

RADIOAKTIVITÄTSMESSUNGEN IN ÖSTERREICH 2000

DATEN UND BEWERTUNG



Das Lebensministerium

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft,
Umwelt und Wasserwirtschaft
Sektion IU
Stubenbastei 5, 1010 Wien



Bundesministerium für soziale
Sicherheit und Generationen
Sektion IX
Radetzkystraße 2, 1031 Wien

Eigentümer, Herausgeber und Verleger: REPUBLIK ÖSTERREICH
BMSG Sektion IX
BMLFUW Sektion IU

Für den Inhalt verantwortlich: SC Mag.Dr. Ernst BOBEK (BMSG, Sektion IX)
SC Dr. Ernst STREERUWITZ (BMLFUW, Sektion IU)

Inhaltsverzeichnis

Vorwort	1
Begriffe	3
Zusammenfassung	6
Summary	9
1. Einleitung	11
1.1. Natürliche Strahlenexposition	11
1.1.1. Kosmische Strahlung	11
1.1.2. Natürliche Radionuklide	12
1.2. Zivilisatorische Strahlenexposition	14
1.2.1. Reaktorunfall von Tschernobyl.....	14
1.2.2. Kernwaffenversuche	15
1.2.3. Nuklearmedizin	15
1.2.4. Sonstige Quellen	16
2. Die Überwachung Österreichs auf radioaktive Kontamination	17
2.1. Überwachungsnetz für Radioaktivität	18
2.1.1. Strahlenfrühwarnsystem	18
2.1.2. Laborgestütztes Überwachungsnetz für Radioaktivität	21
2.2. Anlagenüberwachung	23
2.2.1. Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf (ÖFZS).....	24
2.2.2. Atominstitut der Österreichischen Universitäten (AI).....	25
3. Ergebnisse aus dem Strahlenfrühwarnsystem	26
4. Ergebnisse aus dem laborgestützten Überwachungsnetz	32
4.1. Luft	32
4.2. Niederschlag	41
4.3. Oberflächenwasser	47
4.4. Emissionen aus Kläranlagen	58
4.5. Sonstige Umweltmedien	63
4.5.1. Böden	63
4.5.2. Grundwasser	63
4.6. Lebensmittel	64
4.6.1. Milch und Milchprodukte	65
4.6.2. Obst, Gemüse, Kartoffeln und Getreide.....	72
4.6.3. Fleisch.....	73
4.6.4. Pilze	74
4.6.5. Trink- und Quellwasser.....	76
4.6.6. Gesamtnahrung	77
4.6.7. Sonstige Lebensmittel	77
4.6.8. Lebensmittel aus dem Ausland.....	77
4.6.9. Grenzwertregelung.....	78

5. Ergebnisse aus der Anlagenüberwachung.....	81
5.1. Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf.....	81
5.1.1. Emissionen radioaktiver Stoffe	81
5.1.2. Umgebungsüberwachung	83
5.2. Atominstitut der Österreichischen Universitäten	84
5.2.1. Emissionen radioaktiver Stoffe	84
5.2.2. Umgebungsüberwachung	85
6. Strahlenexposition der Bevölkerung.....	87
6.1. Natürliche Strahlenexposition	87
6.1.1. Externe Strahlenexposition	87
6.1.2. Interne Strahlenexposition	88
6.2. Zivilisatorische Strahlenexposition.....	89
6.2.1. Anwendung radioaktiver Stoffe und ionisierender Strahlen in der Medizin	90
6.2.2. Anwendung radioaktiver Stoffe und ionisierender Strahlen in Forschung, Technik und Haushalt ...	90
6.2.3. Berufliche Tätigkeit	91
6.2.4. Fallout von Kernwaffenversuchen	91
6.2.5. Kerntechnische Anlagen	91
6.2.6. Reaktorunfall von Tschernobyl.....	92
6.3. Gesamte Strahlenexposition.....	94
Anhang	95
A1. Ermittlung des Radonpotenzials eines Gebäudes durch Anlegen eines kontrollierten Unterdrucks (RACODE).....	95
A2. Erhebung der Radonbelastung in oberösterreichischen Kindergärten (Teil 1).....	100
A3. Bestimmung von Be-7 in Luft: Vergleich und Bewertung der Methoden von vier hochalpinen Stationen in Europa	104
A4. Langzeittrends von Cs-137 und K-40 in Boden und Bewuchs und deren Abhängigkeit von ausgewählten Bodenparametern.....	110
Literatur.....	114

Vorwort

In Österreich wird gemäß Strahlenschutzgesetz eine systematische Strahlenüberwachung betrieben. Damit erfüllt Österreich auch Verpflichtungen im europäischen Rahmen. Mit der Durchführung dieser Überwachung war zu Beginn des Berichtszeitraumes die Sektion VI im Bundeskanzleramt betraut. Mit der letzten Novelle des Bundesministeriengesetzes sind die Strahlenschutzagenden des Bundeskanzleramtes teils auf das Bundesministerium für soziale Sicherheit und Generationen, teils auf das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft übergegangen. Um die Daten aus der Strahlenüberwachung auch weiterhin in zusammenhängender und einheitlicher Form der Öffentlichkeit zu präsentieren, werden die Berichte von nun an von beiden Ressorts gemeinsam herausgegeben.

Über die Ergebnisse der Radioaktivitätsüberwachung in Österreich wurde, beginnend mit der Phase der oberirdischen Kernwaffenversuche, in einer Reihe von Publikationen berichtet. Der vorliegende Bericht ist der jüngste in dieser Reihe und gibt einen Überblick über die Radioaktivitätsüberwachung in Österreich im Jahr 2000. Es werden darin Daten zur Radioaktivität in verschiedenen Bereichen und die sich daraus für die Bevölkerung ergebende Strahlendosis vorgestellt. Weiters werden Ergebnisse aus der behördlichen sowie der betriebsinternen Überwachung von kerntechnischen Anlagen präsentiert.

Die Basis für die im Bericht angeführten Werte bilden in erster Linie Untersuchungen, die von Dienststellen der jeweils zuständigen Ressorts oder in Auftrag der Ressorts durchgeführt wurden. Bezüglich der Anlagenüberwachung wird auch auf Daten zurückgegriffen, die im Rahmen der durch die Betreiber durchgeführten Eigenkontrolle ermittelt wurden.

Insbesondere sind Messdaten folgender Stellen einbezogen:

- Bundesanstalt für Lebensmitteluntersuchung und -forschung Wien
- Bundesanstalt für Lebensmitteluntersuchung Graz
- Bundesanstalt für Lebensmitteluntersuchung Innsbruck
- Bundesanstalt für Lebensmitteluntersuchung Linz
- Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft Wien
- Bundesamt für Agrarbiologie Linz
- Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf
- Atominstitut der Österreichischen Universitäten

Danksagung

Es wird allen gedankt, die die Erstellung dieses Berichtes ermöglicht haben.

Insbesondere gilt unser Dank den örtlichen Betreuern der Strahlenfrühwarnmessstellen, den Mitarbeitern der technischen Betriebsführung und den für die Wartung der Geräte sowie der Datenübertragungseinrichtungen zuständigen Serviceteams.

Weiters sei allen, die bei den Probenahmen beteiligt waren, sowie den Kolleginnen und Kollegen in den Messlabors, deren Arbeit die wesentliche Grundlage für diesen Bericht bildet, gedankt.

Nicht zuletzt soll auch jenen Kolleginnen und Kollegen gedankt werden, die durch ihre ausführlichen und fruchtbaren Diskussionen wesentlich zum Gelingen dieses Berichtes beigetragen haben.

Begriffe

Radioaktivität

Eigenschaft von instabilen Atomkernen, sich ohne äußere Einwirkung unter Aussendung von Teilchen- oder Photonenstrahlung umzuwandeln

Radionuklide

instabile Atomkerne, die sich spontan umwandeln

Radioaktive Stoffe

Stoffe, die Radionuklide enthalten

Ionisierende Strahlung

Teilchen- oder Photonenstrahlung mit so hoher Energie, dass sie Atome und Moleküle ionisieren kann (z.B.: Alphastrahlung, Betastrahlung, Neutronenstrahlung, Gammastrahlung, Röntgenstrahlung)

Alphastrahlung

Teilchenstrahlung in Form von Heliumatomkernen (Alphateilchen)

Betastrahlung

Teilchenstrahlung in Form von Elektronen (Betateilchen)

Neutronenstrahlung

Teilchenstrahlung in Form von Neutronen

Gammastrahlung

elektromagnetische Wellenstrahlung (Photonenstrahlung), die infolge einer Kernumwandlung entsteht

Röntgenstrahlung

elektromagnetische Wellenstrahlung (Photonenstrahlung), die bei der Abbremsung von Elektronen im Kernfeld (Bremsstrahlung) bzw. bei Quantensprüngen von Elektronen zwischen den inneren Elektronenschalen der Atomhülle entsteht (charakteristische Röntgenstrahlung)

Aktivität

Anzahl der pro Zeiteinheit in einem radioaktiven Stoff ablaufenden Kernumwandlungen (Zerfälle)

Becquerel (Bq)

Einheit für die Aktivität: 1 Becquerel (Bq) = 1 Zerfall pro Sekunde
(frühere Einheit: 1 Curie (Ci) = 3.7×10^{10} Bq)

Halbwertszeit

Zeitintervall, in dem die Aktivität eines radioaktiven Stoffes auf die Hälfte abnimmt

Energiedosis

absorbierte Energie pro Masseneinheit

Gray (Gy)

Einheit für die Energiedosis: 1 Gray (Gy) = 1 Joule pro Kilogramm
(frühere Einheit: 1 Rad (rd) = 0.01 Gy)

Äquivalentdosis

Energiedosis multipliziert mit dem Strahlungs-Wichtungsfaktor für die betreffende Strahlenart; dadurch wird die unterschiedlich starke biologische Wirkung von verschiedenen Strahlenarten berücksichtigt

Effektive Dosis

Summe der mit den Gewebe-Wichtungsfaktoren multiplizierten Äquivalentdosen in den einzelnen bestrahlten Organen und Geweben des Körpers; die Gewebe-Wichtungsfaktoren stellen ein Maß für die unterschiedliche Strahlenempfindlichkeit von Geweben bzw. Organen dar

Sievert (Sv)

Einheit für die Äquivalent- und Effektivdosis: 1 Sievert (Sv) = 1 Joule pro Kilogramm
(frühere Einheit: 1 Rem (rem) = 0.01 Sv)

Dosisleistung

Dosis, bezogen auf eine bestimmte Zeiteinheit (z.B.: Gy/h, Sv/h)

Strahlenexposition

Einwirkung ionisierender Strahlen auf den menschlichen Körper

Inkorporation von radioaktiven Stoffen

Aufnahme von radioaktiven Stoffen in den Körper

Inhalation von radioaktiven Stoffen

Aufnahme von radioaktiven Stoffen mit der Atemluft

Ingestion von radioaktiven Stoffen

Aufnahme von radioaktiven Stoffen mit der Nahrung

Vorsatzzeichen

In diesem Bericht werden als Einheiten die derzeit gültigen SI-Einheiten bzw. dezimale Vielfache und Teile von diesen unter Hinzunahme von Vorsatzzeichen verwendet.

