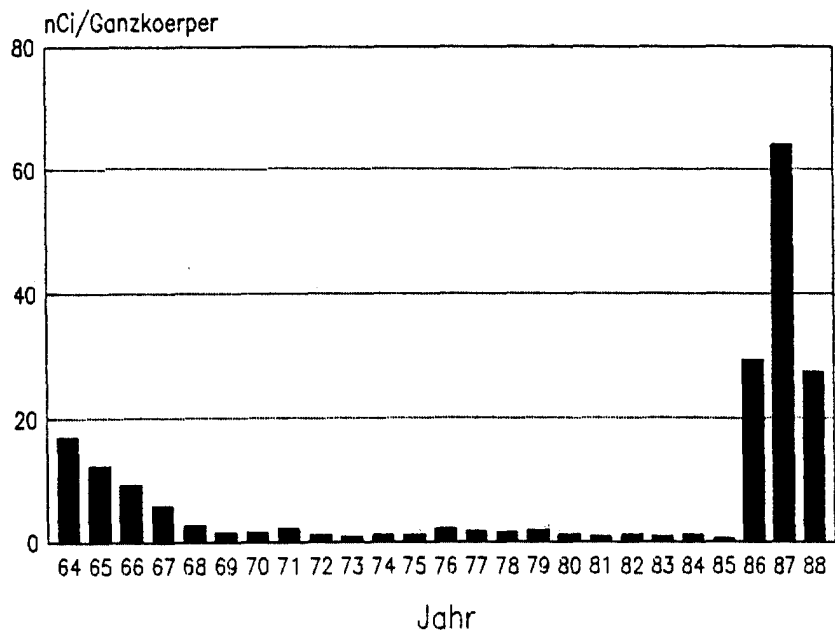


Abb.7.3.: Ganzkörperbelastung durch Cs-137 (nCi/Ganzkörper), Werte für 1988 extrapoliert

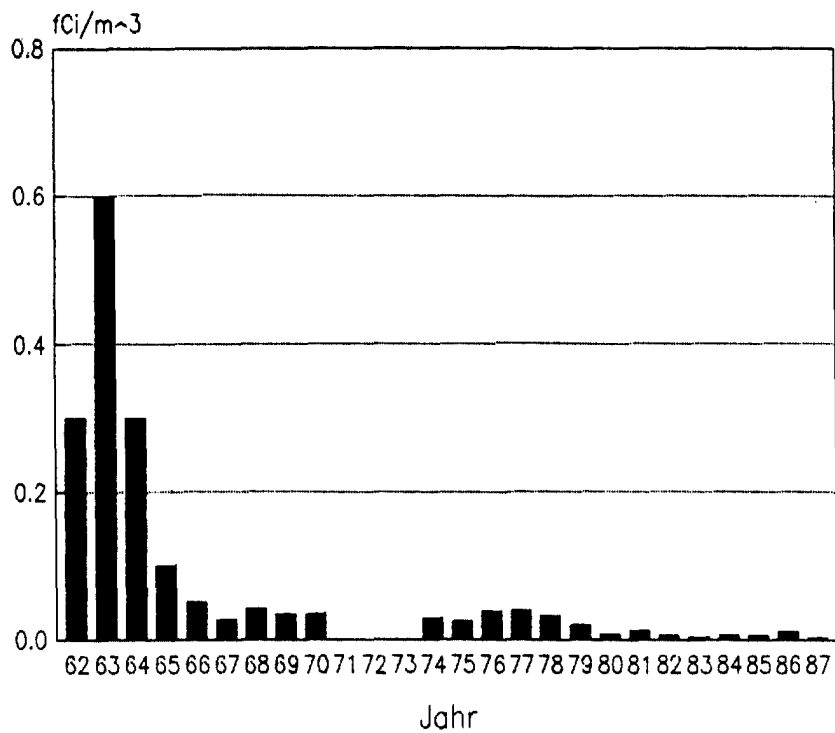


Abb.7.4.: Plutoniumbelastung der Atmosphäre (Wien Hohe Warte, ab 3. Quartal 1986 aus anderen österreichischen Meßstellen), Jahresdurchschnittswerte

höher. Das ist auch aus dem Verlauf der Ganzkörperbelastung ersichtlich. (s. Abb.7.3.; Werte bis 1985 nach /Ouvrard 1987/, für 1986 und 1987 aus Ergebnissen nach /Ouvrard 1987/, /Havlik 1987a/, /Steger 1987/; Werte für 1988 extrapoliert).

Unbedeutend sowohl in absoluten Zahlen als auch im Vergleich zur Bombenfalloutbelastung blieb auch die Inhalationsbelastung durch Plutonium (vgl. Kap.6.3.3.), wie auch aus Abb.7.4. (Jahresdurchschnittswerte der Plutoniumkonzentration in der bodennahen Atmosphäre, Wien Hohe Warte, nach /Irlweck 1981/, /Irlweck 1982/, /Irlweck 1987/; die Daten ab dem 3. Quartal 1986 stammen aus grenznahen Gebieten, nach /Irlweck 1986a/ und /Steger 1987a/) ersichtlich ist.

Nach /UNSCEAR 1982/ haben die Kernwaffenversuche insgesamt in den mittleren Breiten der Nordhalbkugel zu einer mittleren effektiven Folgedosis von 450 mrem geführt. In Österreich ist auch aufgrund des Reaktorunfalls mit einem Wert in dieser Größenordnung zu rechnen.

7.2. Vergleich mit natürlicher Strahlenbelastung

Die ständig vorhandene Strahlenbelastung aus natürlichen Quellen (über natürliche Radionuklide und kosmische Strahlung) ist auch innerhalb Österreichs starken Schwankungen unterworfen. Ebenso wie die Belastungen infolge des Reaktorunfalls treten dabei Beiträge aus äußerer Bestrahlung, über die Atemluft und über die Nahrungsmittelaufnahme auf. Im Gegensatz zu den Verhältnissen nach dem Reaktorunfall sind die Belastungen über Inhalation und äußere Strahlung durch die natürliche Strahlenbelastung in Häusern in der Regel höher als im Freien.

Ein Vergleich der effektiven Äquivalentdosen aus den beiden Quellen (/Mück 1987/) für das erste Jahr nach dem Unfall ist in

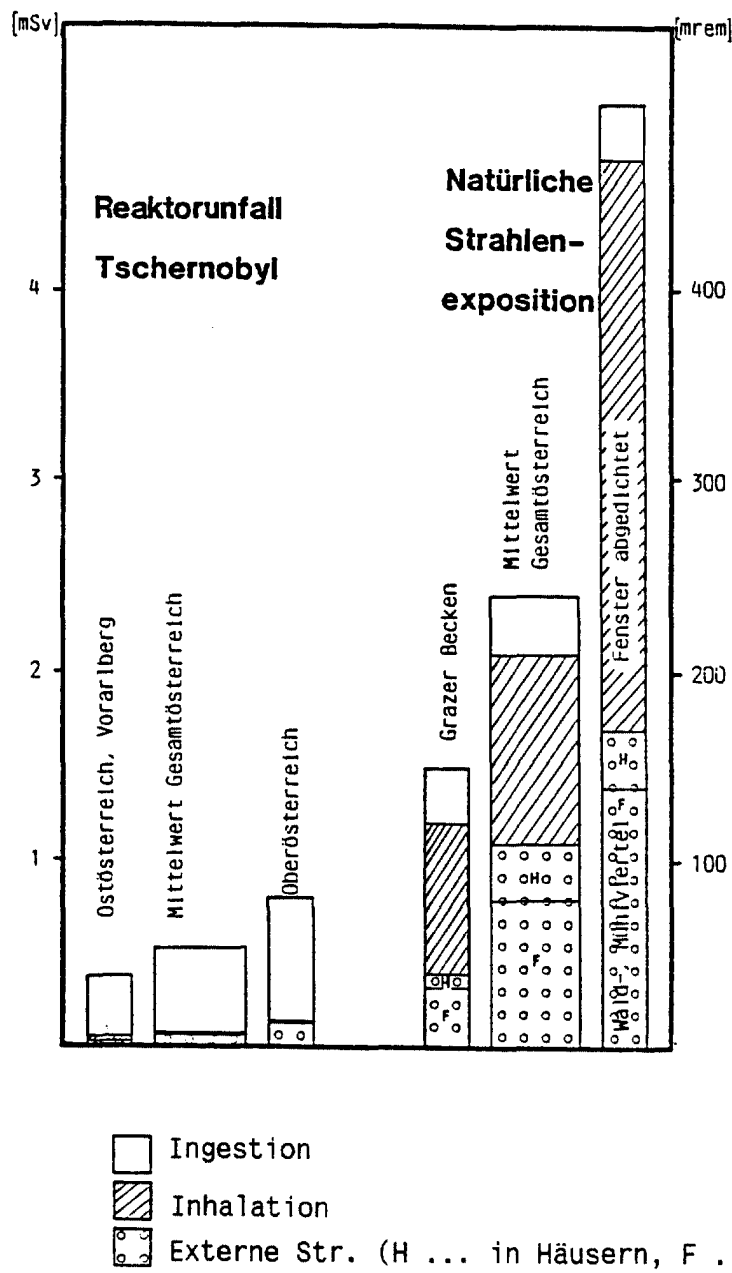


Abb.7.5.: Vergleich der effektiven Äquivalentdosis im ersten Jahr nach dem Reaktorunfall mit der jährlichen Äquivalentdosis aufgrund natürlicher Strahlenexposition in Österreich, /Mück 1987/.

Abb.7.5. wiedergegeben, wobei auch die Schwankungsbreiten der natürlichen Strahlenbelastung in Österreich angegeben sind. Es ist daraus abzuleiten, daß durch den Unfall eine zusätzliche Strahlenbelastung aufgetreten ist, die jedoch innerhalb der Schwankungsbreiten der natürlichen Strahlenbelastung geblieben ist. Der Beitrag durch den Unfall beträgt in den Folgejahren nur mehr einen weiter abnehmenden Bruchteil desjenigen des ersten Folgejahres.

7.3. Vergleich mit medizinischen Strahlenbelastungen

Nach in Österreich durchgeführten Untersuchungen (/Kallinger 1979/, /Kallinger 1979a/, /Frischauf 1980/) liegt die genetisch signifikante Dosis aus der Röntgendiagnostik bei 42.5 mrem, aus Strahlentherapie bei 1.65 mrem und aus der nuklearmedizinischen Diagnostik bei 0.5 mrem pro Jahr.

Die im ersten Jahr nach dem Reaktorunfall aufgetretene Strahlenbelastung entspricht somit etwa der jährlichen Durchschnittsbelastung durch die medizinischen Anwendungen, die jedoch sehr ungleichmäßig über die Bevölkerung verteilt ist. Die "genetisch signifikante Dosis" gibt die durchschnittliche Gonadendosis unter Berücksichtigung von Alter und Fortpflanzungsverhalten wieder; sie entspricht nach dem Reaktorunfall (mit einer über die Altersgruppen einigermaßen homogenen Verteilung) etwa der Ganzkörperdosis.

Der Vergleich soll lediglich einen Ansatzpunkt für die Größenordnung der Belastung geben; es darf dabei nicht übersehen werden, daß die medizinische Anwendung mit einem hohen Nutzen für den Patienten zur Abwehr möglicherweise schwerwiegender Schäden verbunden ist.

8. GESUNDHEITSRISIKO INFOLGE DES REAKTORUNFALLS

8.1. Mißbildungsstatistik in Österreich

Für Schäden am Embryo während der Schwangerschaft infolge ionisierender Strahlung besteht ein hohes Risiko (vgl. 9.2.). Wenn gleich solche Schäden in Österreich aufgrund der geringen Embryonaldosen nicht zu erwarten waren, (vgl. 9.2.), bestand an der Frage seitens der Bevölkerung großes Interesse, insbesondere da in ausländischen Zeitungsmeldungen über Mißbildungen in der Türkei berichtet wurde, andererseits in einer Studie in der BRD /Sperling 1987/ Erhöhungen der Häufigkeit chromosomaler Aberrationen (Trisomie-21) nach dem Reaktorunfall berichtet. Diese Erhöhungen waren zwar nicht signifikant auf den Reaktorunfall zurückzuführen, legten aber doch vergleichende Untersuchungen in anderen Gebieten nahe.