Vorsatzname	Vorsatzzeichen	Zehnerpotenz
Tera	T	10^{12} = 1 000 000 000 000
Giga	G	10^9 = 1 000 000 000
Mega	M	10^6 = 1 000 000
Kilo	k	10^3 = 1 000
Milli	m	10^{-3} = 0.001
Mikro	μ	10^{-6} = 0.000 001
Nano	n	10^{-9} = 0.000 000 001
Piko	p	10^{-12} = 0.000 000 000 001

Abkürzungen

AI	Atominstitut der Österreichischen Universitäten
BAB	Bundesamt für Agrarbiologie
BALU	Bundesanstalt für Lebensmitteluntersuchung
BALUF	Bundesanstalt für Lebensmitteluntersuchung und -forschung
BAW	Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Wassergüte
BEWAG	Burgenländische Elektrizitätswirtschaft-Aktiengesellschaft
BFL	Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft
BH	Bezirkshauptmannschaft
BKA	Bundeskanzleramt
BMLFUW	Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
BMSG	Bundesministerium für soziale Sicherheit und Generationen
LMAO	Lebensmittelaufsichtsorgane
LR	Landesregierung
ÖFZS	Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf
WDS	Wetterdienststelle
ZAMG	Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik

Zusammenfassung

Im diesem Bericht werden Ergebnisse der in Österreich aufgrund des Strahlenschutzgesetzes im Jahr 2000 von den zuständigen Ressorts durchgeführten Strahlenüberwachung präsentiert. Insbesondere sind dies Resultate aus der großräumigen Überwachung der Umwelt auf radioaktive Verunreinigungen sowie Werte aus der Emissions- und Immissionskontrolle von Anlagen mit Forschungsreaktoren.

Zur großräumigen Überwachung wird ein Strahlenfrühwarnsystem betrieben, das an 336 Orten ständig die Gammadosisleistung registriert und an einigen Orten – teilweise nuklidspezifisch – die Radioaktivität in der Luft bestimmt. Die aktuellen Messwerte werden automatisch an verschiedene öffentliche Stellen weitergeleitet. Weiters wird der Radionuklidgehalt diverser Medien wie Luft, Niederschläge, Oberflächenwässer, Lebensmittel etc. über regelmäßige Probenahmen und Untersuchungen im Labor überwacht. Ergänzend zu diesem Routineprogramm werden Schwerpunktprojekte durchgeführt, die der Untersuchung bestimmter Medien sowie der besseren zeitlichen bzw. regionalen Erfassung einzelner Komponenten der großräumigen Kontamination dienen.

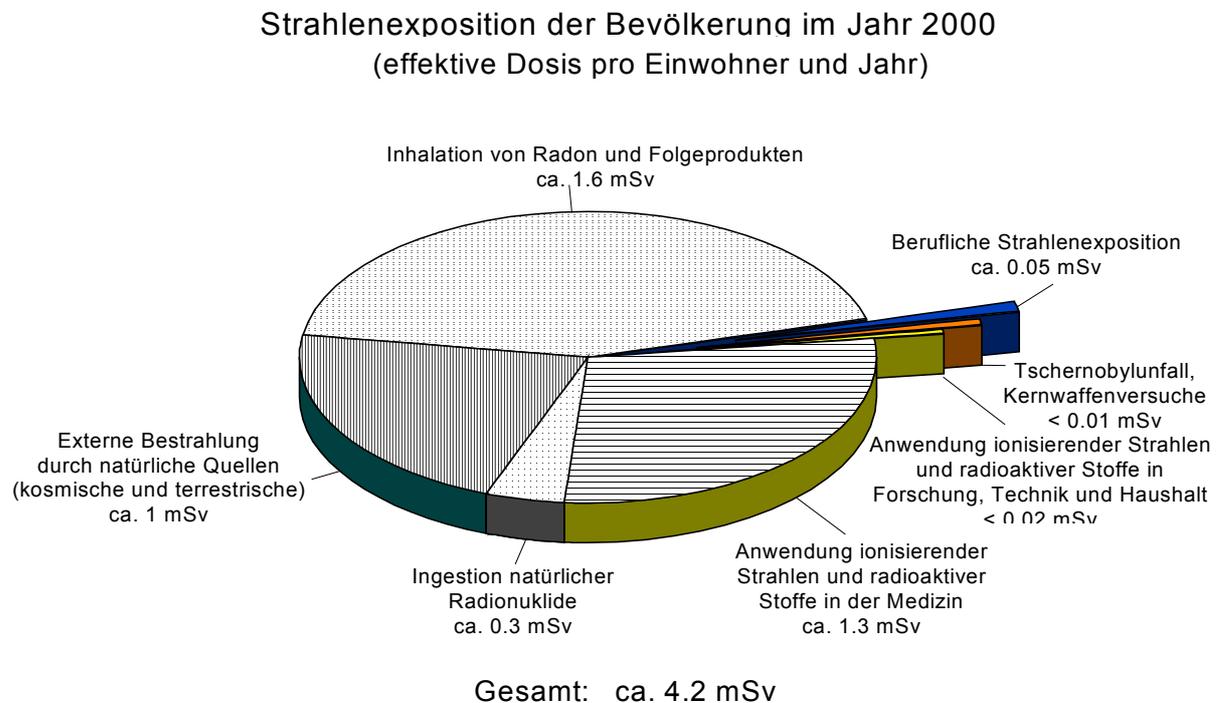
Die behördliche Anlagenüberwachung setzt sich – hinsichtlich Emissionen und Immissionen – aus zwei Elementen zusammen: der Kontrolle der Qualität der betriebsinternen Eigenüberwachung sowie einer unabhängigen Überwachung durch Untersuchen von durch die Behörde selbst gezogenen Proben.

Die durchschnittliche Strahlendosis der österreichischen Bevölkerung betrug im Jahr 2000 rund 4.2 mSv pro Einwohner, wobei die bei weitem überwiegenden Beiträge auf natürliche und medizinische Strahlenquellen zurückzuführen sind. Im Vergleich dazu waren die Dosisbeiträge der übrigen Strahlenquellen sehr gering.

Die mittlere effektive Dosis aufgrund der natürlichen Strahlenexposition beträgt ca. 2.9 mSv pro Einwohner und Jahr, wobei das radioaktive Edelgas Radon und seine kurzlebigen Folgeprodukte über die Inhalation im Mittel mehr als die Hälfte dazu beitragen. Die natürliche Strahlenexposition ist jedoch – hauptsächlich aufgrund unterschiedlicher Radonwerte – erheblichen Schwankungsbreiten unterworfen. So gibt es Gebiete mit besonderen geologischen Bedingungen, in denen aufgrund hoher Radonkonzentrationen die mittlere Dosis bei weitem überschritten wird.

Die zivilisatorische Strahlenexposition ist zum überwiegenden Teil durch die Anwendung radioaktiver Stoffe und ionisierender Strahlen in der Medizin – insbesondere in der Röntgendiagnostik – bedingt und führte im Jahr 2000 zu einer mittleren effektiven Dosis von ca.

1.3 mSv pro Einwohner. Mit weniger als 0.01 mSv war im Vergleich dazu die im Berichtszeitraum sich aus den Auswirkungen des Reaktorunfalls von Tschernobyl für die österreichische Bevölkerung ergebende Strahlendosis gering.



Die durch den Betrieb der kerntechnischen Anlagen des Österreichischen Forschungszentrums Seibersdorf und des Atominstutts der Österreichischen Universitäten sich für die Bevölkerung ergebende Strahlendosis war auch im Jahr 2000 vernachlässigbar gering. Aus den an Abluft und Abwasser dieser Anlagen durchgeführten behördlichen Kontrollmessungen und der jeweiligen betriebsinternen Eigenüberwachung geht hervor, dass die von der zuständigen Behörde festgelegten Höchstwerte für die Ableitung radioaktiver Stoffe an die Umgebung in allen Fällen eingehalten wurden. Ebenso wurden bei der Umgebungsüberwachung keine unzulässig hohen Ortsdosen oder Immissionen festgestellt.

Der Gehalt an radioaktiven Stoffen künstlichen Ursprungs in der Luft, den Niederschlägen und den Oberflächengewässern war im Berichtszeitraum ähnlich gering wie in den Vorjahren und im Wesentlichen durch den Tschernobylunfall bestimmt. Die Werte für Cäsium-137 – dem einzigen Nuklid aus dem Tschernobyl-Fallout, das noch immer von gewisser Bedeutung ist – liegen in diesen Medien nur noch geringfügig über jenen vor dem Reaktorunfall. Im Boden bestimmter Regionen Österreichs dagegen sind für Cäsium-137 weiterhin deutlich höhere Werte als vor dem Tschernobylunfall zu finden. Da das Radiocäsium in den meisten landwirtschaftlich genutzten Böden fest an Tonminerale gebunden ist und somit für eine

Aufnahme durch Pflanzen nur in einem sehr geringen Ausmaß zur Verfügung steht, weisen die Lebensmittel und die landwirtschaftlichen Produkte im Allgemeinen nur noch geringe Aktivitäten an Cäsium-137 auf. Im Vergleich dazu deutlich höhere Werte findet man jedoch nach wie vor in einigen Waldprodukten, etwa in wildwachsenden Pilzen und Wild, da in naturnahen Waldökosystemen keine so effektive Fixierung von Cäsium erfolgt, und dieses somit weiterhin biologisch verfügbar bleibt. Pilze und Wild werden normalerweise nicht in erheblichen Mengen verzehrt, weshalb die sich dadurch für den Menschen ergebende Strahlendosis gering ist.

Summary

This report presents results of the radiation surveillance in Austria in 2000, performed by the competent authorities, based on the Austrian Radiation Protection Act. In particular data of large scale monitoring concerning radioactive contaminations and of nuclear research reactor emission and immission control are given.

In Austria an extensive program is realized for the purpose of large scale surveillance on radioactivity. On the one hand an Early Radiation Warning System with 336 gamma dose rate monitors and several partly nuclide specific air contamination monitors is operated. The data are automatically communicated to various authorities in real-time. On the other hand the radionuclide content of various media such as air, precipitation, surface water, foodstuffs etc. is monitored by periodic sampling and subsequent analysis in laboratories. In addition to this routine program special projects are carried out for investigation of specific media and to improve the knowledge of the time dependence respectively of regional aspects of the contamination situation.