In Österreich werden bei der Geburt erkennbare Mißbildungen aufgrund von Meldungen der Hebammen statistisch erhoben. Darüber hinaus erfolgt seit 1985 in Oberösterreich, einem vom Reaktorunfall besonders stark betroffenen Gebiet, eine detaillierte Untersuchung mit sehr hoher Erfassungsrate, über die ein Beitrag vorliegt (s. Anhang 8.1.); weiters liegt eine Analyse der Häufigkeit chromosomaler Aberrationen nach Daten des Instituts f. Med. Biologie und Humangenetik der Universität Graz vor (s. Anhang 8.2.).

Die Ergebnisse zeigen, daß eine Erhöhung der Rate an Organmißbildungen nicht erfolgt ist. Auch die Häufigkeit des Auftretens von Trisomie-21 ist gleichgeblieben. Erhöhungen bei den selten auftretenden Aneuploidien (Chromosomenanomalien, Trisomien und Monosomien außer Trisomien-21) im 1. Folgejahr sind auf wenige beobachtete Fallzahlen beschränkt und korrelieren darüber hinaus nicht mit den Phasen höherer Embryonalbelastung durch die Strahlung.

8.2. Risikoabschätzung

Durch die UN-Kommission UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation) werden seit 1977 epidemiologische Untersuchungen zur Ermittlung von Risikokoeffizienten veröffentlicht, die die Grundlage für entsprechende Risikoabschätzungen bilden.

Demnach beträgt das Risiko der strahlenbedingten Induktion tödlich verlaufender Krebserkrankungen einschließlich Leukämie etwa $1 \cdot 10^{-4}/\text{rem}$. Das Risiko für nicht tödliche Krankheitsverläufe liegt in derselben Größenordnung. Aufgrund neuer dosimetrischer Daten über den Atomwaffeneinsatz in Hiroshima sowie aufgrund weiterer neuer Auswertungsergebnisse werden diese Risikoberechnungen seitens UNSCEAR und seitens der ICRP (International Commission on Radiological Protection) einer Neubewertung unterzogen werden. Die Hiroshima-Daten stellen für diese Berechnungen eine wichtige, jedoch nicht die einzige Informationsquelle dar, sodaß mit dem Abschluß der Arbeiten seitens dieser Gremien nicht vor Ablauf von ca. 1-2 Jahren gerechnet werden kann.

Das Risiko für Erbkrankheiten beträgt nach UNSCEAR (1986) maximal $1.5 \cdot 10^{-5}/\text{rem}$ für die Lebendgeburten in der ersten Generation bzw. etwa 6 mal mehr im genetischen Gleichgewicht. Für Lebendgeburten liegt das Spontanrisiko bei ca. $6 \cdot 10^{-4}/\text{rem}$. Die Risiken für Erbschäden treten mit den neuen zu erwartenden Risikofaktoren noch mehr in den Hintergrund.

Für das Risiko fetaler Mißbildungen wird von UNSCEAR (1986) bei einer Exposition in der 2. bis 8. Schwangerschaftswoche ein Faktor von $5 \cdot 10^{-3}/\text{rem}$ angegeben, wobei jedoch aufgrund der bisherigen Erkenntnisse ein Schwellwert von 5 rem besteht. Bei einer Exposition in der 8. bis 15. Schwangerschaftswoche wird von UNSCEAR für das Risiko einer strahlenbedingten geistigen Retardierung ein

Wert von $4 \cdot 10^{-3}$ /rem angenommen, für die 16. bis 25. Schwangerschaftswoche ein Wert von $1 \cdot 10^{-3}$ /rem. Ein Schwellenwert in der Größenordnung von 5 rem wird diskutiert.

Aufgrund des derzeitigen Fehlens gesicherter und anerkannter Risikofaktoren für die Krebsinduktion wurde im "Vorläufigen Bericht" auf eine detaillierte Risikoabschätzung verzichtet. Durchgeführt wurde eine nach Altersgruppen gegliederte Dosisrechnung, die die Grundlage für Risikoabschätzungen bildet, wodurch die Frage der Risikofaktoren weitgehend ausgeklammert werden konnte. An den Grundlagen für diese Dosisabschätzung hat sich für die nach Tschernobyl relevanten Nuklide an der wissenschaftlichen Basis seit der Abfassung des Berichtes nur wenig geändert. Neue Berechnungen aufgrund einer erweiterten Datenbasis über Lebensmittelbelastungen ebenso wie aufgrund von Ganzkörpermessungen ergeben jedoch deutlich geringere Strahlenbelastungen als damals abgeschätzt.

Auch unter der Annahme des Nichtauftretens von Schwelleneffekten bei Fetalmißbildungen ergibt sich aufgrund der Kollektivdosis von ca. 360 rem für Feten der 8. bis 15. Schwangerschaftswoche für diese statistisch eintretende Strahlenwirkung mit dem höchsten Risikofaktor als Erwartungswert von etwa einem Fall.

Die Kollektivdosis der österreichischen Bevölkerung aufgrund des Reaktorunfalls führt mit den genannten Risikofaktoren zu einem Auftreten von etwa 100 Krebstodesfällen innerhalb von ca. 50 Jahren, wobei jedoch in diesem Zeitraum ca. 800000 Krebstodesfälle aus anderen Gründen zu erwarten sind. Auch nach dem gegenwärtigen Kenntnisstand über die Neubewertung von Risikofaktoren gilt die im "Vorläufigen Bericht" getroffene Aussage über das Strahlenrisiko: "Akute Strahlenschäden als Folge des Reaktorunfalls waren in

Österreich nie zu befürchten; Krebstodesfälle und genetische Schädigungen lassen sich zwar aus der Dosisbelastung theoretisch errechnen, eine statistisch signifikante Erhöhung ist allerdings nicht zu erwarten".

Anhang zu Kap. 8

Anhang 8.1.:

Inzidenz angeborener Fehlbildungen in Oberösterreich in den Jahren 1985 und 1986

Ch. VUTUC, A. SCHALLER, Institut für Sozialmedizin der Univ. Wien und II. Univ. Frauenklinik

Einleitung

Seit 1985 erheben wir im Bundesland Oberösterreich Mißbildungsfälle /1,2/. Die Datenerfassung erfolgt in allen geburtshilflichen Abteilungen mit einem eigens entwickelten Bilderfragebogen, der eine hohe Sensitivität gewährleistet. Zusätzlich werden in einer genetischen Untersuchungsstelle eines angrenzenden Bundeslandes, zu dessen Einzugsgebiet Teile Oberösterreichs gehören, diagnostizierte Fehlbildungsfälle aus dem Bundesland Oberösterreich erhoben. Mit dieser Studie stehen die einzigen exakten Inzidenzdaten über Fehlbildungen in Österreich zur Verfügung, die eine epidemiologische Aussage möglicher Folgen der Katastrophe von Tschernobyl (Mai 1986) erlauben. Eine erste diesbezügliche Analyse wird in der Folge dargestellt. Die Ergebnisse müssen als vorläufig betrachtet werden, da für die endgültige Aussage auch die Daten des Jahres 1987 benötigt werden (Bearbeitung noch nicht abgeschlossen), sowie eine Analyse nach Gestation und Geburtsmonat.

Ergebnisse und Diskussion

Im Jahr 1985 entfallen auf 16.160 Lebendgeborene 290 Kinder mit 324 Fehlbildungen, dies entspricht einer Fehlbildungs-Inzidenz von 20.02 auf 1000 Lebendgeborene. Im Jahr 1986 entfallen auf

15.996 Lebendgeborenen 295 Kinder mit 324 Fehlbildungen; die Inzidenz beträgt 20.3 auf 1000 Lebendgeborene. In Tab. 9.1.2. sind die Fehlbildungen, gegliedert nach Organen bzw. Organsystemen, dargestellt. Aus den dargestellten Daten läßt sich ableiten, daß die Zunahme der Strahlenbelastung nach Tschernobyl zu keinem Anstieg der Mißbildungsraten im Beobachtungszeitraum geführt hat; eine Änderung dieser Aussage durch die Ergebnisse des Jahres 1987 ist mit großer Wahrscheinlichkeit nicht zu erwarten. Die Inzidenz der Fehlbildungen insgesamt ist praktisch ident. Greift man die chromosomale Aberration heraus, zeigt sich ebenfalls keine Änderung der Inzidenz; 1985: 1.75/1000; 1986: 1.50/1000.

Als theoretischer Störfaktor kann eine Zunahme der Schwangerschaftsabbrüche als Folge des Ereignisses angeführt werden, wofür jedoch keine Hinweise vorliegen. Die konstante Zahl der Lebendgeborenen bei gleichbleibender Zahl von Mißbildungsfällen sprechen gegen diese Hypothese. Als weiterer theoretischer Störfaktor kann angeführt werden, daß die Strahlenbelastung zu einem Absterben der Embryonen und damit zum Abortus geführt hat. Die Erfassung der Abortusrate in dieser Phase der Schwangerschaft ist schwierig, da Schwangerschaft und Abortus unerkannt gewesen sein können, auch fehlen Zahlenangaben über die natürliche Rate erkannter Fälle von Spontanabortus. Trifft diese Hypothese zu, ist jedoch anzunehmen, daß geschädigte Embryonen auch überlebt hätten und folglich die Mißbildungs-Inzidenz angestiegen sein müßte.

Die exakte epidemiologische Aussage lautet daher: Die pandemische Strahlenbelastung nach der Katastrophe von Tschernobyl hat zu keiner Zunahme angeborener Fehlbildungen im Jahr 1986 geführt. Eine Verfälschung durch Störfaktoren ist auszuschließen. Nicht auszuschließen ist, daß die Strahlenbelastung zum Entstehen einer Fehlbildung beigetragen oder diese induziert haben könnte. Da diese theoretisch möglichen Fälle nicht zu einem feststellbaren Ansteigen der Mißbildungsrate geführt haben, ist diese Hypothese ohne volksgesundheitliche Bedeutung.

Abb.: Trisomie 21, absolute Häufigkeiten/Monat und Jahressummen

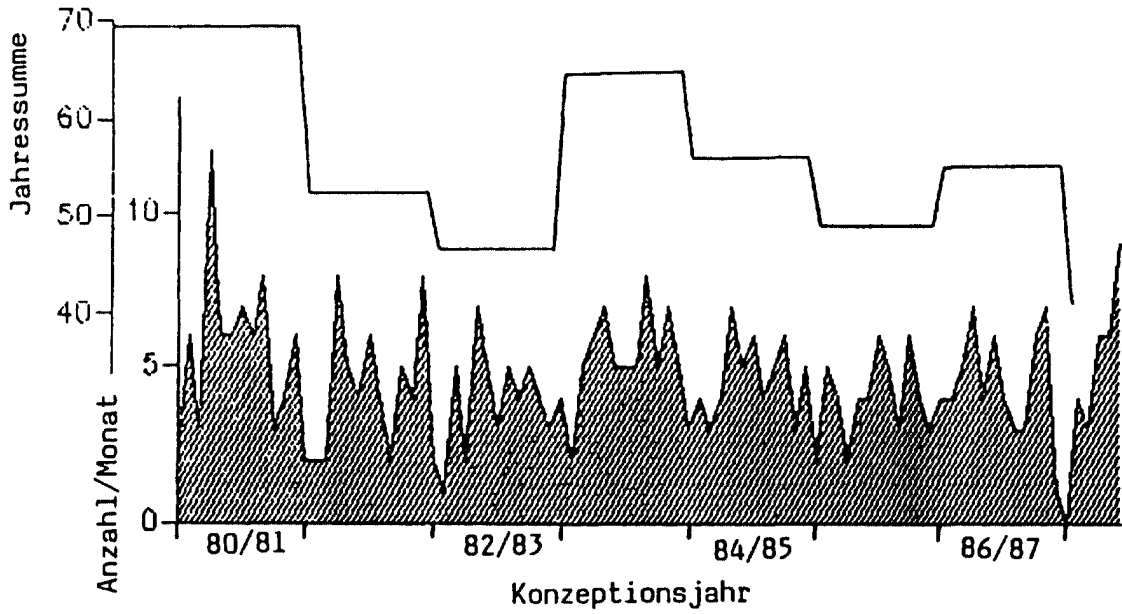
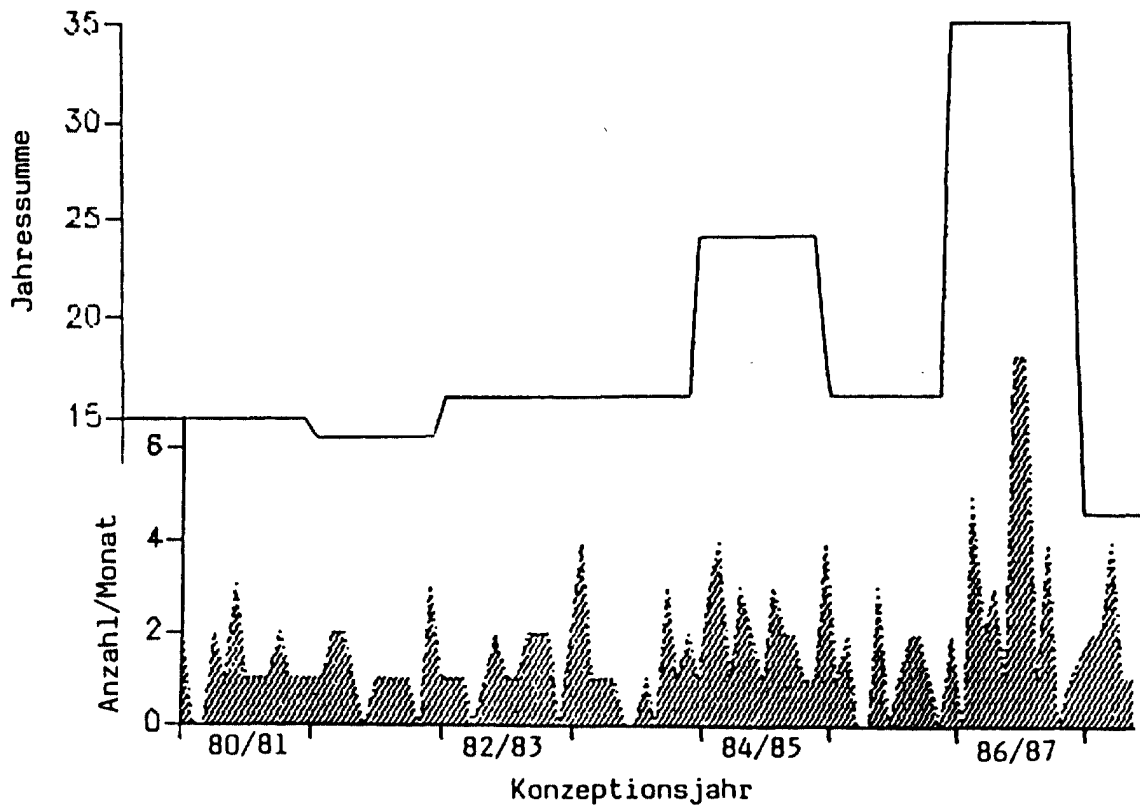


Abb.: Aneuploidien, absolute Häufigkeiten/Monat und Jahressummen



Tab.1: Häufigkeit chromosomaler Aberrationen

Konzeptions- zeitraum (30.4.-29.4. d. Folgej.)	chrom. Aberr.	gesamtes Betreuungs- gebiet	Bundesländer		
			ST	SA	00
1980/81	gesamt	90	36	10	28
	Tris.21	69	24	8	24
	Aneupl.	15	10	1	2
1981/82	gesamt	76	27	14	17
	Tris.21	52	16	9	15
	Aneupl.	14	10	1	1
1982/83	gesamt	69	30	12	12
	Tris.21	46	18	6	8
	Aneupl.	16	8	4	2
1983/84	gesamt	102	32	17	30
	Tris.21	64	16	14	20
	Aneupl.	16	9	1	2
1984/85	gesamt	101	28	17	20
	Tris.21	55	14	9	13
	Aneupl.	24	7	5	4
1985/86	gesamt	83	25	11	23
	Tris.21	48	9	5	16
	Aneupl.	16	8	4	3
Beginn der radioaktiven Belastung					
1986/87	gesamt	126	33	28	36
	Tris.21	54	15	10	19
	Aneupl.	35	9	10	6
1987/88 noch nicht vollständig (30.4.87- 30.9.87)	gesamt	44	15	9	13
	Tris.21	28	9	5	7
	Aneupl.	10	2	4	4

Anmerkung: Aneupl. beinhaltet alle Monosomien und Trisomien außer Tris.21.

Die Zuordnung zu einem Bundesland erfolgt über die zuweisende Klinik.

Literatur

/1/ A. Schaller, Ch. Vutuc, F. Bartsch, G. Bodingbauer, J. Bodingbauer et al.: Modellstudie Oberösterreich. Zur Ermittlung der Häufigkeit und Inzidenz angeborener Fehlbildungen, Wiener Med. Wochenschr. 7/8, 149 (1987)

/2/ Ch. Vutuc, A. Schaller: Mißbildungs-Inzidenz in Oberösterreich 1985-1986. 21. Jahrestagung Hygiene, Mikrobiologie und Präventivmedizin. Baden, Juni 1988.

Anschrift der Verfasser: Prof. Dr. Ch. Vutuc, Institut f. Sozialmedizin d. Univ. Wien, Alserstraße 21, A-1080 Wien; Prof. Dr. A. Schaller, II.Univ. Frauenklinik, Spitalgasse 23, A-1090 Wien.

Anhang 8.2.:

DIE HÄUFIGKEIT CHROMOSOMALER ABERRATIONEN
IM ZEITRAUM 30.4.1980 BIS 31.5.1988

von Waltraud STIMPFL und W. ROSENKRANZ

Aus dem Institut für Medizinische Biologie und Humangenetik der Karl-Franzens-Universität Graz und dem Institut für Humanbiologie der Universität Wien

EINLEITUNG

Von Ende April 1980 bis Mai 1988 wurden im Institut für Medizinische Biologie und Humangenetik Graz bei 16.658 Personen verschiedenen Alters Chromosomenanalysen durchgeführt.

Das Betreuungsgebiet umfaßt Steiermark, Oberösterreich, Kärnten, Salzburg und Vorarlberg ziemlich vollständig, die übrigen Bundesländer in geringerem Ausmaß.

Die Einteilung des Beobachtungszeitraums geht vom 30. 4.1986 aus, dem Beginn der radioaktiven Zusatzbelastung. Die Beobachtungsjahre werden von diesem Datum an als ganze Jahre vor oder zurück gerechnet; somit sind alle Jahreszeiten gleichermaßen erfaßt.

Geburts- und Amnioszentesedaten wurden auf Konzeptionstermine umgerechnet und als solche dargestellt.

Die Gesamtzahl der Untersuchungen nahm von 1980/81 laufend zu. Die Steigerungsrate relativ zum Vorjahr betrug maximal 27 %

und minimal 7 %. Das erste Untersuchungsjahr nach dem Reaktorunfall liegt bezüglich der Zunahme der Untersuchungszahl im Trend der Vorjahre.

Bei 691 ab 30.4.1980 konzipierten Patienten bzw. Feten wurde eine numerische oder strukturelle Chromosomenanomalie diagnostiziert. Untersucht wurden Blut- oder Fruchtwasserzellen.

Spontan entstehen Chromosomenveränderungen durch die natürliche Strahlenbelastung und durch erhöhtes Alter der Eltern, vor allem der Mutter zur Zeit der Geburt des Kindes. Möglicherweise gibt es saisonale Schwankungen der spontan auftretenden Chromosomenveränderungen. Darüber hinaus können verschiedene chemische und physikalische Mutagene Chromosomenanomalien auslösen. Die quantitativen Beziehungen zwischen Mutagen und Chromosomenveränderung sind, abgesehen von den strahleninduzierten Chromosomenbrüchen, weitgehend unbekannt. Bei durch ionisierende Strahlung ausgelösten genetischen Veränderungen nimmt mit steigender Strahlendosis nicht das Ausmaß der Schädigung zu, sondern die Wahrscheinlichkeit des Auftretens (stochastischer Strahleneffekt).

Es besteht eine lineare Dosis-Wirkungsbeziehung ohne Schwellendosis /1/.

Die quantitative Erfassung genetischer Schäden ist sehr schwierig, da mögliche Folgen erst Jahre bis Generationen später eintreten, dies gilt vor allem für Punktmutationen (Veränderungen der DNA-Sequenz), die in dieser Untersuchung nicht berücksichtigt wurden. Quantitativ erfaßt wurden nur die Folgen von Genommutationen (numerische Aberrationen) und Chromosomenmutationen (strukturelle Aberrationen).

1. Numerische Chromosomenaberrationen

Die Ursachen der Entstehung einer aneuploiden Zygote sind fehlerhafte Verteilungen der Chromosomen bzw. der Chromatiden während der Reifeteilungen der Keimzellen. Ein Chromosomenverlust vor oder bei der Vereinigung der beiden Gametenkerne führt zur Monosomie, z.B. Turner-Syndrom. Die Reifeteilungen finden beim männlichen Geschlecht ab der Pubertät ständig statt. Im weiblichen Organismus beginnen sie schon im vierten Fetalmonat und werden erst nach dem Eindringen der Spermazelle in die Eizelle vollendet. Manche Abschnitte der Reifeteilung und die Zeit vor der Zellkernvereinigung sind Phasen erhöhter Strahlenempfindlichkeit.

a) Trisomie-21

Diese Chromosomenanomalie ist gekennzeichnet durch ein überzähliges Chromosom 21; sie tritt mit einer Häufigkeit von 1 bis 2 je 1000 Lebendgeborene auf und wird wegen ihrer leichten Erkennbarkeit schon seit Jahren gut erfaßt.

Die Häufigkeiten (inkl. Mosaik) sind in Tabelle und Abbildung wiedergegeben. Hinsichtlich der Anzahl dieser Chromosomenanomalie bleibt das erste Belastungsjahr im Rahmen der üblichen Schwankungsbreite der Jahre vor Tschernobyl.

b) Sonstige Aneuploidien

In dieser Gruppe werden alle Trisomien (außer Trisomie-21) und die Monosomie X zusammengefaßt:

Trisomie-18, Trisomie-13, Triplo-X, Klinefelter Syndrom (XXY), sowie andere selten vorkommende Aberrationen. Häufigkeiten (inkl. Mosaik-

ke) sind in Tabelle und Abbildung wiedergegeben. Die am häufigsten vorkommenden Syndrome dieser Gruppe sind die Trisomie 18 und das Turner-Syndrom (X0), zahlenmäßig liegen sie im ersten Belastungsjahr höher als in den Jahren davor (siehe unten):

	1980/81	81/82	82/83	83/84	84/85	85/86	86/87
X0	6	2	3	4	6	4	12
+18	2	6	6	7	12	7	15

2. Strukturelle Aberrationen

Sie entstehen durch Chromosomenbrüche und nachfolgende Neukombination. Nach dem Erscheinungsbild werden sie als Translokationen, Deletionen, Inversionen, Isochromosomen, Ringchromosomen oder Insertionen bezeichnet /2,3/. Chromosomenbrüche können durch ionisierende Strahlen hervorgerufen werden. Die Zahl der beobachteten strukturellen Chromosomenanomalien ist zu gering für eine eigene Darstellung. Sie werden in der Tabelle unter "gesamt" mit einbezogen.