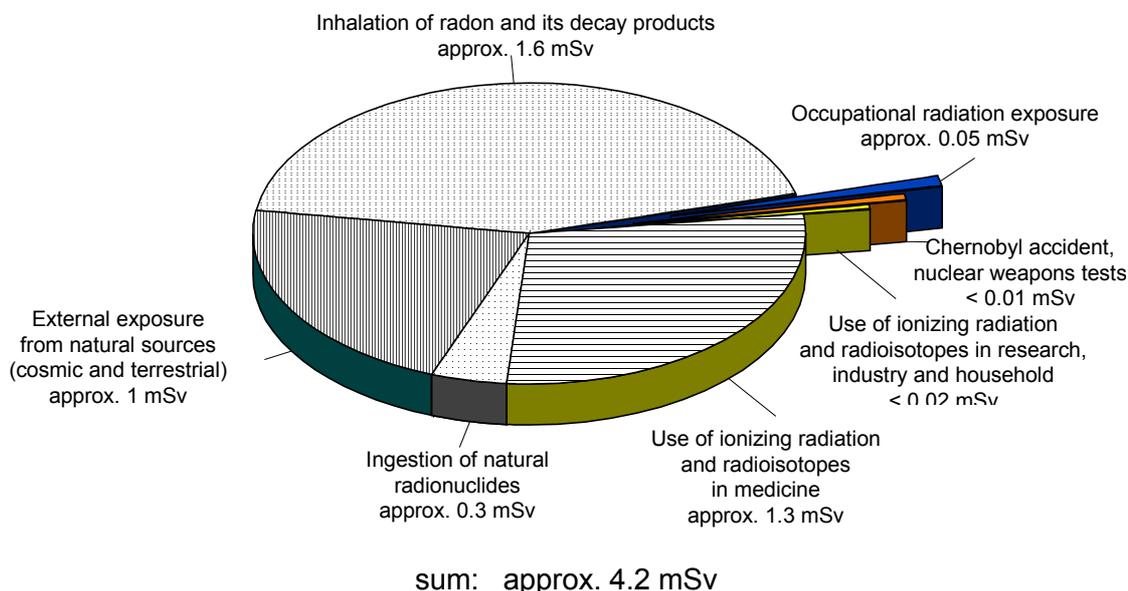
The inspection of the nuclear installations by the authorities concerning emissions and immissions is set up of two parts: inspection of the quality of the internal control by the operator and independent surveillance by examination of samples taken by the authority.

In 2000 the average annual radiation exposure of the Austrian population amounted to about 4.2 mSv effective dose per person. The contributions dominating by far originate from natural and medical sources of radiation. In comparison with these, contributions from all other sources of radiation are extremely small.

The average annual effective dose caused by natural radiation amounts to approximately 2.9 mSv per person. The inhalation of the radioactive noble gas radon and its short lived progeny in the mean contributes more than half to this exposure. Mainly because of different radon concentrations considerable variations in natural radiation exposure do occur. There are regions with specific geological conditions where exposure levels by far exceed the average dose due to high radon values.

Man-made radiation exposure is predominantly caused by the use of radioactive substances and of ionizing radiation in medical applications, in particular by x-ray diagnostics, leading on the average to approximately 1.3 mSv per person annually in the reporting period. By comparison, the dose to the Austrian population due to the effects of the reactor accident at Chernobyl amounting in 2000 to less than 0.01 mSv is small.

Radiation exposure of the population in 2000 (effective doses per year and person)



The exposure contribution due to the operation of the nuclear installations at the Austrian Research Centre Seibersdorf and at the Atomic Institute of the Austrian Universities in 2000 was negligible. Investigative measurements by the authorities of gaseous and liquid emissions and the internal surveillance by the operators show that maximum permissible levels never were exceeded. Also environmental monitoring in the surroundings did not detect any inadmissibly high gamma dose rates or immissions.

The artificial radionuclide content of air, precipitation and surface water in the reporting period was mainly caused by the Chernobyl accident and similarly low as in the previous years. In these media the values for caesium-137 – which nowadays is the only significant radionuclide left from the Chernobyl fallout – are only slightly higher than before the accident. However, in soils from certain regions much higher caesium-137 concentrations can be found than before the accident. Since in most agriculturally used soils radiocaesium is fixed strongly to clay minerals und thus is only marginally available for plant uptake, foodstuffs and agricultural products generally show only minor caesium-137 concentrations. In comparison, significantly higher values still can be found in some forest produce such as wild growing fungi and game. In semi-natural forest ecosystems the fixation of caesium is much less effective keeping it biologically available. Usually, fungi and game are not consumed in larger amounts. Therefore the dose to man caused by this path generally is small.

1. Einleitung

Der Mensch steht seit jeher unter der Einwirkung der Strahlung von natürlichen radioaktiven Substanzen und der kosmischen Strahlung. Zu dieser natürlichen Strahlenexposition kommt seit einiger Zeit eine zivilisatorisch bedingte Exposition durch Strahlenquellen nicht natürlichen Ursprungs hinzu. Diese wird derzeit in erster Linie durch die Anwendung von ionisierenden Strahlen und radioaktiven Stoffen in der Medizin bewirkt. Weitere Beiträge dazu liefern beispielsweise die beim Reaktorunfall von Tschernobyl und bei den oberirdischen Kernwaffenversuchen in die Umwelt freigesetzten Radionuklide.

1.1. Natürliche Strahlenexposition

Zur natürlichen Strahlenexposition tragen die kosmische Strahlung sowie die Strahlung von in der Umwelt vorhandenen natürlichen radioaktiven Stoffen bei. Während die kosmische Strahlung direkt nur zu einer Bestrahlung von außen führt, erfolgt durch die natürlichen Radionuklide sowohl eine Bestrahlung von außen als auch infolge Inhalation (Zufuhr über die Atmung) und Ingestion (Zufuhr über die Nahrung) von innen.

Die Exposition durch natürliche Strahlenquellen kann durch zivilisatorische Maßnahmen unter Umständen beträchtlich erhöht werden. So führt beispielsweise die Reduzierung der Ventilationsrate in Wohnungen zu einer Anreicherung von Radon und damit zu einer Erhöhung der Strahlendosis für die Bewohner. Auch Aktivitäten wie Flüge in großen Höhen und die Verwendung von Baumaterialien mit hohem Gehalt an natürlichen Radionukliden erhöhen die Exposition durch natürliche Strahlenquellen. Deshalb hat die natürliche Strahlenexposition – insbesondere die zivilisatorisch veränderte – in den letzten Jahren zunehmende Aufmerksamkeit im Strahlenschutz erlangt. Im Folgenden wird ein kurzer Überblick über die Komponenten der natürlichen Strahlung gegeben.

1.1.1. Kosmische Strahlung

Die extrem energiereiche kosmische Strahlung ist überwiegend galaktischen und zu einem geringeren Teil solaren Ursprungs. Die primäre kosmische Strahlung besteht im Wesentlichen aus Protonen (85 %) und Alphateilchen (14 %). Aus dieser entsteht durch verschiedene Wechselwirkungsprozesse in den äußersten Schichten der Atmosphäre die sogenannte sekundäre kosmische Strahlung. In Bodennähe ist in erster Linie diese noch immer sehr energiereiche und hauptsächlich aus Photonen, Elektronen, Neutronen und Mesonen bestehende Sekundärstrahlung wirksam.

Die Intensität der kosmischen Strahlung ist stark höhenabhängig, da die Strahlung durch die Atmosphäre abgeschwächt wird. Das bedeutet, dass mit zunehmender Seehöhe die Intensität ansteigt. Bis in Höhen von einigen Kilometern verdoppelt sich die durch die kosmische Strahlung verursachte Dosisleistung etwa alle zweitausend Meter.

Wegen des Einflusses des Magnetfeldes der Erde ist die Intensität der kosmischen Strahlung auch von der geografischen bzw. geomagnetischen Breite abhängig. Im Gegensatz zu den höhenbedingten Änderungen ist der dadurch verursachte Intensitätsunterschied innerhalb des österreichischen Bundesgebietes unbedeutend.

1.1.2. Natürliche Radionuklide

Natürliche radioaktive Stoffe sind in unserer gesamten Biosphäre enthalten. Sie sind entweder primordial (d.h. sie waren bereits bei der Entstehung des Sonnensystems, also „von Anfang an“ vorhanden) und aufgrund ihrer langen Halbwertszeiten noch immer existent bzw. Folgeprodukte von primordialen Radionukliden, oder sie werden durch die kosmische Strahlung in den obersten Schichten der Atmosphäre ständig erzeugt.

Über verschiedene Prozesse gelangen sie von ihren Ausgangs- bzw. Entstehungsorten in nahezu alle Umweltmedien und treten dort in unterschiedlich hohen Konzentrationen auf. Über die Nährstoff- bzw. Nahrungsaufnahme, die Wasseraufnahme und die Atmung gelangen sie auch in Pflanze, Tier und Mensch. Wie bereits oben erwähnt, bewirken sie sowohl eine externe Bestrahlung als auch – nach erfolgter Inkorporation – eine interne Bestrahlung des menschlichen Körpers.

Die natürlichen Radionuklide lassen sich in drei Gruppen einteilen:

- Radionuklide der Zerfallsreihen
- primordiale Radionuklide außerhalb von Zerfallsreihen
- Radionuklide, erzeugt durch die kosmische Strahlung

Die meisten der natürlichen radioaktiven Stoffe entstammen einer der drei sogenannten Zerfallsreihen. Am Anfang dieser Reihen steht jeweils ein primordiales Radionuklid mit einer in der Größenordnung des Alters der Erde liegenden Halbwertszeit. Diese Radionuklide wandeln sich über eine Reihe radioaktiver Zwischenprodukte mit sehr unterschiedlichen Halbwertszeiten in stabile Bleiisotope um. Die drei Zerfallsreihen sind:

- Uran-Radium-Reihe, ausgehend vom Uran-238 (Halbwertszeit: 4.5 Milliarden Jahre)
- Actinium-Reihe, ausgehend vom Uran-235 (Halbwertszeit: 0.7 Milliarden Jahre)
- Thorium-Reihe, ausgehend vom Thorium-232 (Halbwertszeit: 14 Milliarden Jahre)

Eines der bedeutendsten Zwischenprodukte ist Radon-222, ein Radionuklid aus der Uran-Radium-Reihe. Radon-222 hat eine Halbwertszeit von 3.8 Tagen und entsteht beim Zerfall von Radium-226 (Halbwertszeit 1600 Jahre). Als Edelgas ist Radon besonders mobil und kann deshalb relativ leicht aus dem Trägermaterial entweichen (Emanation) und in die freie Atmosphäre gelangen und dort durch Inhalation zu einer Strahlenexposition des Menschen führen. Kommt es zur Anreicherung von Radon in der Atemluft, wie etwa in schlecht ventilierten Innenräumen, kann diese Strahlenexposition ein beträchtliches Ausmaß erreichen. In gleicher Weise bewirkt auch Radon-220 (früher Thoron genannt), ein Zwischenprodukt aus der Thorium-Reihe, eine – verglichen mit Radon-222 in der Regel jedoch wesentlich geringere – Inhalationsdosis.