Diskussion

Bei der quantitativen Schätzung des Auftretens chromosomaler Aberrationen konnte ausschließlich auf die an das Institut für Medizinische Biologie und Humangenetik überwiesenen Fälle zurückgegriffen werden. Es ist nicht bekannt, in welchem Ausmaß Patienten mit Chromosomenanomalie nicht zytogenetisch untersucht bzw. die Untersuchungen an einem anderen Institut durchgeführt wurden. Die Trisomie-21-Fälle dürften jedoch für den Bereich des Betreuungsgebietes weitgehend vollständig erfaßt worden sein. Die meisten

Chromosomenanomalien erlauben keine vollständige intrauterine Entwicklung, sondern führen schon frühzeitig zu Absterben des Keimes. Auch von den Trisomien 13, 18 und 21 wird ein Teil der betroffenen Feten abortiert. Die Monosomie X ist eine der häufigsten chromosomalen Fehlgeburtenursachen. Nach Vogel und Motulsky 1986 /2/ kann sich nur jede 20.-60. chromosomal abnorme Zygote so weit entwickeln, daß ein Kind lebend geboren wird. 10% bis 30% aller Zygoten, aber nur 0.5% der Lebendgeborenen tragen eine Chromosomenaberration.

Im Bereich niedriger Strahlendosen ist die zu erwartende Zunahme chromosomal abnormer Lebendgeborener gering und gegenüber zufälligen Schwankungen nicht abgrenzbar.

Sperling (1987) schließt für einen Teil der im Jänner 1987 gehäuft geborenen Trisomie-21-Fälle eine Beziehung zur Strahlenbelastung am Konzeptionstermin nicht aus /4/, eine erweiterte Untersuchung /5/ der Amnioszentesebefunde für die gesamte BRD konnte diesen Zusammenhang weder bestätigen noch widerlegen. Das gehäufte Auftreten der chromosomal abnormen Kinder wurde durch zufällige oder eventuell saisonale Schwankungen erklärt.

Über die Häufigkeitssteigerung von Trisomie-21 in Gebieten hoher natürlicher Strahlenbelastung oder nach Röntgenbestrahlung der Frauen vor der Konzeption liegen unterschiedliche Ergebnisse vor /6/.

Ergebnisse

Aus den vorliegenden Daten des Institutes für Medizinische Biologie und Humangenetik Graz kann für den Konzeptionszeitraum ab

30. 4. 1986 keine Erhöhung der Trisomie-21-Fälle nachgewiesen werden, jedoch zeigt sich eine auffällige Steigerung der restlichen Aneuploidien, vor allem in den Konzeptionsmonaten Oktober und November 1986. Von insgesamt 12 Fällen des Turner-Syndroms fallen 4 auf den November 1986, das sind ebenso viele wie im Jahresdurchschnitt der vorangegangenen Jahre.

Wegen der niedrigen Fallzahlen, unklarer Belastungsverteilung in der Bevölkerung, unterschiedlicher individueller Strahlenempfindlichkeit und der großen statistischen Schwankungen kann aus dem erhöhten Auftreten dieses Syndroms nicht zwangsläufig auf Strahleninduktion geschlossen werden. Es ist zudem keine zeitliche Übereinstimmung der Konzeptionstermine mit der Phase der höchsten Strahlenbelastung gegeben /7/. Auch kann nicht ausgeschlossen werden, daß aus anderen Gründen Patienten mit Turner-Syndrom zu dieser Zeit vermehrt zur Untersuchung kamen.

Danksagung

Wir danken allen Kolleginnen und Kollegen, welche uns Patienten zur Untersuchung überwiesen haben oder Untersuchungsmaterial an uns sandten.

Literatur

/1a/ International Commission on Radiological Protection, Publ. 26, Annals of the ICRP 1/3, 1977

/1b/ UNSCEAR 1986: Genetic and Somatic Effects of Ionizing Radiation, United Nations, New York, 1986

/1c/ Weish.P und Gruber E. Radioaktivität und Umwelt 2.Auflage Gustav Fischer Verlag Stuttgart, New York 1979

/2/ F. Vogel, A.G. Motulsky, Human Genetics, 2nd Ed., Springer Verl., Berlin, Heidelberg 1986

/3/ H.-A. Freye, Humangenetik, 3. Aufl., Gustav Fischer Verl., Stuttgart 1981

/4/ Sperling, K. et al.: Januar 1987: Häufung von Trisomie-21-Fällen unter den Neugeborenen Berlins.

/5/ Sperling, K. (Redaktion) et al.: Gemeinschaftsstudie zur saisonalen und regionalen Häufigkeit pränatal diagnostizierter Chromosomenanomalien für die Bundesrepublik Deutschland einschließlich Berlins.

/6/ UNSCEAR 1982: Genetic and Somatic Effects of Ionizing Radiation, United Nations, New York 1982

/7/ F. Schönhofer, W. Ecker, H. Hojesky, W. Junger, K. Kienzl, H. Nowak, A. Riss, P. Vychytil, J. Zechner: Tschernobyl und die Folgen für Österreich, Vorläufiger Bericht, Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien, November 1986

Glossar

Amnioszentese: Punktion der Fruchthülle zur Gewinnung von Fruchtwasser. Für die vorgeburtliche Chromosomenanalyse wird die Amnioszentese zwischen 16. und 18. Schwangerschaftswoche durchgeführt und die im Fruchtwasser enthaltenen fetalen Zellen kultiviert.

Aneuploidie: Eine von der Zahl 46 abweichende Anzahl von Chromosomen in somatischen Zellen.

Chromosom: Bestandteil des Zellkernes, Träger der Erbinformation, während der Kernteilung als Einzelindividuum sichtbar.

Deletion: Ein Stück eines Chromosoms geht verloren.

Gameten: Reife Keimzellen (Ei-, Samenzellen)

Mosaik: gleichzeitiges Vorkommen von somatischen Zellen mit verschiedenen Chromosomenzahlen bei einem Individuum

Mutation: Sprunghafte Änderung der genetischen Information, die veränderte Form kann weitervererbt werden

Trisomie: Das dreifache Vorhandensein eines Chromosoms (Monosomie: einfaches Vorhandensein)

Zygote: Befruchtete Eizelle

9. SITUATION IN ANDEREN LÄNDERN EUROPAS

9.1. Belastung im internationalen Vergleich

Nach den vorliegenden ausländischen Belastungsdaten (vgl. z.B. /OECD 1987/, /Wirth 1987/, /Morrey 1987/) zählt Österreich zweifellos zu den Ländern, die außerhalb der Sowjetunion vom Reaktorunfall am stärksten betroffen wurden. Mit den in Teilen des österreichischen Alpenvorlands aufgetretenen Belastungen vergleichbare Verhältnisse sind aus Teilen Skandinaviens (z.B. Mittelschweden), Südostbayerns, des Tessins (Schweiz) und Oberitaliens bekanntgeworden. Die in Ostpolen in der Anfangsphase des Vorfalls aufgetretenen hohen Ortsdosisleistungen gingen nach polnischen Angaben innerhalb kurzer Zeit zurück, sie dürften die Folge hoher Luftaktivitäten gewesen sein und durch das weitgehende Fehlen nasser Deposition zu wesentlich geringeren Bodenbelastungen geführt haben, als sie in Mitteleuropa aufgetreten sind.

Neben den Unterschieden der Aktivitätsdeposition haben die in den einzelnen Ländern unterschiedlichen Verhältnisse bezüglich der jahreszeitlichen Entwicklung, der landwirtschaftlichen Praxis und der getroffenen behördlichen Maßnahmen zu Unterschieden der Dosisbelastung beigetragen.

Während in Südeuropa die Folgen durch die Direktberechnung von im Wuchs bereits weit vorgeschrittenem Gemüse, Obst und Getreide im Vordergrund standen, erfolgte die Hauptbelastung in Mitteleuropa vor allem über den Gras-Kuh-Milch-Pfad und den Gras-Fleisch-Pfad infolge der nassen Deposition auf der Hauptmenge der jährlichen Heuproduktion. In Skandinavien hingegen standen länger andauernde Belastungen in ökologischen Sonderfällen mit stärkeren Auswirkungen auf bestimmte Bevölkerungsgruppen (z.B. Rentierzüchter) im Vorder-

grund, wobei jedoch die Kollektivdosis der Gesamtbevölkerung gering blieb.

9.2. Maßnahmen im internationalen Vergleich

Die Bewältigung der Folgen des Reaktorunfalls hat wertvolle Erfahrungen bezüglich der Möglichkeiten und die Durchführbarkeit von Schutz- und Sicherungsmaßnahmen in Fällen großräumiger Verstrahlung geliefert. In der Folge wird eine Zusammenstellung der wichtigsten Maßnahmen in einzelnen Ländern gebracht. Es ist daraus auch ersichtlich, daß infolge der Belastungssituation in Österreich ein im internationalen Vergleich sehr umfassendes Programm zur Belastungsverminderung durchgeführt werden mußte, jedoch auch in anderen Staaten vergleichbare Maßnahmen gesetzt wurden.

9.2.1. Länder des OECD-Bereichs

Die folgende Zusammenstellung beruht vorwiegend auf Angaben in /OECD 1987/.

VERWENDETE KURZBEZEICHNUNGEN FÜR STAATEN

A ... Österreich	IS ... Island
AUS ... Australien	J ... Japan
B ... Belgien	L ... Luxemburg
BRD ... BRD	N ... Norwegen
CH ... Schweiz	NL ... Niederlande
CND ... Kanada	P ... Portugal
DK ... Dänemark	S ... Schweden
E ... Spanien	SF ... Finnland
F ... Frankreich	TR ... Türkei
GR ... Griechenland	UK ... Großbritannien
I ... Italien	US ... USA
IRL ... Irland	

I) VERSTÄRKUNG DER MESSTÄTIGKEIT

wurde in allen Staaten durchgeführt, die Meßprogramme dauern teilweise noch an.

II) INFORMATION DER ÖFFENTLICHKEIT

wurde in allen Staaten durchgeführt

III) MASSNAHMEN BETREFFEND TÄTIGKEITEN IM FREIEN

a) Empfehlungen, Kinder vom Spielen in Regenpfützen und im Staub abzuhalten, den Aufenthalt im Regen zu vermeiden, stauberzeugende Tätigkeiten zu vermeiden u.ä. erfolgten in A, SF, TR und einigen Ländern der BRD; Dauer der Empfehlung: einige Tage bis max.

2 Wochen. In CDN und CH wurde explizit von solchen Maßnahmen abgeraten.

b) Empfehlung, Hygienemaßnahmen besonders zu beachten (Händewaschen, Schuhputzen), erfolgten in A und TR.

c) Kontaminationsmessungen an Personen und Fahrzeugen aus kontaminierten Gebieten erfolgten in A, DK, SF, F, BRD, GR, IRL, L, NL, P, E, S, TR, UK, US, in DK, NL, TR auch an Fischerbooten. In A, DK, SF, BRD, NL, TR erfolgten Dekontaminierungen an Fahrzeugen (BRD: Grenzwert 100 kBq/m²).

d) Von Reisen in kontaminierte Zonen des Auslands wurde in A, SF, BRD, IRL, L, NL, N, E, S, UK, US abgeraten.

IV) MASSNAHMEN BETREFFEND TRINKWASSER

Von der Verwendung von Regenwasser für Trink- und Haushaltszwecke wurde in A, CND, SF, BRD, GR, I, J, L, NL, N, S, CH, TR, UK, US (ein Staat) abgeraten, in SF außerdem vor der Verwendung für Saunazwecke.

In Japan wurde angeraten, Regenwasser vor dem Genuß durch Aktivkohle zu filtern.

V) FÜTTERUNGSMASSNAHMEN

In A, DK, I, L, NL, TR wurde das Weiden und Füttern von Milchvieh verboten (Dauer i.a. 1-2 Wochen); in B, BRD, SF, GR und S wurde davon abgeraten.

Von der Verwendung von Regenwasser zum Tränken des Viehs wurde in A, SF, TR abgeraten.

In A wurde ein Molke-Fütterungsverbot erlassen.

In A und TR wurden Milchviehzüchter mit unkontaminiertem Futter versorgt.