Für die Strahlenexposition ist nicht so sehr das Radon selbst von Bedeutung, sondern vielmehr seine – meist an Aerosole gebundenen – kurzlebigen radioaktiven Folgeprodukte. Diese gelangen mit der Atemluft in den Atemtrakt und werden dort abgelagert. Aufgrund ihrer kurzen Halbwertszeiten zerfallen sie, bevor sie z.B. durch die Flimmerhärchen entfernt werden können, und führen so vor allem im Bronchialbereich zu einer Strahlenexposition.

Von den natürlichen primordialen Radionukliden außerhalb der Zerfallsreihen kommt einzig dem Kalium-40 Bedeutung zu. Andere Radionuklide aus dieser Gruppe wie z.B. Rubidium-87 spielen wegen ihres geringen Vorkommens nur eine untergeordnete Rolle. Kalium-40 kommt zu etwa 0.012 % im natürlichen Kalium vor und hat eine Halbwertszeit von 1.28 Milliarden Jahren. Kalium ist ein essentielles Element und wird über die Nahrung in den Körper aufgenommen. Es ist Bestandteil jeder Zelle, wobei das Muskelgewebe und das rote Knochenmark besonders reich an Kalium sind. Die Konzentration an Kalium im menschlichen Körper wird durch biochemische Mechanismen annähernd konstant gehalten (homöostatisches Gleichgewicht). Eine erhöhte Kaliumaufnahme führt daher nicht zur Anreicherung und folglich auch zu keiner wesentlichen Erhöhung der Strahlenexposition. Der Körper eines Erwachsenen enthält ca. 130 g Kalium und damit etwa 4000 Bq Kalium-40. Wegen der relativ gleichförmigen Verteilung von Kalium kommt es – anders als beim Radon, das über seine Folgeprodukte in erster Linie den Atemtrakt bestrahlt – zu einer gleichmäßigen Exposition des gesamten Körpers.

Durch Wechselwirkung der kosmischen Strahlung mit den Atomen der äußersten Atmosphärenschichten – und zwar überwiegend durch (Sekundär-)Neutronenreaktionen und Spallationsprozesse – entstehen ständig radioaktive Nuklide (kosmogene Radionuklide). Über Lü-

cken in der Grenzschicht zwischen der Stratosphäre und der Troposphäre (Tropopausenlücken) gelangen diese in die unteren Schichten der Atmosphäre und von dort in die gesamte Biosphäre. Durch die dauernde, im Wesentlichen gleichmäßige Neubildung und den radioaktiven Zerfall stellt sich ein stationärer Zustand ein, sodass die Gesamtmenge dieser Radionuklide konstant bleibt.

Die wichtigsten kosmogenen Radionuklide sind Tritium (Halbwertszeit 12,3 Jahre), Kohlenstoff-14 (Halbwertszeit 5736 Jahre) und Beryllium-7 (Halbwertszeit 53,4 Tage). Kohlenstoff-14 wird in organisches Material eingebaut und gelangt so in die Nahrungskette. Dies gilt auch für Tritium (OBT – organically bound tritium). In Form von tritiiertem Wasser (HTO) nimmt Tritium auch am Wasserkreislauf teil. Neben diesen drei Nukliden hat von den kosmogenen Radionukliden für die Strahlenexposition des Menschen nur noch Natrium-22 (Halbwertszeit 2,6 Jahre) eine gewisse Bedeutung.

Das derzeit in der Biosphäre befindliche Tritium ist jedoch nur zu einem geringen Teil kosmogen. Der weitaus überwiegende Teil stammt aus den oberirdischen Kernwaffentests der fünfziger und sechziger Jahre. Bei diesen Tests entstand auch Kohlenstoff-14, wobei die entstandene Menge weit unter der natürlich vorhandene Menge an Kohlenstoff-14 lag.

1.2. Zivilisatorische Strahlenexposition

Zur künstlichen Strahlenexposition der Bevölkerung tragen hauptsächlich die Anwendung radioaktiver Stoffe und ionisierender Strahlen in Medizin, Technik und Forschung sowie die beim Reaktorunfall von Tschernobyl und bei den oberirdischen Kernwaffentests in die Umwelt freigesetzten Radionuklide bei. Der weitaus größte Teil der Exposition wird durch medizinische Anwendungen – insbesondere durch die Röntgendiagnostik – verursacht. Bei gewissenhaftem Einsatz steht hier jedoch der Nutzen für den Patienten weit über dem sich daraus ergebenden Strahlenrisiko. Im Folgenden wird auf die wichtigsten Quellen der in der Umwelt vorhandenen künstlichen Radionuklide eingegangen.

1.2.1. Reaktorunfall von Tschernobyl

Durch den Unfall im Kernkraftwerk Tschernobyl im April 1986 wurden große Mengen radioaktiver Stoffe in die Atmosphäre freigesetzt, die in der Folge mit der Luftströmung auch nach Österreich gelangten. Die in der Luft befindlichen Radionuklide wurden im Wesentlichen durch Niederschläge auf den Erdboden und dessen Bewuchs abgelagert. In erster Linie war daher die jeweilige Niederschlagsituation während des Durchzugs der radioaktiv kontaminierten Luftmassen für das Ausmaß der regionalen Bodenkontamination ausschlaggebend.

Eine zusammenfassende Darstellung der Auswirkungen des Tschernobylunfalls auf Österreich ist in /BKA 88/ gegeben.

Radionuklide aus dem Tschernobyl-Fallout bildeten auch im Jahr 2000 einen großen Teil der in der österreichischen Umwelt vorhandenen künstlichen Radionuklide. Für die Strahlenexposition der Bevölkerung ist von diesen jedoch nur noch das langlebige Cäsium-137 (Halbwertszeit 30 Jahre) von gewisser Bedeutung. Die anderen Radionuklide sind aufgrund ihrer kurzen Halbwertszeiten schon weitgehend zerfallen oder spielen wegen ihrer geringen Freisetzungsmengen keine Rolle. Das zurzeit in der österreichischen Umwelt vorhandene Cäsium-137 stammt jedoch nicht ausschließlich aus dem Tschernobyl-Fallout, sondern etwa zu einem Zehntel aus dem Kernwaffentest-Fallout.

1.2.2. Kernwaffenversuche

Die oberirdischen Kernwaffentests – bis Ende 1980 insgesamt 418 Explosionen unterschiedlicher Stärke – erzeugten vor allem in den sechziger Jahren eine weltweite Kontamination der Biosphäre mit künstlichen radioaktiven Stoffen. Heutzutage sind von diesen nur noch die langlebigen Spaltprodukte Strontium-90 (Halbwertszeit 28.5 Jahre) und Cäsium-137 von Bedeutung. Das in großen Mengen freigesetzte Tritium ist zwar weiterhin in der Umwelt vorhanden, seine strahlenhygienische Bedeutung ist jedoch sehr gering.

1.2.3. Nuklearmedizin

In der nuklearmedizinischen Diagnostik wird eine Vielzahl verschiedener, durch Bestrahlung im Reaktor oder mittels Teilchenbeschleuniger künstlich erzeugter Radionuklide vor allem zur Abbildung physiologischer oder pathophysiologischer Vorgänge eingesetzt. Im Gegensatz zur Diagnostik spielen nuklearmedizinische Therapiemethoden in der klinischen Routine eine eher geringe Rolle. In der untenstehenden Tabelle sind einige wichtige in der Nuklearmedizin verwendete Radionuklide und ihre häufigsten Einsatzgebiete bzw. die damit untersuchten Organe angeführt.

Geringe Mengen der in der Nuklearmedizin eingesetzten radioaktiven Stoffe gelangen – in erster Linie über die Ausscheidungen der Patienten – auch in die Umwelt. Der Hauptpfad führt über die Kanalisation in die Kläranlagen und von dort in die Oberflächengewässer. In den Gewässern ist von diesen Nukliden in der Regel nur noch Iod-131 (Halbwertszeit 8 Tage) zu finden.

Wichtige Radionuklide in der Nuklearmedizin		
Radionuklid	Halbwertszeit	untersuchte Organe bzw. Einsatzgebiet
Technetium-99m	6.02 Stunden	Schilddrüse, Skelett, Niere, Lunge, Hirn, Herz, Leber, Liquor- und Knochenmarkuntersuchungen, Entzündungs- und Tumordiagnostik
Iod-131	8.04 Tage	Therapie bei Schilddrüsenerkrankungen, Ganzkörperscans bei Schilddrüsenkarzinomen, Nebenniere
Iod-123	13.3 Stunden	Schilddrüse, Hirn, Nebenniere, Entzündungs- und Tumordiagnostik
Iod-125	60.1 Tage	in vitro
Thallium-201	3.06 Tage	Herz
Gallium-67	3.26 Tage	Entzündungs- und Tumordiagnostik
Indium-111	2.83 Tage	Liquoruntersuchungen, Entzündungs- und Tumordiagnostik
Xenon-133	5.29 Tage	Lunge, Hirn
Chrom-51	27.7 Tage	Bestimmung des Blutplasma- bzw. Erythrozytenvolumens und der Erythrozytenlebensdauer, Milz
Phosphor-32	14.3 Tage	Schmerztherapie bei Knochenmetastasen, verschiedene andere Therapien
Fluor-18	110 Minuten	Positronenemissionstomographie (PET)

1.2.4. Sonstige Quellen

Kernanlagen wie Kernkraftwerke und Wiederaufarbeitungsanlagen geben auch im Normalbetrieb geringe Mengen an diversen Radionukliden an die Umgebung ab. Die meisten dieser Nuklide werden in der Regel nicht großräumig verfrachtet, weshalb sie in Österreich normalerweise nicht zu finden sind. Ausnahmen davon sind das langlebige radioaktive Edelgas Krypton-85 (Halbwertszeit 10.8 Jahre), das über die Atmosphäre weiträumig transportiert wird, sowie Tritium, das sowohl über die Luft als auch über die Gewässer nach Österreich gelangt. Die durch diese beiden Nuklide verursachten Auswirkungen auf die Bevölkerung sind jedoch sehr gering.

Auch die österreichischen Kernforschungsanlagen in Seibersdorf und Wien geben mit dem Abwasser und der Abluft geringe Mengen an Radionukliden an die Umgebung ab. (Die Anlage in Graz kann hinsichtlich Emissionen außer Betracht bleiben.) Wegen der großen Verdünnung bzw. geringen Abgabemengen können diese im Allgemeinen in den Umweltmedien nicht mehr nachgewiesen werden.

Der Einsatz von Radionukliden in Industrie, Technik und Forschung sowie die Verwendung von solchen in Konsumprodukten kann prinzipiell ebenfalls zu einer Kontamination der Umwelt führen. Im Normalfall sind die freigesetzten Mengen jedoch sehr gering und können daher im Zuge der großräumigen Überwachung nicht nachgewiesen werden. Allenfalls ein geringer Teil des in der Umwelt vorhandenen Tritiums könnte aus solchen Anwendungen stammen.

2. Die Überwachung Österreichs auf radioaktive Kontamination

Die mögliche Gefährdung der Bevölkerung durch die radioaktiven Kontaminationen infolge der Kernwaffenversuche während der Fünfziger- und Sechzigerjahre war der Anlass, in Österreich eine systematische Messtätigkeit bezüglich der Radioaktivität in der Biosphäre aufzunehmen. So wurde bereits im Jahr 1957 die erste Messstelle zur Aerosolüberwachung in Zusammenarbeit zwischen der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik und dem damaligen Bundesministerium für soziale Verwaltung errichtet – weitere folgten in relativ kurzen Abständen. In den folgenden Jahren wurde die Überwachung schrittweise auch auf andere Umweltmedien sowie auf Lebensmittel ausgedehnt.

Mit der Verabschiedung des Strahlenschutzgesetzes (StrSchG BGBl. 227/1969) im Jahr 1969 wurde der großräumigen Überwachung auf radioaktive Verunreinigungen ein gesetzlicher Rahmen gegeben. Im § 37 (1) dieses Gesetzes heißt es: „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 von Wissenschaft und Technik auf radioaktive Verunreinigungen.“

Durch Änderungen des Bundesministeriengesetzes wurde die Zuständigkeit für die großräumige Überwachung mehrmals übertragen. Im Berichtszeitraum lag sie teils beim Bundesministerium für soziale Sicherheit und Generationen (Sektion IX), teils beim Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Sektion IU).

Die vorrangigen Ziele der großräumigen Überwachung sind:

- ständige Ermittlung der Radioaktivität in den wesentlichen Medien und der sich daraus für die Bevölkerung ergebenden Strahlendosis
- frühzeitiges Erkennen eines stör- bzw. vorfallbedingten Anstiegs der Radioaktivität (Frühwarnung)
- ständige und vollständige Übersicht über die Lage bei derartigen Ereignissen sowie Abschätzung der Auswirkungen
- Bereitstellen von Grundlagen für das Setzen geeigneter Maßnahmen zur Verringerung der Dosis im Fall erhöhter Radioaktivität
- Dokumentation des Istzustandes, um z.B. im Falle von Emissionen aus Kernanlagen allfällige Erhöhungen erkennen und belegen zu können (Beweissicherung)
- Beobachtung des zeitlichen Verlaufes von bereits bekannten – durch regelmäßige Emissionen von radioaktiven Stoffen bewirkten – Immissionen (Trenderkennung)

Seit Beginn der Kontrolltätigkeit wird das Überwachungsnetz für Radioaktivität laufend an die aktuellen Erfordernisse angepasst und modernisiert. Eine Reihe von Berichten gibt Auskunft über den jeweiligen Entwicklungsstand des Überwachungsnetzes und die damit erhaltenen Daten. Die wichtigsten dieser Berichte sind – neben anderen Forschungsberichten aus dem Bereich Strahlenschutz – am Ende dieses Berichtes aufgelistet.

Das Strahlenschutzgesetz regelt neben der großräumigen Überwachung der Umwelt auf radioaktive Verunreinigungen auch die behördliche Überwachung von Strahlenbetrieben. Gemäß § 17 dieses Gesetzes hat die jeweilige Bewilligungsbehörde den Betrieb von kerntechnischen Anlagen regelmäßig zu überprüfen. Ab April 2000 war das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) als Bewilligungsbehörde für die Überwachung der nuklearen Anlagen des Österreichischen Forschungszentrums Seibersdorf zuständig und leistete – hinsichtlich der Kontrolle der radioaktiven Ableitungen an die Umgebung – Amtshilfe bei der Überwachung des Atominstututs der Österreichischen Universitäten. Weiters war das BMLFUW für die im wasserrechtlichen Überprüfungsbescheid für den Studienreaktor auf dem Gelände der Technischen Hochschule in Graz festgelegte amtliche Bestimmung der Radioaktivität im Abwasser zuständig. (Bis Ende März 2000 lagen diese Zuständigkeiten beim Bundeskanzleramt.)

Im Folgenden wird ein kurzer Überblick über den aktuellen Stand des Überwachungsnetzes für Radioaktivität und die im Rahmen der Anlagenüberwachung durchgeführten Kontrollprogramme hinsichtlich Emission und Immission von Radionukliden gegeben.

2.1. Überwachungsnetz für Radioaktivität

Um die Aufgabe der großräumigen Überwachung auf radioaktive Verunreinigungen zu erfüllen, wird ein Messnetz betrieben, das aus zwei, einander ergänzenden Komponenten besteht: aus dem Strahlenfrühwarnsystem und aus dem laborgestützten Überwachungsnetz für Umweltradioaktivität. Diese zwei Komponenten unterscheiden sich grundsätzlich hinsichtlich ihrer Aufgaben, ihrer technischen Leistungsfähigkeit und ihrer Aussagemöglichkeit – gemeinsam bilden sie ein sehr wirkungsvolles Überwachungsinstrument. Im Ereignisfall können diese zwei Systeme – wie schon nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl erfolgt – durch weitere in Österreich verfügbare Messlabors sowie durch mobile Boden- und Luftspürtrupps ergänzt werden.

2.1.1. Strahlenfrühwarnsystem

Zur raschen Erkennung und Beurteilung großräumiger radioaktiver Kontaminationen in Österreich wurde im Jahr 1975 durch das damalige Bundesministerium für Gesundheit und

Umweltschutz mit der Errichtung eines automatisch arbeitenden Strahlenfrühwarnsystems begonnen. Die Basis des Strahlenfrühwarnsystems bilden 336 auf ganz Österreich verteilte Dosisleistungsmessstellen. Die Messsonden befinden sich in der Regel auf Dächern von öffentlichen Gebäuden. Der Auswahl der Aufstellungsorte wurden folgende Kriterien zugrundegelegt: Maschenweite des Netzes ca. 15 km, Berücksichtigung stärker besiedelter Gebiete, Errichtung mehrerer Messstationen in Ballungsräumen, verstärkte Überwachung in grenznahen Regionen sowie in weiterer Folge auch die Errichtung von Höhenmessstationen.



Das Strahlenfrühwarnsystem registriert ständig die am Aufstellungsort der Messsonden herrschende Gammadosisleistung und übermittelt die gemessenen Werte laufend in die betreffende Landeszentrale und von dort in die Bundesstrahlenwarnzentrale des Bundeskanzleramtes. Wird von einer oder mehreren Messstellen eine Dosisleistung von über 300 nSv/h gemeldet, so erfolgt eine genaue Klärung der Ursache durch die zuständigen Mitarbeiter und nötigenfalls die Einleitung entsprechender Maßnahmen. (Detailliertere Angaben zum Strahlenfrühwarnsystem sind in /Vychytil 79/ und /Zechner 89/ zu finden.)

Um insbesondere in Fällen großräumiger Kontaminationen die herrschende Situation rasch beurteilen zu können, wurden acht Warnpegel festgelegt (siehe Tabelle auf der nächsten Seite). Anhand dieser Warnpegel wird rasch eine ungefähre Einstufung einer großräumigen Kontamination in Gefährdungsstufen im Sinne des von der Österreichischen Strahlenschutzkommission für solche Fälle ausgearbeiteten Maßnahmenkonzepts ermöglicht /BMGSK 92a/.

Der Pegel 1 wird häufig während und nach Regenfällen erreicht, da durch den Regen die natürlichen Radionuklide aus der Luft ausgewaschen und auf den Boden abgelagert werden

und somit einen Anstieg der Dosisleistung über dem Boden bewirken. Nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl wurde in weiten Teilen Österreichs der Pegel 2 erreicht – in hochbelasteten Gebieten reichten die gemessenen Ortsdosisleistungen bis in den unteren Bereich des Warnpegels 3.

Pegel	Bereich der Gammadosisleistung		
0	bis 15 % über dem am Aufstellungsort üblichen Durchschnitt vor dem Tschernobyl-Unfall		
1	Obergrenze Pegel 0	bis	300 nSv/h
2	300 nSv/h	bis	1 µSv/h
3	1 µSv/h	bis	10 µSv/h
4	10 µSv/h	bis	100 µSv/h
5	100 µSv/h	bis	1 mSv/h
6	1 mSv/h	bis	30 mSv/h
7	30 mSv/h	bis	300 mSv/h
8	über 300 mSv/h		

Im Strahlenfrühwarnsystem werden zusätzlich zu den Dosisleistungsmessgeräten auch Geräte betrieben, die ständig die in der Luft vorhandene Aktivität messen und die Ergebnisse automatisch an die Zentralen weiterleiten. Die seit einiger Zeit betriebene Umstellung auf eine neue Generation von Luftmessenanlagen, mit der teilweise auch nuklidspezifische Analysen durchgeführt werden können, ist nahezu abgeschlossen. Zusätzlich zu den Einrichtungen zur Messung von α -, β - und γ -strahlenden Radionukliden sind diese Anlagen mit einer Sonde zur Messung der Dosisleistung und mit einer meteorologischen Station ausgestattet, mit der für den Strahlenschutz relevante Wetterdaten erfasst werden. Im Hinblick auf allfällige Emissionen im Ausland sind bzw. werden diese Geräte bevorzugt entlang der Staatsgrenze aufgestellt.

Für eine rasche Erkennung der Ausbreitung luftgetragener Kontaminationen ist die Einbindung von Daten meteorologischer Stationen in das Informationssystem unumgänglich. Solche Daten werden von den teilautomatisierten Wetterstationen der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG) laufend erhoben, unter Benützung des Leitungsnetzes des Strahlenfrühwarnsystems an die ZAMG weitergeleitet und dort aufbereitet. Vor einigen Jahren wurde vom damaligen Gesundheitsressort die Möglichkeit geschaffen, auf die aufbereiteten Daten zurückzugreifen /ZAMG 93/.