VI) MILCH UND MOLKEREIPRODUKTE

a) Verkauf und Konsum von Kuhmilch und -Produkten

Zeitlich begrenzte Beschränkungen in: A, SF, BRD, GR, I, NL, N, S, TR, meist auf der Basis von Grenzwerten.

I: Verbot des Konsums von Frischmilch für Kinder unter 10 Jahren sowie schwangere Frauen;

BRD: Frischmilch für Kleinkinder untersagt;

N: Eine Molkerei wurde einen Monat lang geschlossen;

TR: Gültig lediglich für eine Region an der Grenze zu Bulgarien;

A, NL: Abgeraten wurde vom Konsum von Frischmilch direkt ab Hof;

CH: Empfehlung, für Kinder unter 2 Jahren, schwangere Frauen sowie stillende Mütter zusätzlich zu Frischmilch auch Milchpulver oder Kondensmilch zu verwenden.

b) Verkauf und Konsum von Schaf- und Ziegenmilch

Zeitlich begrenzte Beschränkungen in A, I, NL; meist basierend auf Grenzwerten. Vom Konsum abgeraten wurde in A, GR, N, CH und TR. CH: Schafmilch kann zu Käse verarbeitet werden.

N: Ziegenmilch in einigen Regionen als Futtermittel anstatt zur Käseproduktion verwendet.

c) Verkauf und Konsum von frischen Schaf- und Ziegenkäse

Verbote in: A, GR, I, NL, TR;

Beschränkungen in: N, S;

Abgeraten vom Verkauf wurde in: CH, TR (Schweiz: Empfehlung, frischen Schafkäse mindestens drei Wochen zu lagern).

d) Import von Milch- und Molkereiprodukten

In der Türkei und den EG-Staaten wurde für die Dauer von 1-2 Wochen ein Einfuhrverbot aus osteuropäischen Ländern erlassen; in allen Staaten erfolgten Importbeschränkungen, meist auf der Basis von Grenzwerten.

VII) OBST, GEMÜSE, GETREIDE

a) frisches Blattgemüse

Verkaufsverbot für frisches Blattgemüse in: A, F, I, L, NL, N (in F, NL für Spinat; in N für Kopfsalat und Petersilie, jeweils in gewissen Regionen).

In BRD, NL, S wurde der Verkauf eingeschränkt.

In GR, I, NL, S, CH, TR sowie in einzelnen Bundesländern der BRD wurde vom Konsum abgeraten (in der Schweiz für Kinder unter 2 Jahren, schwangere Frauen und stillende Mütter).

In A, B, DK, BRD, GR, IRL, I, J, L, NL, S, CH, TR wurde empfohlen, frisches Gemüse vor dem Konsum zu waschen.

In Finnland wurde angeraten, den Anbau von Frühgemüse um 2 Wochen zu verzögern.

b) Pilze und Wildgemüse

Vom Verzehr einiger Pilzsorten wurde in A, SF, BRD, NL, S abgeraten bzw. eine Beschränkung des Pilzkonsums empfohlen. In Finnland wurde zum Kochen von Wildgemüse vor dem Verzehr geraten.

c) Import von Obst, Gemüse, Getreide

In Schweden, der Türkei und den EG-Staaten wurde für die Dauer von 1-2 Wochen ein Einfuhrverbot aus osteuropäischen Staaten erlassen; in allen Staaten erfolgten gewisse Importbeschränkungen, meist auf der Basis von Grenzwerten.

d) Erntemethoden

In Schweden wurden in den höher kontaminierten Regionen spezielle Erntemethoden angewandt (z.B. größere Schnitthöhen).

VIII) FLEISCH

a) Lamm-, Schaf- und Ziegenfleisch

Verkaufsbeschränkungen, teilweise abhängig von Grenzwerten in: A, GR, NL, N, S, CH, UK.
In Teilen der Schweiz wurde von der Schlachtung abgeraten.

b) Schilddrüsen von Tieren

Verkaufsverbot in GR, I, L, NL.

c) Rind- und Pferdefleisch

Einschränkungen bei Verkauf bzw. Schlachtung in A, N.
In Norwegen durften nur Tiere geschlachtet werden, die mindestens 4 Wochen vor der Schlachtung entweder in kultivierten Gebieten oder in Ställen gehalten worden waren.

d) Rentierfleisch

Verkaufsbeschränkungen abhängig von Grenzwerten in N, S.
Abgeraten von Verkauf wurde in Finnland.

e) Fisch

Verkaufsverbot in bestimmten Regionen Norwegens; Fischereiverbot im Schweizer Luganer-See.

In SF, NL, S wurde empfohlen, Fisch aus höher verstrahlten Gebieten nur 1-2mal pro Woche zu konsumieren.

f) Wild

In Österreich wurde bis Mitte Juni ein Abschußverbot erlassen, später empfohlen, den Verzehr auf die üblichen Mengen zu beschränken .

Abgeraten vom Abschuß wurde in IRL, NL, S, E (in Spanien gültig für Zugvögel); abgeraten vom Verkauf wurde in SF und NL.

g) Fleischimporte

In Schweden, der Türkei und den EG-Staaten wurde für die Dauer von 1-2 Wochen ein Einfuhrverbot aus osteuropäischen Staaten erlassen; in allen Staaten erfolgten gewisse Importbeschränkungen, meist auf der Basis von Grenzwerten.

IX) KLÄRSCHLÄMME

Das Aufbringen von Klärschlämmen auf landwirtschaftlich genutzte Flächen wurde eingeschränkt bzw. verboten in A, SF, L, S, CH.

In der Schweiz wurde eine Reduzierung der Ausbringungsmenge in besonders betroffenen Gebieten verfügt. Es wurde für die ersten Monate empfohlen, Filterasche und Schlacke an Deponien abzuliefern, entwässerten Klärschlamm, Filterasche und Schlacke auf Deponien abzudecken und eine Beimischung von entwässertem Humus zu Gartenerde und für Neuanpflanzungen zu unterlassen.

In Finnland wurde die Ausbringung bis August 1986 untersagt, in Schweden ein Grenzwert von 20 kBq/kg Trockensubstanz (entsprechend 27 nCi/l bei Schlämmen mit 5% Trockensubstanz) festgesetzt.

X) VERLUSTVERGÜTUNGEN

im landwirtschaftlichen Bereich von den Regierungen in A, SF, BRD, GR, I, NL, N, S, TR, UK gewährt.

GR: bei der Produktion von Schaf- und Ziegenkäse;

NL: bei Spinat;

N: für Schaf-, Rinder- und Rentierzüchter sowie bei Verlusten in der Milchwirtschaft;

S: für Rentierzüchter sowie bei Verlusten in der Milchwirtschaft;

UK: Entschädigungen für Schafzüchter.

XI) WECHSEL VON (INDUSTRIELLEN) LUFTFILTERN

Spezielle Maßnahmen, vor allem das Arbeiten mit Schutzkleidung, wurden in A, B, SF, BRD, GR, I, L, NL, S, CH ergriffen.

In Finnland wurde öfteres Wechseln vorgeschlagen; in der Schweiz und in Italien wurde der Wechsel hinausgezögert, um ein Abklingen von I-131 zu erreichen.

XII) VERABREICHUNG VON STABILEM IOD

In den Ländern A, CND, SF, F, BRD, GR, L, NL, E, S, CH, TR, USA wurde von der Einnahme von Iodpräparaten abgeraten.

In Finnland wurde eine einmalige Dosis von 200 mg Kaliumjodid für Personen, die sich innerhalb der 50 km-Zone um Tschernobyl aufhalten würden, empfohlen.

9.2. Auswirkungen in Osteuropa

Verstärkte Strahlenmeßtätigkeiten wurden auch in den osteuropäischen Staaten durchgeführt.

In der DDR und der CSSR wurden aufgrund von Messungen Dosisrechnungen durchgeführt, denen zufolge Maßnahmen nicht für notwendig erachtet wurden.

Nach den vorliegenden Meldungen wurden Jodtabletten außerhalb der Sowjetunion nur in Ostpolen an die Bevölkerung verteilt.

In Ungarn wurde empfohlen, die Milch von Molkereien zu beziehen und Blattgemüse zu waschen. Für die staatlichen Farmen bestand ein Weideverbot, zunächst nur für die nördlichen Landesteile, später für das gesamte Land. Zeitweise wurde die Verwendung von Donauwasser für die Wasserversorgung von Budapest eingestellt.

9.3. Auswirkungen in der Sowjetunion

Im Bereich des Reaktors waren durch den Unfall zwei Soforttote zu beklagen, einer infolge von Verbrennungen, einer aufgrund

des Einsturzes. Etwa dreihundert Personen wurden aufgrund von Strahlensyndromen verschiedenen Grades in Spitalsbehandlung genommen; von diesen starben neunundzwanzig. Die in neunzehn Fällen vorgenommenen Knochenmarkstransplantationen konnten in fünfzehn Fällen den Tod der Patienten nicht verhindern.

In der näheren Umgebung des Kraftwerkes betrug die Dosisleistung mehr als 100 mrem/Stunde, zwei Wochen nach dem Unfall beliefen sich die Maximalwerte der Externen Strahlung 50-60 km westlich und 35-40 km nördlich des Unfalls noch auf ca. 5 mrem/Stunde. In Kiev (Entfernung ca. 120 km) wurden Anfang Mai 0.5 - 0.8 mrem /Stunde gemessen.

Außerhalb des unmittelbaren Reaktorbereiches kam es nach sowjetischen Angaben nicht zum Auftreten von akuten Strahlensyndromen. Nach sowjetischen Schätzungen haben 135000 Menschen durchschnittlich eine Dosis von 12 rem erhalten, wobei möglicherweise Gammadosen bis 40 rem und Schilddrüsendosen bis 120 rem aufgetreten sind.

Die wichtigsten Maßnahmen, die in der Sowjetunion ergriffen wurden, umfaßten insbesondere:

o) Evakuierungen

Nach sowjetischen Angaben sind nach dem Reaktorunfall in der dem Reaktor am nächsten gelegenen Stadt Pripjat Dosisleistungen von 14 - 140 mrem/h gemessen worden (26.4.1986, abends); nach dem Erreichen von Dosisleistung zwischen 180 und 600 mrem/h (27.4.1986, morgens) wurde die Evakuierung durchgeführt, die bei 360 - 1000 mrem/h abgeschlossen war (Dauer 3 Stunden). Vor der Evakuierung

traten Dosen bis zu 20 rem im Freien, zwischen 4 und 10 rem bei Aufenthalt in Häusern auf, darüber hinaus ist für die ersten Stunden nach dem Unfall mit einer externen Gammastrahlung von 15-20 rem (Wolkenstrahlung) zu rechnen. Die Wiederbesiedlung der Stadt Pripjat ist bisher nicht erfolgt.

In der Folge wurden die Dörfer und kleineren Städte in einem Umkreis von ca. 30 km evakuiert, insgesamt mehr als 100.000 Personen

Ferner wurden insbesondere folgende Schutzmaßnahmen ergriffen:

o) Verteilung von Jodtabletten innerhalb und außerhalb der 30-km-Zone

o) Sicherungsarbeiten am havarierten Reaktor zur Verhinderung weiteren Aktivitätsaustritts

o) Verkehrs- und Zugangsbeschränkungen in mehreren Zonen im Kraftwerksumkreis

o) Errichten einer Drainagesperre zur Sicherung des Grundwassers

o) Errichtung einer Dekontaminationsanlage in den Wasserwerken der Stadt Kiev

o) Änderungen der landwirtschaftlichen Praxis (z.B. Produktion von Saatgut anstatt von zum Verzehr bestimmtem Getreide in hochbelasteten Zonen)

o) Dekontaminationsmaßnahmen (Abtragen von Erde, Abspritzen von Gebäuden, Aufschütten von unkontaminiertem Erdreich, Festigung der oberen Bodenschichten mit Speziallösungen)

o) Einführung von Kontaminationsgrenzwerten für Nahrungsmittel durch das Gesundheitsministerium der UdSSR (z.B. 100 Nanocurie/l I-131).