Der primäre Zweck des Strahlenfrühwarnsystems besteht darin, laufend Informationen über die zeitliche und räumliche Entwicklung der Dosisleistung im gesamten Bundesgebiet zu liefern und das Überschreiten eines bestimmten Pegels zu melden. Mit der momentanen Kon-

zeption des Systems wird diese Aufgabe voll erfüllt. Darüberhinaus kann im Anlassfall anhand der Messwerte rasch eine ungefähre Einschätzung der Kontaminationssituation erfolgen. Weiters lässt sich die äußere Strahlenexposition der Bevölkerung mit Hilfe der Ortsdosisleistungsmessungen im Allgemeinen gut abschätzen.

Über die Nuklidzusammensetzung einer radioaktiven Kontamination kann mit dem Strahlenfrühwarnsystem – abgesehen von der neuen Generation der Luftmonitore – keine Aussage gemacht werden. Deshalb ist eine Abschätzung der zu erwartenden Inhalationsdosen über die Messwerte des Strahlenfrühwarnsystems nur in Verbindung mit zusätzlichen Informationen über die Kontaminationsursache (z.B. Art und Ausmaß des Unfalls) möglich. Diese Abschätzung liefert jedoch auch bei Kenntnis der Ursache nur sehr ungenaue Werte. Gleiches gilt hinsichtlich der Kontamination von Lebensmitteln und der daraus für die Bevölkerung zu erwartenden Ingestionsdosis sowie hinsichtlich der Kontamination anderer Umweltmedien. Für eine genauere Bestimmung dieser Größen müssen die Ergebnisse der im laborgestützten Messnetz durchgeführten nuklidspezifischen Analysen herangezogen werden.

2.1.2. Laborgestütztes Überwachungsnetz für Radioaktivität

In das laborgestützte Überwachungsnetz, das neben dem Strahlenfrühwarnsystem den zweiten tragenden Bestandteil im Überwachungsnetz für Radioaktivität darstellt, waren im Berichtszeitraum Labors folgender Dienststellen eingebunden:

- Bundesamt für Agrarbiologie Linz
- Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft Wien
- Bundesanstalt für Lebensmitteluntersuchung und -forschung Wien
- Bundesanstalt für Lebensmitteluntersuchung Graz
- Bundesanstalt für Lebensmitteluntersuchung Innsbruck
- Bundesanstalt für Lebensmitteluntersuchung Linz

Bei Bedarf werden Universitätsinstitute und andere Forschungsanstalten, die mit der Messung von Radioaktivität befasst sind, in dieses Netz miteinbezogen.

Die in den Labors überwiegend angewandten Messmethoden sind die hochauflösende Gamaspektrometrie und die Flüssigszintillationsspektrometrie. Beide Methoden erlauben eine nuklidspezifische Untersuchung der Prüfmedien sowie das Auffinden auch geringster Mengen an radioaktiven Stoffen. Genau hierin liegt die ideale Ergänzung zum Strahlenfrühwarnsystem, das zwar ein Ansteigen der Radioaktivität über ein bestimmtes Ausmaß hinaus sofort erfasst, jedoch weder geringfügige Erhöhungen der Radioaktivität feststellen noch – mit

Ausnahme der neuen Generation der Luftmonitore – nuklidspezifisch messen kann. Andererseits stellt das laborgestützte System aufgrund der – durch Probenahme und Messung bedingten – zwangsläufig auftretenden zeitlichen Verzögerung kein Frühwarnsystem dar.

Die Hauptaufgaben des laborgestützten Überwachungsnetzes sind, bundesweit jederzeit auch geringfügige Erhöhungen der Radioaktivität in Lebensmitteln sowie diversen Umweltmedien festzustellen und im Falle einer großräumigen Kontamination sofort die notwendigen Messungen durchführen zu können. Weiters sind die möglichen Auswirkungen solcher Kontaminationen zu beurteilen und deren zeitliche Entwicklung zu beobachten.

Zur Erfüllung dieser Aufgaben wird mittels Probenahme und Untersuchung der Proben im Labor der Radionuklidgehalt von Lebensmitteln und Umweltmedien überwacht. Im Folgenden wird ein kurzer Überblick über das routinemäßig durchgeführte Überwachungsprogramm und über die für Sonderfälle zur Verfügung stehenden Probenahme- und Messgeräte gegeben. Eine vollständige Auflistung der Probenahmeorte sowie eine genauere Beschreibung der Probenahmen und Untersuchungen erfolgt in den entsprechenden Kapiteln.

Zur Überwachung der Luft werden an elf Orten kontinuierlich Aerosolproben gesammelt und im regional zuständigen Labor nuklidspezifisch analysiert. Die Sammlung dieser Proben erfolgt mit Geräten, die eine Saugleistung von $100 \text{ m}^3/\text{h}$ aufweisen. Für besondere Fälle stehen in Wien, Linz und Graz Sammler mit einer Leistung von $500 \text{ m}^3/\text{h}$ zur Verfügung. Neben diesen stationären Anlagen stehen auch einige mobile Geräte mit Saugleistungen von $100 \text{ m}^3/\text{h}$ sowie ein äußerst leistungsstarkes Gerät ($10\,000 \text{ m}^3/\text{h}$) für ortsunabhängige Einsätze bereit. Weiters sind einige Anlagen zur Erfassung von Radioiod in gasförmiger Form vorhanden.

An neun Orten sind zur Kontrolle der Niederschläge Sammler mit Auffangflächen von 1000 bis $10\,000 \text{ cm}^2$ aufgestellt.

Von den Oberflächengewässern werden in erster Linie die größeren grenzüberschreitenden Gewässer überwacht. Hauptsächlich erfolgt die Kontrolle auf der Basis von Stichproben – an einigen Flüssen werden zusätzlich auch kontinuierliche Sammlungen durchgeführt. Im Überwachungsprogramm sind die beiden internationalen Verpflichtungen „Donauschutzübereinkommen“ (früher „Bukarester Deklaration“) und „Regensburger Vertrag“ berücksichtigt, die zwecks einer harmonisierten Überwachung der Wassergüte der Donau durch die Anrainerstaaten eingegangen wurden. Daher ist das Probenahmestellennetz an der Donau besonders dicht. Mehrere Probenahmestellen befinden sich auch an den Flüssen Thaya und March, da in diese – über den Fluss Jihlava – Ableitungen des in der Tschechischen Republik gelegenen Kernkraftwerkes Dukovany gelangen.

Emissionen der Kläranlagen Klagenfurt-Feuerbach, Graz-Gössendorf, Linz-Asten und Wien-Simmering werden regelmäßig überprüft.

Die Überwachung der Lebensmittel wird im Wesentlichen nach einem festgelegten Routinekontrollprogramm durchgeführt. Beprobte werden in erster Linie solche Lebensmittel, die aufgrund der durchschnittlichen Verzehrsmengen und/oder der Kontaminationssituation einen nicht unwesentlichen Beitrag zur Ingestionsdosis liefern bzw. liefern könnten. Neben einheimischen Produkten werden auch Importwaren stichprobenartig kontrolliert.

Zusätzlich zu den stichprobenartigen Kontrollen von Importwaren wurden im Berichtszeitraum gemäß der Verordnung (EG) 1661/1999 der Kommission lückenlose Kontrollen von Wildpilzimporten aus den in der Verordnung genannten Drittländern durchgeführt.

2.2. Anlagenüberwachung

Im Rahmen des Errichtungs- und Betriebsbewilligungsverfahrens werden von der zuständigen Behörde dem Betreiber einer kerntechnischen Anlage unter anderem Höchstwerte für die Ableitung radioaktiver Stoffe an die Umgebung sowie die Überwachung und Protokollierung der Abgabemengen vorgeschrieben. Ergänzend zur Kontrolle der radioaktiven Emissionen hat der Betreiber auch eine umfangreiche Umgebungsüberwachung durchzuführen. Das Ausmaß dieser behördlich angeordneten Eigenkontrolle hängt von der potenziellen Gefahr ab, die aus dem Betrieb der Anlage entsteht.

Gemäß § 17 des Strahlenschutzgesetzes ist der Betrieb von kerntechnischen Anlagen von der Bewilligungsbehörde zu überprüfen. Wie bereits oben erwähnt, war im Berichtszeitraum bis März das BKA, ab April das BMLFUW Bewilligungsbehörde für die nuklearen Anlagen im Österreichischen Forschungszentrum Seibersdorf (ÖFZS) und damit für die Betriebsüberwachung gemäß § 17 StrSchG zuständig. Für die § 17-Überprüfung des Atominstututs der Österreichischen Universitäten (AI) war das Wissenschaftsressort zuständig. Die bei dieser Überwachung des AI anfallenden Emissions- und Immissionskontrollen wurden im Rahmen der Amtshilfe ebenfalls vom BKA bzw. BMLFUW durchgeführt.

Grundsätzlich waren BKA bzw. BMLFUW auch zuständig für die amtliche Bestimmung der Radioaktivität im Abwasser, das beim Betrieb der radiochemischen Laboratorien des Studienreaktors in Graz anfällt. Da der Betrieb dieser Laboratorien schon vor Jahren eingestellt wurde, war die in letzter Zeit anfallende Abwassermenge so gering, dass keiner der beiden Abklingbehälter, in die diese Abwässer vor der Überpumpung in das Kanalnetz eingeleitet werden, vollgefüllt wurde. Deshalb erfolgten auch keine Abwasserabgaben an den Kanal und

folglich auch keine Kontrollmessungen. Die folgenden Ausführungen beziehen sich daher nur auf die Überprüfung des ÖFZS und des AI.

Die behördliche Überwachung hinsichtlich Radioaktivitätsabgaben erfolgt nach von der Behörde gemeinsam mit den Betreibern der Anlagen erarbeiteten Programmen, die sich im Wesentlichen aus zwei Elementen zusammensetzen: der Kontrolle der Qualität der betriebsinternen Eigenüberwachung durch Bucheinschau und Nachmessen von Proben sowie einer unabhängigen Überwachung durch Untersuchen von durch die Behörde selbst gezogenen Proben. Dabei werden sowohl die Emissionen der Anlagen kontrolliert als auch eine Umgebungüberwachung durchgeführt.

Mit der Durchführung der Emissions- und Immissionskontrollen war bis Ende März 2000 die Bundesanstalt für Lebensmitteluntersuchung und -forschung Wien (BALUF Wien) beauftragt. Ab April 2000 ging diese Zuständigkeit auf das Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft Wien (BFL Wien) über. Im Allgemeinen erfolgt die Überwachung durch vierteljährlich stattfindende Kontroll- und Probenahmefahrten. Im Zuge dieser Fahrten, deren genauer Zeitpunkt im Ermessen der Behörde liegt, werden zum einen die Aufzeichnungen über die Eigenüberwachung auf Vollständigkeit und Plausibilität überprüft, zum anderen Proben zur behördlichen Kontrollmessung über- bzw. entnommen. Die bei den Kontrollmessungen angewandten Messmethoden sind die hochauflösende Gammaskpektrometrie und die Flüssigszintillationsspektrometrie. Im Folgenden wird ein kurzer Überblick über das jeweils durchgeführte Überwachungsprogramm gegeben (detaillierte Angaben sind den entsprechenden Berichten der BALUF bzw. dem BFL zu entnehmen).

2.2.1. Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf (ÖFZS)

Emissionskontrolle

Entsprechend den Auflagen in den Bewilligungsbescheiden werden vom ÖFZS das Abwasser der Anlage sowie die Abluft der potenziellen Emittenten überwacht. Einige der bei dieser Eigenüberwachung anfallenden Abwasser- und Abluftproben, die zur Überprüfung durch die Behörde aufbewahrt werden, werden von der BALUF Wien bzw. dem BFL Wien zur Nachmessung übernommen. Die Auswahl dieser Proben erfolgt nach Sichtung der im Rahmen der Eigenüberwachung vom ÖFZS zu machenden Aufzeichnungen über die Radioaktivitätsableitungen. Ergibt diese Sichtung keine Hinweise auf höhere Abgaben bzw. Unstimmigkeiten, so werden in erster Linie die jüngsten Abwasser- bzw. Abluftproben zur Nachmessung übernommen, um eventuell vorhandene kurzlebige Radionuklide erfassen zu können. Zusätzlich zu den Proben aus der Eigenüberwachung werden auch von Mitarbeitern der BALUF bzw. des BFL direkt aus den Lagerbecken entnommene Abwasserproben untersucht.

Umgebungsüberwachung

Das ÖFZS führt eine umfangreiche Umgebungsüberwachung durch, die sich im Wesentlichen aus einer Direktmessung der externen Strahlung und einer Bestimmung der Aktivitätskonzentration in verschiedenen Medien relevanter Belastungspfade zusammensetzt. Anders als die behördliche Emissionskontrolle, die in erster Linie aus Kontrollmessungen an Proben aus der Eigenüberwachung besteht, erfolgt die amtliche Immissionskontrolle hauptsächlich durch Untersuchen von in der Umgebung der Anlage von der Behörde gezogenen Proben. Berücksichtigt werden dabei Medien, die vom Menschen direkt oder indirekt aufgenommen werden können, wie beispielsweise Luft, Niederschläge, Wasser und biologisches Material. Darüberhinaus werden zu Kontrollzwecken auch einige Proben aus der Eigenüberwachung nachgemessen.

2.2.2. Atominstitut der Österreichischen Universitäten (AI)

Emissionskontrolle

Von den Betreibern des AI werden gemäß Bewilligungsbescheid das Abwasser und die Abluft der Anlage überwacht. Jeweils vor der Entleerung eines Abwassertanks in den Donaukanal wird von der Behörde eine Abwasserprobe zur Kontrollmessung übernommen. Die behördliche Kontrolle der Reaktorhallenabluft erfolgt vierteljährlich durch Nachmessen von Abluftproben aus der Eigenüberwachung, wobei jeweils zwei Aerosolfilter und ein Aktivkohlefilter untersucht werden.

Umgebungsüberwachung

Das AI führt – ebenso wie das ÖFZS – eine umfangreiche Umgebungsüberwachung bestehend aus einer Direktmessung der externen Strahlung und einer Bestimmung der Radioaktivität in verschiedenen Medien durch. Die behördliche Umgebungsüberwachung erfolgt in erster Linie durch Untersuchen von selbst gezogenen Proben. Vierteljährlich werden dabei folgende Proben analysiert: zwei Wasser- und zwei Sedimentproben aus dem Donaukanal (entnommen jeweils oberhalb bzw. unterhalb der Abwassereinleitstelle), drei Grundwasserproben sowie eine Bewuchsprobe. Neben diesen Proben werden von der BALUF Wien bzw. vom BFL Wien zu Kontrollzwecken auch Aerosolfilter aus der betriebsinternen Luftimmissionsüberwachung untersucht.

3. Ergebnisse aus dem Strahlenfrühwarnsystem

Mit Hilfe des Strahlenfrühwarnsystems erfolgte auch im Jahr 2000 eine permanente Überwachung der Gammadosisleistung im gesamten Bundesgebiet. Die im Berichtszeitraum gemessenen Werte weisen auf keine aktuelle Kontamination mit Radionukliden und somit auf keine gegenüber den Vorjahren erhöhte externe Strahlenexposition der Bevölkerung hin. Im Folgenden werden exemplarisch einige Ergebnisse aus dem Strahlenfrühwarnsystem vorgestellt und erläutert.

In den Abbildungen 3.1. und 3.2. ist die zeitliche Entwicklung der Dosisleistung seit 1986 exemplarisch für die Messstellen Klagenfurt und Wolfsegg dargestellt. Es handelt sich in beiden Fällen um durch den Reaktorunfall von Tschernobyl höher kontaminierte Regionen. (In niedrig belasteten Gebieten lagen die maximalen Wochenmittelwerte nach dem Reaktorunfall bei etwa einem Zehntel der für Wolfsegg gemessenen Spitzenwerte.) Durch die Darstellung in Form von Wochenmittelwerten erfolgt eine Glättung sowohl der infolge des Tschernobylunfalls aufgetretenen Spitzenwerte (siehe /BKA 88/) als auch von kurzzeitigen Erhöhungen, wie sie etwa während und nach Niederschlägen wegen der Auswaschung natürlicher Radionuklide auftreten.

Die dargestellten Langzeitverläufe der Dosisleistung sind typisch für das gesamte Bundesgebiet. An allen Messstellen kam es unmittelbar nach Eintreffen der durch den Reaktorunfall von Tschernobyl radioaktiv kontaminierten Luftmassen Ende April 1986 zu einem steilen Anstieg der Dosisleistung. Da die Radionuklide im Wesentlichen durch die Niederschläge deponiert wurden, korreliert das Maximum der Ortsdosisleistung grob mit der damals im Bereich der betreffenden Messstelle gefallenen Niederschlagsmenge. In den darauf folgenden Tagen und Wochen sanken die Werte rasch wieder ab. Dieser schnelle Abfall war hauptsächlich durch das Abklingen der kurzlebigen Radionuklide sowie durch Abwascheffekte an den Dachflächen im Bereich der Messstellen bzw. das Eindringen der radioaktiven Stoffe in tiefere Bodenschichten, was eine stärkere Abschirmung der Strahlung zur Folge hat, bedingt. Nach dem Zerfall der kurzlebigen Radionuklide verlangsamte sich der Abfall der Dosisleistung. Dieses langsame Absinken ist an einigen Stellen noch immer zu beobachten und ist in erster Linie auf das weitere Tieferwandern der Kontamination sowie auf das Abklingen der längerlebigen Radionuklide zurückzuführen. Ab dem Jahr 1989 lag die Dosisleistung an den meisten Messstellen nur noch geringfügig über den vor dem Reaktorunfall üblichen Werten. An einigen wenigen Orten, wie beispielsweise Zwettl und Freistadt, werden jedoch noch immer gegenüber dem Zeitraum vor Tschernobyl erhöhte Dosisleistungen gemessen (siehe Tab. 3.1.).

In Tabelle 3.1. sind die Jahresmittelwerte der Gammadosisleistung für die Bezirkshauptstädte und für die Messstellen in Wien seit 1983 zusammengestellt. Auch anhand dieser Daten ist

der durch den Reaktorunfall von Tschernobyl verursachte Anstieg im Jahr 1986 sowie das anschließende Absinken der Werte deutlich zu ersehen. Im Berichtszeitraum waren die Auswirkungen des Tschernobylunfalls jedoch nur noch an wenigen Orten erkennbar. Die unterschiedlich hohen Werte an den einzelnen Messstellen sind in erster Linie Ausdruck des unterschiedlichen Gehaltes des Bodens an natürlichen Radionukliden sowie der Höhenabhängigkeit der kosmischen Strahlung. Die an einigen Messorten aufgetretenen Unstetigkeiten sind auf einen anderen natürlichen Strahlenpegel nach Geräteummontagen (z.B. Eisenstadt) bzw. auf Neukalibrierungen der Messsonden gemäß den geänderten internationalen Richtlinien der ICRU (International Committee for Radiation Units) zurückzuführen. Aufgrund von Geräte- bzw. Übertragungsproblemen konnten für einige Orte nicht jedes Jahr Mittelwerte bestimmt werden.

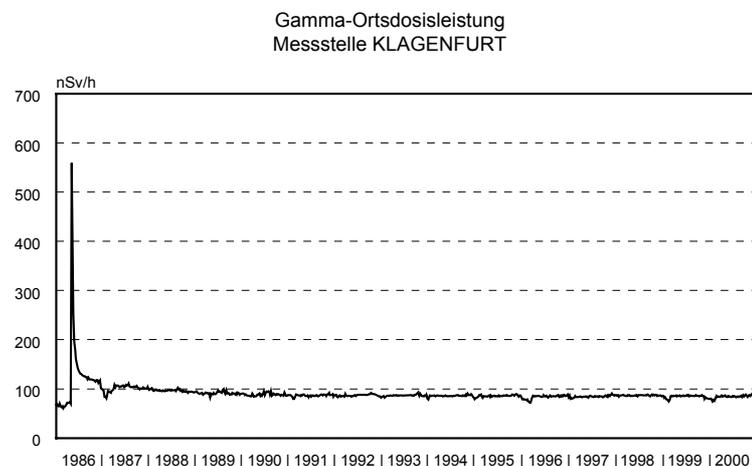


Abb. 3.1.: Verlauf der Ortsdosisleistung (Wochenmittelwerte) während der Jahre 1986 bis 2000 an der Messstelle Klagenfurt

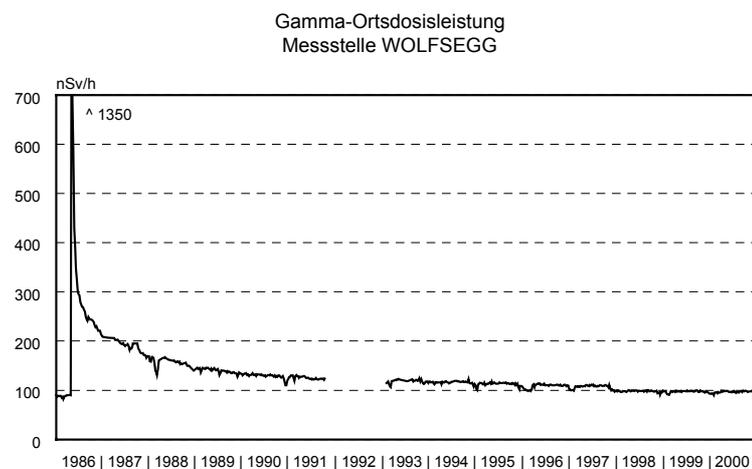


Abb. 3.2.: Verlauf der Ortsdosisleistung (Wochenmittelwerte) während der Jahre 1986 bis 2000 an der Messstelle Wolfsegg (OÖ)