BESCHREIBUNG DER VERWENDETEN FACHAUSDRÜCKE

ABSORPTION

Aufnahme eines Stoffes in einem Medium, bzw Umwandlung von Strahlenenergie in eine andere Energieform durch Wechselwirkung mit Materie.

ADSORPTION

Bindung eines Stoffes an die Oberfläche eines anderen Stoffes.

AEROSOLE

fein verteilte, feste oder flüssige Schwebeteilchen in Gasen.

AKTIVITÄTSKONZENTRATION

Aktivität eines radioaktiven Stoffes geteilt durch sein Volumen.

ALPHASTRAHLEN

Strahlung, die von bestimmten Radionukliden (etwa Plutonium-239 oder Radium-226 beim Zerfall ausgesandt wird (Korpuskularstrahlen). Alpha-Teilchen sind doppelt positiv geladene Heliumkerne. Alphastrahlen haben nur eine geringe Reichweite von etwa 1 Mikrometer (um) im Körpergewebe. Alphastrahlende Radionuklide werden für den Menschen erst dann gefährlich, wenn sie ins Körperinnere gelangen können.

ANTHROPOGEN

von Menschen beeinflusst oder verursacht.

ÄQUIVALENTDOSIS

Produkt aus der Energiedosis mit einem Qualitätsfaktor Q. Der Qualitätsfaktor kennzeichnet die relative biologische Wirksamkeit

einer bestimmten Strahlungsart im menschlichen Körper. So kann etwa bei gleicher Energiedosis ein Alphastrahler ($Q = 20$ für Alpha-Teilchen) die 20 fache Äquivalentdosis erzeugen wie ein Betastrahler ($Q=1$ für Betateilchen, Gammastrahlung und Röntgenstrahlung). SI-Einheit ist das Sievert (siehe auch Tabelle).

ATOM

Kleinstes Teilchen eines chemischen Elementes, bestehend aus dem Atomkern und der Elektronenhülle.

BECQUEREL (Bq)

Internationale Maßeinheit für Radioaktivität. 1 Bq entspricht einem radioaktiven Zerfall in der Sekunde (siehe auch Tabelle).

BETA-STRAHLEN

Radioaktive Strahlen, die von bestimmten Radionukliden (z.B. Jod-131, Strontium-90) beim radioaktiven Zerfall ausgesandt werden (Elektronenstrahlen). Beta-Teilchen durchdringen einige Millimeter bis einige Zentimeter des Körpergewebes und stellen besonders bei direkter Aufnahme eine Gefahr für den Menschen dar.

CÄSIUM (Cs)

Chemisches Element mit mehreren Isotopen. Cäsium ist ein Alkalimetall und z.B. dem Kalium sehr ähnlich und kann wegen der relativ hohen Flüchtigkeit bei Kernkraftwerksunfällen freigesetzt werden. Das Radioisotop Cäsium-137 ist ein Beta- und Gammastrahler mit einer Halbwertszeit von rund dreißig Jahren; das Isotop Cäsium-134 hat eine Halbwertszeit von etwa 2 Jahren.

CURIE (Ci)

Ältere Einheit der Radioaktivität (siehe Tabelle).

DEPOSITION

Ablagerung von Schadstoffen.

- a) trockene Deposition: Schadstoffe werden trocken abgelagert.
- b) nasse Deposition: Schadstoffe werden mit dem Niederschlag ausgewaschen.

DIAPLAZENTAR

Nuklide können von der Mutter über die Plazenta ("diaplazentar") in den Fetus gelangen.

DOSIS

Die Strahlendosis (Energiedosis) ist die auf (z.B. 1 kg) Körpermasse übertragene Strahlenenergie (siehe Tabelle).

DOSISLEISTUNG

Die pro Zeiteinheit (min=Minute, h=Stunde, d=Tag, a=Jahr) absorbierte Äquivalentdosis (z.B. rem/a), Energiedosis (z.B.: rad/h) oder Ionendosis (z.B.: R/h).

EFFEKTIVDOSIS

Die Effektivdosis besteht aus der Summe der gewichteten Äquivalentdosen der einzelnen Körperorgane, da die Beiträge der einzelnen Organe zum gesamten Strahlenrisiko unterschiedlich sind.

ELEKTRON

Teil des Atoms (Atomhülle), negativ geladen, geringe Masse.

EMISSION

Abgabe von (Schad-)Stoffen an die Atmosphäre oder in Gewässer.

EMITTENT

Verursacher von Emissionen.

ENERGIEDOSIS

Absorbierte Strahlungsenergie je Masseneinheit. Einheit: rad (seit 1986 SI-Einheit : Gray, siehe Tabelle).

FALLOUT

Bezeichnung für radioaktiven Niederschlag aus der Atmosphäre nach Kernwaffenexplosionen oder Reaktorunfällen. Der Fallout besteht aus einem Gemisch von Radioisotopen, dessen Zusammensetzung je nach Art der Entstehung, der meteorologischen Bedingungen und der Entfernung vom Ort der Freisetzung variieren kann.

FETUS

Leibesfrucht; hier wird darunter der Keim während der gesamten Schwangerschaftsdauer verstanden. (Im engeren Sinne dauert die Fetalperiode etwa vom Anfang der 9. Schwangerschaftswoche bis zur Geburt).

GAMMA-SPEKTROMETRIE

Die von der Probe ausgesandte Gamma-Strahlung wird (nach ihrer Energie unterschieden) registriert; aus den festgestellten Energien und den gezählten Ereignissen kann auf die Art der in der Probe enthaltenen Radionuklide und ihre Konzentration rückgeschlossen werden, da Gammastrahlung für den jeweiligen Kern charakteristisch ist.

GAMMA-STRAHLUNG

Energiereiche elektromagnetische Wellenstrahlung, die bei radioaktiven Kernumwandlungen bzw. aus angeregten Atomkernen freigesetzt wird; sie besitzt energieabhängig z.T. ein großes Durchdringungsvermögen.

GRAY (Gy)

Internationale Einheit der Energiedosis, 1 Gray entspricht 100 rad oder der Energiemenge von 1 Joule pro Kilogramm des bestrahlten Materials (siehe Tabelle).

HALBWERTSZEIT (HWZ)

a) physikalische HWZ (T phys): Zeit, in der jeweils die Hälfte der ursprünglichen Menge eines radioaktiven Stoffes zerfallen ist.

b) biologische HWZ (T biol): Zeit, in der jeweils die Hälfte der ursprünglichen Menge eines im Körper aufgenommenen radioaktiven Stoffes vom Organismus ausgeschieden oder abgebaut ist.

c) effektive HWZ (T eff): Zeit, in der die Aktivität einer radioaktiven Substanz im Körper auf die Hälfte abgenommen hat.

$$T \text{ eff} = \frac{T \text{ phys} \cdot T \text{ biol}}{T \text{ phys} + T \text{ biol}}$$

HEKTO-PASCAL (hPa)

Maßeinheit für den Gasdruck.

HEUPELLETS

Aus Heu gepreßtes Futter.

HINTERGRUNDAKTIVITÄT

Ständig vorhandene (natürliche) Radioaktivität.

ICRP

International Commission on Radiological Protection (Internationale Strahlenschutz-Kommission).

IMMISSION

Ablagerung von Schadstoffen aus Atmosphäre oder Gewässern auf Lebewesen und Gegenstände.

INGESTION

Allgemein: Nahrungsaufnahme

Speziell: Aufnahme von radioaktiven Stoffen mit der Nahrung.

INHALATION

Allgemein: Einatmung von Gasen.

Speziell: Aufnahme von radioaktiven Stoffen mit der Atemluft.

INKORPORATION

Allgemein: Aufnahme in den Körper

Speziell: Aufnahme radioaktiver Stoffe in den menschlichen Körper.

ION

Elektrisch geladenes Atom oder Molekül.

IONENDOSIS

Durch ionisierende Strahlung erzeugte elektrische Ladung pro Masse durchstrahlter Luft; Einheit: Röntgen R (seit 1986: Coulomb/kg, siehe Tabelle).

IONISIERENDE STRAHLEN

Röntgen-, Gamma- und Korpuskularstrahlen, die Ionen, ds. elektrisch geladene Teilchen, erzeugen. Sie können im Körper zu Zellschädigungen führen.

ISOTOPE

Variante eines chemischen Elements mit gleichen chemischen Eigenschaften (gleiche Protonenzahl), aber verschiedener Neutronenzahl.

JOD (J oder I)

Chemisches Element mit mehr als 30 Isotopen. Jod ist ein lebenswichtiges Spurenelement und zum Aufbau von Schilddrüsenhormonen unentbehrlich. Da sich radioaktive Isotope (z.B. Jod-131) chemisch nicht vom stabilen Jod unterscheiden, können Jod-Radioisotope in die Schilddrüse aufgenommen werden und dort durch ihre Beta- und Gammastrahlung Schäden hervorrufen. Die meisten Jod-Radioisotope zerfallen in wenigen Minuten oder Stunden; Jod-131 hat eine physikalische Halbwertszeit von acht Tagen. (Im vorliegenden Bericht weisen manche Abbildungen die neue internationale Abkürzung I für Jod auf).

KOLLEKTIVDOSIS

Summe aller Einzeldosen der Personen eines Kollektivs (nach bestimmten Kriterien ausgesuchte Personengruppe, z.B. Einwohner eines bestimmten Gebietes).

KONTAMINATION

Speziell: Verunreinigung von Stoffen (z.B. Nahrungsmitteln) oder der Umwelt durch radioaktive Substanzen.

LEGUMINOSEN

Pflanzen (Schmetterlingsblütler), haben die Fähigkeit, Luftstickstoff zu binden.

LOW-LEVEL-ANLAGE

Mittels spezieller Abschirmungen und durch elektronische Verminderung der durch Strahlung von außen bewirkten Zählereignisse wird ein besonders niedriger Hintergrund für die Messung der Probe erzielt.

Alpha/Beta Low-Level-Anlage: Zur Messung von alpha- bzw. beta-strahlenden Proben. Im allgemeinen ist für eine nuklidspezifische Aussage ein großer chemischer Aufwand in der Probenvorbereitung erforderlich.

ME(S)Z

Mitteleuropäische (Sommer-)Zeit.

MYCEL

Flechtgewebe der Pilze.

NAHRUNGSKETTE

Die durch die Ernährung bedingte stufen- und kettenartige Abhängigkeitsfolge von Lebensgemeinschaften (z.B. Gras - Kuh - Milch - Mensch). Radioaktive Stoffe werden von einem am Anfang der Nahrungskette stehenden Organismus aufgenommen (z.B. Gras) und im Verlauf der Nahrungskette weitergereicht, wobei es zum Teil zu stärkeren Anreicherungen kommen kann.

NATRIUM-JODID (Tl)-DETEKTOR

In einem durch Thallium aktivierten Natrium-Jodid-Kristall werden durch Gamma-Strahlung aufgrund der Szintillationseffekte Lichtblitze erzeugt (siehe auch Szintillationsverfahren).

NEUTRON

Elektrisch neutrales Teilchen des Atomkerns.

NUKLID

Atomart, charakterisiert durch Massenzahl, Atomnummer und Energiezustand ihres Kerns.

OBERFLÄCHENWASSER

Wasser aus Seen oder Flüssen.

ORTSDOSISLEISTUNG

Dosis pro Zeiteinheit an einem bestimmten Ort; z.B. Ionendosisleistung in $\mu\text{R}/\text{h}$.

PARAPLAZENTAR

Wörtlich: neben der Plazenta; Substanzen können von der Mutter über die Plazenta (diaplazentar) oder neben der Plazenta (z.B. über das Fruchtwasser) in den Fetus gelangen.

PROTON

Positiv geladenes Teilchen des Atomkerns.

RAD

Englisch: radiation absorbed dose; ältere Einheit der Energiedosis (siehe Tabelle).

RADIOAKTIVE STOFFE

Stoffe, die infolge spontaner Kernprozesse ionisierende Strahlen aussenden.

RADIOAKTIVITÄT

Eigenschaft von bestimmten Atomkernen, ohne äußere Einwirkung zu zerfallen und dabei Strahlung auszusenden.

RADIONUKLIDE

Instabile Atomkerne, die radioaktiv zerfallen.

REM

Englisch: roentgen equivalent man.

Ältere Einheit der Äquivalentdosis (siehe Tabelle).

RÖNTGEN

Nach dem Physiker Wilhelm Conrad Röntgen benannte Einheit der Ionendosis. Für die praktischen Belange des Strahlenschutzes entspricht bei Röntgen bzw. Gammastrahlung ein R einem rem. Veraltete Einheit (siehe Tabelle).

SCHRITTFILTERBANDANLAGE

Ein Filterband wird bei Luftansaugen schrittweise transportiert, wobei mehrere, im räumlichen Abstand befindliche Gesamt-Beta-Meßstellen die am Filterband abgelagerten Aerosole zeitlich verzögert ausmessen.

SIEVERT (Sv)

Internationale Einheit der Äquivalentdosis (siehe Tabelle).

SZINTILLATIONSVERFAHREN

In speziellen Substanzen werden durch thermische Ausheilung von Strahlungsschäden des Kristallgitters Lichtblitze hervorgerufen, die in elektronische Signale umgewandelt und weiterverarbeitet werden können. Die Intensität der Lichtblitze ist ein Maß für die Energie der Strahlung.

THERMOLUMINESZENZDOSIMETER (TLD)

Durch die Strahlung kommt es zu Veränderungen im Kristallgitter der Dosimetersubstanz, die sich beim Aufheizen rückbilden und

die dabei freigesetzte Energie tritt in Form einer Lichtemission auf und kann gemessen werden.

TOXIZITÄT

Giftigkeit

TRAJEKTORIEN

Zugbahnen der Luft.

TRANSFERFAKTOR

Gibt an, wieviel Aktivität, z.B. vom Boden in die Pflanze oder vom Futter der Kuh in deren Milch oder Fleisch übergeht.

WASHOUT

Siehe Deposition, nasse.

10. LITERATUR:

/Andrasi 1987/ A. Andrasi, Radiological Consequences of the Chernobyl Accident for Hungary, Radiat. Prot. Dosim. 19, 239-245 (1987)

/Bankl 1987/ H. Bankl, K. Dam, Die Organverteilung von radioaktivem Cäsium im Obduktionsmaterial nach der Tschernobyl-Katastrophe; wird veröffentlicht

/Böck 1986/ H. Böck, K. Buchtela, F. Grass, H. Hammer, E. Tschirf, M. Tschurlovits, E. Unfried, E. Hedrich, Der Reaktorunfall von Tschernobyl und seine radiologischen Folgen für Österreich, Tagungsberichte XIII. IRPA- Regionalkongress, Salzburg, Sept. 1986

/Breitenhuber 1988/ L. Breitenhuber, P. Kindl, Radiocäsiumuntersuchungen bei Rindern im Zusammenhang mit dem Reaktorunfall in Tschernobyl, Techn. Univ. Graz, 1988

/Busuoli 1987/ G. Busuoli, Radiological Consequences of the Chernobyl Accident for Italy, Radiat. Prot. Dosim. 19, 247-251 (1987)

/Doerfel 1987/ H. Doerfel, E. Piesch, Radiological Consequences in the Federal Republic of Germany of the Chernobyl Reactor Accident, Radiat. Prot. Dosim. 19, 213-222 (1987)

/Duftschmid 1987/ K. Duftschmid, K. Mück, F. Steger, P. Vychytil, J. Zechner, The Exposure of the Austrian Population due to the Chernobyl Accident, Radiat. Prot. Dosim. 19, 213-222 (1987)

/Friedmann 1987/ H. Friedmann, M. Wagner, D. Weselka, E. Wild, Radioaktivitätsmessungen am IRK betreffend den Reaktorunfall in Tschernobyl, Sitzungsbericht Österr. Akad. Wiss., Abt. II, 196, 51-59 (1987)

/Fueger 1985/ G.F.Fueger, W. Schreiner, Dosimetrie offener Radionuklide, Verlag Informatica Ges.m.b.H., Wien 1985

/Gerzabek 1988/ M. Gerzabek, E. Haunold, O. Horak, Radioaktivität in Pilzen, Bodenkultur 39, 37-52 (1988/

/Giese 1971/ W. Giese, Das Verhalten von Radiocaesium bei Laboratoriums- und Haustieren sowie Möglichkeiten zur Verminderung der radioaktiven Strahlenbelastung, Hannover 1971

/GRS 1986/ Der Unfall im Kernkraftwerk Tschernobyl, Gesellschaft für Reaktorsicherheit, GRS-S-39, Köln, Juni 1986

/GSF 1986/ Umweltradioaktivität und Strahlenexposition in Südbayern durch den Tschernobyl-Unfall, Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung, München 1986

/Haselwandter 1978/ K.Haselwandter, Accumulation of Radioactive Nuclide Cs-137 in Fruitbodies of Basidiomycetes. Health Physics 35, 713-715 (1978)

/Haunold 1982/ E. Haunold, O.H. Danneberg, O. Horak, P. Tuschl, Die Nutzbarkeit radioaktiv kontaminierten Acker- und Weidelandes nach großräumiger Verstrahlung in Abhängigkeit von der Zeit, Beiträge ULV (BMGU) 8/82, 271 (1982)

/Haunold 1986/: E. Haunold, O. Horak, M. Gerzabek, Umweltra-
dioaktivität und ihre Auswirkung auf die Landwirtschaft, OEFZS-
-4369, 1986

/Havlik 1987/ E. Havlik, Cs-137-Ganzkörpermessungen an Perso-
nen im Raum Wien seit Juni 1986, 6. Gem. Österr. Deutsch. Med.
Strahlenschutztagung, Neuherberg, Juni 1987

/Havlik 1987a/ E. Havlik, E. Bergmann, H. Klein, P. Haber,
Whole Body Counting of Cesium-137 in the General Population and in
Athletes, IRPA-Regionalkongress Kupari 1987

/Hedrich 1986/ E. Hedrich, Aktivität von Schnee und Regen nach
dem Reaktorunfall Tschernobyl, nicht veröffentlicht

/Heinrich 1987/ G. Heinrich, Zur radioaktiven Belastung ver-
schiedener Pflanzen in Graz nach dem Reaktorunglück von Tscherno-
byl, Mitt. naturwiss. Ver. Steiermark, 117, 7-25 (1987)

/Henrich 1987/ E. Henrich, Die radioaktive Belastung der Donau
vor und nach Tschernobyl, Wasser und Abwasser 31, 137-67 (1987)

/Henrich 1987a/ E. Henrich, J. Weisz, M. Zapletal, M. Fried-
rich, W. Haider: Radiocesium in Austrian Precipitation Samples After
Chernobyl, Bericht BALUF-ST5-87-8, Wien 1987

/Henrich 1988/ E. Henrich, M. Friedrich, J. Weisz, M. Zapple-
tal, W. Haider, Cs-137 in Natural Ecological Systems- Description
of the Situation in an High Contamination Area in Austria after
Chernobyl, BALUF-ST5-88-01, Wien 1988

/Henrich 1988a/ E. Henrich, M. Friedrich, M. Zapletal, W. Haider, Bewertung der Kontamination von Wildpilzen mit Radiocäsium, BALUF-ST5-04-88, Wien 1988

/Henrichs 1983/ K. Henrichs, G. Müller-Brunecker, H.G. Paretzke, Zur Strahlenexposition der Schilddrüse bei Inkorporation von Jodisotopen: Altersabhängigkeit und Zuverlässigkeit von Dosisfaktoren; Ber. Ges. f. Strahlen- und Umweltforschung (München) S-960, 1983

/Henrichs 1985/ K. Henrichs, U. Elsasser, Ch. Schotola, A. Kaul, Dosisfaktoren für Inhalation oder Ingestion von Radionuklid-
den, ISH-63, 78, 79, 80 (1985)

/Henrichs 1985a/ K. Henrichs, H.G. Paretzke, Strahlenexposition durch Inkorporation radioaktiver Cäsiumisotope, Ber. Ges. f. Strahlen- und Umweltforschung (München) 6/85, 1985

/Horak 1987/ O. Horak, M. Gerzabek, K. Mück, E. Haunold, Erwartungswerte für die Cäsiumaktivität der Milch im Jahr 1987/88, Bericht OEFZS-A-1051, Seibersdorf 1987

/Horak 1988/: O. Horak, M.H. Gerzabek, noch nicht veröffentlicht

/IAEA 1986/ Summary Report on the Post Accident Review Meeting on the Chernobyl Accident, Report by the International Nuclear Safety Advisory Group, Safety Series No. 75-INSAG-1, IAEA, Wien 1986

/ICRP-23/ ICRP-Publ. 23, Report of the Task Group on Reference Man, Pergamon Press, Oxford, 1974

/ICRP-30/ Grenzwerte der Aktivitätszufuhr von Radionukliden für Beschäftigte, ICRP-Veröffentlichung 30, Teil 1-3 + Supplement-Bände, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart-New York, 1985

/IGKB 1987/ Die Entwicklung der Radioaktivität im Bodensee nach dem Unfall Tschernobyl, Ber. Int.Gewässerschutzkomm. Bodensee 36, 1987

/IPCS 1983/ International Programme on Chemical Safety, Environmental Health Criteria 25: Selected Radionuclides; WHO, Genf 1983

/Irlweck 1981/ K. Irlweck, Ch. Friedmann, T. Schönfeld, Die Plutoniumkonzentration der bodennahen Atmosphäre in Wien in den Jahren 1962 bis 1979, Mitt. d. Österr. Sanitätsverwaltung, 82(5), 1-4 (1981)

/Irlweck 1982/ K. Irlweck, Alphastrahler in Umweltproben, Berichte Umweltschutz, Lebensmittelangelegenheiten, Veterinärverwaltung (Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz) 8/82, 67 (1982)

/Irlweck 1985/ K. Irlweck, F. Steger, Die Überwachung grenznaher Regionen durch Radiojod-Plutoniumimmissionsmessungen und Bodenuntersuchungen im Zeitraum 1984 bis 1985, Projektbericht, September 1985

/Irlweck 1986/ K. Irlweck, Aktuelle Meßdaten nach dem Reaktorunfall Tschernobyl, Acta Med. Austriaca 13, H.4/5, 107 (1986)

/Irlweck 1986a/ K. Irlweck, F. Steger, Die Überwachung grenznaher Regionen durch Radiojod-Plutoniumimmissionsmessungen und Bodenuntersuchungen im Zeitraum 1985 bis 1986, Projektbericht, Dezember 1986

/Irlweck 1987/ K. Irlweck, Die Ermittlung der Strahlenbelastung der Österreichischen Bevölkerung durch die Inhalation von Plutonium im Zusammenhang mit dem Reaktorunfall in Tschernobyl, Ergebnisbericht September 1987

/Johnson 1982/ J.R. Johnson, Fetal Thyroid Dose from Intakes of Radioiodine by the Mother, Health Physics, 43, 573- 82 (1982)

/Johnson 1983/ J.R. Johnson, D.W. Dunford, Dose Conversion Factors for Intakes of Selected Radionuclides by Infants and Adults, AECL ep. No.7919, Chalk River, Ontario, Canada (1983)

/Kartnig 1986/ Th. Kartnig, M. Zödl, Untersuchungen über die Strahlenbelastung von Drogen aus steirischen Arzneipflanzenkulturen, 1. Mitteilung, Österr. Apotheker- Zeitung, 40, 697 (1986)

/Kartnig 1987/ Th. Kartnig, M. Zödl, Untersuchungen über die Strahlenbelastung von Drogen aus steirischen Arzneipflanzenkulturen, 2. Mitteilung, Österr. Apotheker- Zeitung, 41, 742 (1987)

/Kaul 1980/ A. Kaul, H.. Roedler, Radioiodine: Biokinetics, Mean Dose and Dose Distribution; Radiation Environment Biophysics, 18, 185-95 (1980)

/Kolb 1986/ H. Kolb, G. Mahringer, P. Seibert, W. Sobitschka, P. Steinhauser, V. Zwatz-Meise, Diskussion meteorologischer Aspekte der radioaktiven Belastung in Österreich durch den Reaktorunfall in Tschernobyl, Zentralanstalt f. Meteorologie und Geodynamik in Wien, Publ. Nr. 309, Wien, 1986

/Kopp 1986/ B. Kopp, W. Kubelka, Arzneipflanzen-radioaktiv ?, Österr. Apotheker Zeitung, 40, 646 (1986)

/Lagoni 1963/ H. Lagoni, O. Paakkola, K.H.Peters, Untersuchungen über die quantitative Verteilung radioaktiver Fallout-Produkte in der Milch, Milchwissenschaft 18, 340- 344 (1963)

/Maringer 1987/ F.J. Maringer, Radioaktive Kontamination von Lebensmitteln aus dem Burgenland nach Tschernobyl, BFB-Bericht 63,39-48 (1987)

/Meisel 1987/ S. Meisel, P. Graller, G. Kahr, J. Müller, W. Ninaus, Distribution and Migration of Artificial Radio-Nuclides in Cultivated Soils of Styria, XIVth Regional Congress of IRPA, Kupari-Dubrovnik (Yugoslavia), Sept. 29th-Oct. 2nd, 1987

/Mirna 1972/ A. Mirna, R. Egginger, Untersuchungen zur Dekontamination von Radiocäsium im lebenden Tier. Die Fleischwirtschaft, 52,1018-1020 (1972)

/Morrey 1987/ M. Morrey, J. Brown, J.A. Williams, J.M. Crick, J.R. Simmonds, M.D. Hill, A Preliminary Assessment of the Radiological Impact of the Chernobyl Reactor Accident on the Population of the European Community, CEC contract 86 398, Luxembourg 1987

/Mück 1986/ K. Mück, A. Hefner, F. Steger, Measurements of the Research Centre Seibersdorf with Regard to the Reactor Accident at Chernobyl, 13th Reg. IRPA-Congress, Salzburg, 15.-19.Sept. 1986

/Mück 1987/ K. Mück, Abschätzung der Strahlenexposition der österreichischen Bevölkerung nach dem Reaktorunfall Tschernobyl, Bericht OEFZS--4406, Seibersdorf 1987

/Mück 1987a/ K. Mück, . Tschurlovits, Messung von Aktivitäten in Lebensmitteln und Dosisberechnungen, 6. Gem. Österr. Deutsch. ed. Strahlenschutztagung, Neuherberg, Juni 1987

/Mück 1988/ K.Mück, S. Streit, F. Steger, K. Mayr, Der Dosisbeitrag von Strontium-90 zur Ingestionsdosis nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl, Bericht OEFZS--4452, Seibersdorf 1988

/Mück 1988a/ K. Mück, Variations in Activity Concentration and Radionuclide Ratio in Air after the Chernobyl Accident and its Relevance to Inhalation Dose Estimates, Rad. Prot. Dosim., im Druck

/NCRP 1977/ National Council on Radiation Protection, Cesium-137 from the Environment to Man: Metabolism and Dose, Report No. 52, Washington DC, 1977

/OECD 1987/ The Radiological Impact of the Chernobyl Accident in OECD countries, OECD, Paris 1987

/Ouvrard 1987/ R. Ouvrard, R. Hochmann, Cesium-137 Body Burden in the Region of Vienna after the Chernobyl Accident, Radiat. Prot. Dosim. 19,151-158 (1987)

/Rabitsch 1986/ H. Rabitsch, Hj. Müller, J-131-Aktivität menschlicher Schilddrüsen und Cs-137-Aktivität in Muskelgewebe, IVth European Congress, XIIIth Regional Congress of IRPA, Salzburg 1986

/Rank 1987/ D. Rank, V. Rajner, G. Lust, Der Tritiumgehalt der Niederschläge und der Oberflächenwässer in Österreich im Jahre 1986, IG 87/01, Bundesversuchs- und Forschungsanstalt Arsenal, Wien 1987

/Rank 1987a/ D. Rank, Die Radioaktivität der Donausedimente, Wasser und Abwasser 31, 111-136 (1987)

/Rank 1987b/ D. Rank, M. Kralil, K. Augustin-Gyurits, F. Maringer, V. Rajner, I. Kurcz, Investigation of Sediment Transport in the Austrian Part of the Danube using Environmental Isotopes, IAEA-SM-299/7, p.637, (1987)

/Rank 1987c/ D. Rank, I. Kurcz, F.J. Maringer, The Radioactivity of River and Lake Sediments in Austria and Hungary before and after the Chernobyl Accident, IRPA- Regionalkongress Kupari 1987

/Rank 1987d/ D. Rank I. Kurcz, F.J. Maringer, Die Radioaktivität der Donausedimente in Österreich nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl, 25. Arbeitstagung der IAD, Passau, BRD, 1987

/Rank 1987e/ D. Rank, Radionuklide aus Tschernobyl als Markierungsstoffe im Neusiedlersee-Gebiet: Physikalische Voraussetzungen, BFB-Bericht 63, 31-37 (1987)

/Reischl 1988/ G.P. Reischl, W. Winklmayr, Radiolytisch induzierte Feinstaerosolproduktion in der urbanen Atmosphäre von Wien während Perioden erhöhter Radioaktivität verursacht durch den Reaktorunfall in Tschernobyl, wird veröffentlicht

/RIG 1988/ Arbeitsbericht 1986-1987, RIG-20, Reaktorinstitut des Vereines zur Förderung der Strahlenforschung, Graz 1988

/Roedler 1984/ H.D. Roedler, A. Erzberger, A. Kaul, Biokinetics of Internal Emitters and Absorbed Dose to the Human Fetus; 6th International Congress of IRPA (Int. Radiation Protection Association), Berlin 1984

/Schneider 1986/ P. Schneider, P. Brunner, F. Tiefenbrunner, M.P. Dierich, Anreicherung radioaktiver Nuklide in Klärschlämmen, Forum-Städte-Hygiene 37, 335-337 (1986)

/Schneider 1987/ P. Schneider, P. Brunner, F. Tiefenbrunner, M.P. Dierich, Radioaktiver Nuklide in Klärschlämmen und Probleme bei deren Verwertung oder Deponie, Forum- Städte-Hygiene 37, 335-337 (1986)

/Schönhofer 1987/ F. Schönhofer, J. Weisz, Measurement by Ultra Low Level Liquid Scintillation Counting Following the Chernobyl Accident, J. Radioanalyt. Nucl. Chem. Art., 115, 125-40 (1987)

/Schönhofer 1987a/ F. Schönhofer, J. Weisz, Tritium in Oberflächenwässern 1986, Bericht BALUF-RC-87-02, Wien 1987

/Schönhofer 1988/: F. Schönhofer, M. Friedrich, Die Bodenkontamination im nördlichen Österreich als Folge des Reaktorunfalls in Tschernobyl, Report BALUF-RuR-81-1, 1988

/Schwarz 1982/ G. Schwarz, D.E.Dunning jr., Imprecision in Estimates of Dose from Ingested Cs-137 due to Variability in Human Biological Characteristics, Health Physics 43, 631-45 (1982)

/SSK 1987/ Auswirkungen des Reaktorunfalls in Tschernobyl auf die Bundesrepublik Deutschland, Veröff. d. Strahlenschutzkommission Bd.7, Red. D. Gumprecht, H. Heller, A. Kindt, Stuttgart/ New York 1987

/Steger 1987/ Regional Distribution of Internal Contamination with Cesium in Austria as a Result of the Chernobyl Accident, Tagung Medizinische Physik, Innsbruck, 9.- 12.Sept. 1987

/Steger 1987a/ F. Steger, E. Urbanich, E. Lovranich, J. Kozuh-Schneeberger, S. Streit, Ch. Friedmann, A. Hefner, F. Rust, W. Enzenberger, Die Überwachung grenznaher Regionen durch Radiojod/Plutoniumimmissionsmessungen und Bodenuntersuchungen im Zeitraum 1987, Projektbericht, September 1987

/Steinhäusler 1987/ F. Steinhäusler, Summary of the Recent Understanding of the Significance of Hot Particles from the Chernobyl Fallout, Proc. Int. Workshop on "Hot Particles in the Chernobyl Fallout", Oct. 28-29, 1987, Theuern, BRD, im Druck

/Steinhäusler 1987a/ F. Steinhäusler, The Effect of Fall-Out Deposition on Indoor Gamma Radiation Levels in Single-Family Dwellings, Rad.Prot.Dosim. 21, 103-105 (1987)

/Stieve 1985/ F.E.Stieve, G. Zemlin, I. Grießl, Plazentarer Transfer von Jod und seinen Verbindungen; Ber. Ges. f. Strahlen- und Umweltforschung (München) 41, 1985

/Tataruch 1988/: Frieda Tataruch, F. Schönhofer, K. Ondersche-ka, Untersuchungen zur radioaktiven Belastung der Wildtiere in Österreich, Z. Jagdwiss. 34, 22-35, 1988

/Tschirf 1988/ Erfassung der äußeren Strahlenbelastung, Jahrestagung des Österreichischen Verbandes für Strahlenschutz, Wien, 1988, wird veröffentlicht

/Tschurlovits 1987/ M. Tschurlovits, K. Mück, Ausbreitungswege nach Österreich und Ablagerung von Radionukliden, 6. Gem. Österr. Deutsch. Med. Strahlenschutztagung, Neuherrberg, Juni 1987

/UBA 1986/ F. Schönhofer, W. Ecker, H. Hojesky, W. Junger, K. Kienzl, H. Nowak, A. Riss, P. Vychytil, J. Zechner: Tschernobyl und die Folgen für Österreich, Vorläufiger Bericht, Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien, November 1986

/UNSCEAR 1982/ Ionizing Radiation: Sources and Biological Effects, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, United Nations, New York, 1982

/UNSCEAR 1986/ Genetic and Somatic Effects of Ionizing Radiation, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, United Nations, New York, 1986

/Vonach 1987/ H. Vonach, F. Steger, Experimental Study of Cs-137 Incorporation in Man, Radiat. Prot.Dosim. 19, 253- 256 (1987)

/Wernli 1987/ C. Wernli, Radiological Consequences of the Chernobyl Accident for Switzerland, Radiat. Prot.Dosim. 19, 235-238 (1987)

/Wirth 1987/ E. Wirth, N.D. van Egmond, M.J. Suess, Assessment of Radiation Dose Commitment in Europe due to the Chernobyl Accident, Report on a WHO meeting, ISH 108, (1987)

Tabelle neuer und alter Einheiten und deren Umrechnungsfaktoren:

	neue Einheit	alte Einheit	Umrechnungsfaktor
Radioaktivität	Becquerel (Bq) 1 Bq = 1 Zerfall/sec	Curie (Ci)	1 Ci = $3,7 \times 10^{10}$ Bq 1 Bq = 27 pCi
Ionendosis	Coulomb pro kg (C/kg)	Röntgen (R)	1 R = $2,58 \times 10^{-4}$ C/kg
Energiedosis	Gray (Gy) 1 Gy = 1 Joule/kg	rad (rd)	1 Gy = 100 rd 1 rd = 0,01 Gy
Äquivalentdosis	Sievert (Sv) 1 Sv = 1 Joule/kg	rem	1 Sv = 100 rem 1 rem = 0,01 Sv

Maßeinheiten:

Vorsilbe	Symbol	Zehnerpotenz
Mega-	M	$10^6 = 1\ 000\ 000$
Kilo-	k	$10^3 = 1\ 000$
Milli-	m	$10^{-3} = 0,001$
Mikro-	u	$10^{-6} = 0,000\ 001$
Nano-	n	$10^{-9} = 0,000\ 000\ 001$
Piko-	p	$10^{-12} = 0,000\ 000\ 000\ 001$