Tabelle 3.1.: Jahresmittelwerte der Gammadosisleistung in den Bezirkshauptstädten sowie an den Wiener Messstellen für die Jahre 1983 bis 2000 (Werte in nSv/h)

	83-85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00
Burgenland																
Eisenstadt	66	78	72	128	123	104	72	73	73	73	73	73	73	73	73	72
Güssing	73	90	82	81	78	78	81	82	83	83	82	81	81	81	80	80
Jennersdorf	89	100	95	92	90	91	95	96	96	96	95	96	96	96	95	95
Mattersburg	76	100	88	86	83	83	85	81	81	81	81	80	80	79	79	79
Neusiedl	79	96	87	84	82	82	86	86	90	93	93	92	93	93	92	92
Oberpullendorf	121	138	124	121	117	110	96	97	97	98	98	97	97	96	94	94
Oberwart	73	82	75	74	72	73	76	77	80	80	80	80	79	79	79	79
Rust									73	74	73	72	73	73	72	72
Kärnten																
Feldkirchen	83	106	95	93	89	88	91	91	92	91	91	90	91	90	89	89
Hermagor	87	104	93	88	83	87	86	94	95	96	96	96	96	96	94	94
Klagenfurt LReg	73	128	99	97	92	90	88	88	86	86	86	84	85	87	85	85
St. Veit/Glan	112	124	113	113	110	110	113	114	114	114	114	111	113	113	112	112
Spittal/Drau	97	108	100	99	92	92	92	96	96	96	96	96	96	96	95	95
Villach	99	118	85	82	78	78	81	82	86	89	88	85	88	88	86	93
Völkermarkt	87	148	119	112	102	100	100	100	99	99	98	96	96	96	95	95
Wolfsberg	96	146	117	111	106	104	90	85	85	84	84	83	83	82	82	82
Niederösterreich																
Amstetten	84	124	101	93	88	88	94	94	91	91	89	87	85	79	73	71
Baden	62	85	72	70	68	68	80	81	76	73	74	71	68	68	68	68
Bruck/Leitha	92	100	92	91	74	79	95	96	96	96	95	95	95	95	90	85
Gänserndorf	92	95	89	89	87	87	93	91	94	87	82	81	82	82	81	81
Gmünd	128	130	119	118	115	115	120	121	125	126	125	121	125	125	125	124
Hollabrunn	90	87	84	84	82	84	92	93	93	94	94	93	94	94	94	93
Horn	88	97	88	88	86	86	91	92	92	92	92	92	92	93	92	91
Korneuburg	68	72	69	62	69	71	75	77	86	91	91	90	90	90	87	75
Krems	112	125	111	107	103	102	97	88	88	88	88	87	88	87	87	87
Lilienfeld	66	111	91	85	81	80	83	83	81	81	81	80	80	79	79	79
Melk	78	116	100	95	87	86	86	87	86	86	86	87	87	86	85	85
Mistelbach	70	76	72	72	71	72	78	79	79	79	77	74	74	73	72	72
Mödling	65	85	71	69	65	66	73	73	69	69	69	69	69	68	68	67
Neunkirchen	111	140	121	121	114	113	116	116	116	115	115	114	114	95	80	79
St. Pölten BH	94	131	112	107	102	101	101	---	101	101	101	100	100	100	100	99
Scheibbs	92	107	97	96	93	93	93	95	97	97	97	97	98	97	96	96
Tulln	74	81	72	71	70	70	75	75	76	76	76	76	76	76	76	76
Waidhofen/Thaya	97	131	112	109	102	102	102	104	102	102	99	96	95	94	94	94
Waidhofen/Ybbs	86	163	145	132	118	113	110	107	102	100	94	93	93	92	92	91
Wr. Neustadt BH	91	104	94	93	90	90	94	94	95	95	96	96	96	96	96	76
Zwettl	86	167	132	121	111	109	108	106	104	104	102	99	100	99	98	91
Oberösterreich																
Braunau	104	118	109	105	102	102	104	105	105	105	103	85	84	85	84	84
Eferding	94	161	124	110	100	98	111	114	112	111	95	93	92	91	91	90
Freistadt	93	145	124	117	110	109	109	107	106	106	105	104	103	103	102	101
Gmunden	78	116	91	87	83	82	84	84	81	---	82	79	75	74	74	74
Grieskirchen	81	140	110	100	92	90	86	92	90	89	88	87	87	86	85	85
Kirchdorf	84	148	123	111	102	100	100	100	99	96	97	93	92	91	95	89
Linz LFK	67	115	84	75	66	62	79	78	75	73	72	72	72	71	70	70
Perg	104	174	142	133	110	115	123	118	116	109	114	114	115	115	115	117
Ried/Innkreis	79	124	101	94	87	86	89	89	88	87	86	86	85	84	84	84
Rohrbach	100	107	99	98	97	97	102	103	102	102	101	100	99	97	94	95
Schärding	103	121	110	109	100	90	121	121	113	104	101	104	105	104	104	104
Steyr BH	69	126	106	99	92	90	97	---	101	105	104	103	103	102	101	98
Vöcklabruck	89	169	137	122	108	97	73	80	80	80	80	80	79	78	78	78
Wels BH	88	209	168	148	132	127	117	111	111	110	108	106	104	102	101	100
Salzburg																
Hallein	72	153	120	106	97	94	89	89	87	86	85	85	84	80	79	79
Salzburg WD	63	167	100	91	84	83	85	84	84	83	82	82	81	80	79	79
St. Johann/Pongau	77	114	88	85	82	80	85	86	85	85	85	85	85	84	77	72
Tamsweg	89	114	100	95	88	91	96	97	97	97	97	98	97	96	96	95
Zell/See	85	119	101	97	92	91	94	94	94	94	94	94	93	92	92	91
Steiermark																
Bruck/Mur	76	95	86	85	82	81	81	91	89	89	89	89	88	88	88	87
Deutschlandsberg	98	188	141	129	116	114	104	104	110	108	107	105	105	102	100	100
Feldbach	111	149	131	128	122	121	123	123	121	121	121	119	121	120	120	120
Fürstenfeld	79	127	105	99	93	92	93	90	85	---	91	90	89	88	87	87
Graz LReg	110	151	132	126	120	119	119	118	116	116	116	115	115	115	114	113
Hartberg	105	131	115	110	107	106	108	109	105	105	105	103	101	99	97	96
Judenburg	105	119	112	109	106	105	---	107	103	106	109	109	109	109	110	107
Knittelfeld	86	96	87	87	85	85	89	90	90	90	90	89	90	87	88	87
Leibnitz	70	109	96	93	89	89	89	90	89	89	88	87	87	87	85	84
Leoben BH	107	108	100	99	97	97	101	103	104	104	104	104	104	103	102	101
Liezen	75	168	126	111	98	95	94	92	91	90	90	89	88	87	86	85
Murau	96	122	111	108	105	104	107	106	105	103	103	107	107	107	107	107

	83-85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00
Mürzzuschlag	79	91	82	81	79	79	81	84	85	85	85	85	85	84	84	83
Bad Radkersburg	96	125	112	108	104	104	106	104	101	---	101	104	106	106	106	106
Voitsberg	80	137	111	105	96	94	95	---	100	99	97	95	95	95	95	95
Weiz	87	135	111	103	97	94	93	89	---	94	94	93	91	90	89	89
Tirol																
Imst	78	96	88	86	83	82	87	83	85	88	87	88	87	87	86	87
Innsbruck FW	76	96	88	86	84	84	87	87	88	88	89	88	88	89	87	82
Kitzbühel	83	91	82	82	80	80	83	83	85	84	84	85	84	83	81	81
Kufstein	79	114	95	89	82	81	86	86	86	86	85	85	85	77	76	76
Landeck	99	114	106	103	101	101	107	107	107	107	107	107	107	106	105	105
Lienz	86	95	91	91	90	89	88	88	---	90	94	94	94	93	95	96
Reutte	75	106	94	89	85	83	91	91	86	86	86	86	85	84	83	83
Schwaz	81	105	92	90	90	90	90	91	91	90	88	87	88	87	86	88
Vorarlberg																
Bludenz	95	95	92	90	89	88	96	95	94	94	92	89	87	88	92	91
Bregenz	65	95	84	80	77	76	80	80	80	80	80	80	79	78	78	77
Dornbirn BH	72	90	82	79	78	78	83	84	80	78	80	78	78	78	77	77
Feldkirch	83	88	85	84	83	83	87	88	88	88	88	88	88	88	87	87
Wien																
Floridsdorf	95	101	96	95	93	93	90	90	97	98	98	98	98	98	98	97
Rudolfshügel	69	91	81	79	77	77	81	82	82	82	82	81	81	82	81	81
KH Steinhof	78	80	73	72	70	71	76	77	77	77	78	80	79	78	78	78
Regierungsgebäude	68	75	69	69	67	68	75	75	76	76	76	76	76	75	75	71
Wilhemskaserne	69	78	70	70	69	69	75	76	76	76	76	75	76	74	74	74

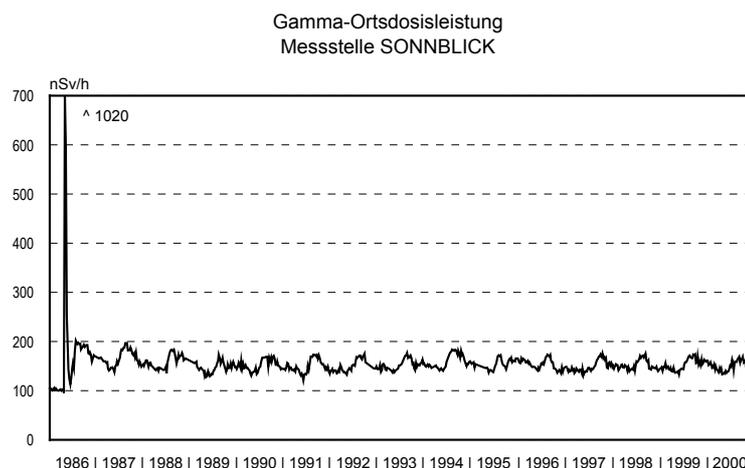


Abb. 3.3.: Verlauf der Ortsdosisleistung (Wochenmittelwerte) während der Jahre 1986 bis 2000 an der Höhenmessstation Sonnblick

In Abbildung 3.3. ist die zeitliche Entwicklung der Ortsdosisleistung an der Höhenmessstelle Sonnblick in 3106 m Seehöhe dargestellt. An solchen Höhenmessstellen zeigt der Verlauf der Ortsdosisleistung aufgrund der Abschirmwirkung der Schneedecke einen ausgeprägten Jahresgang. Durch die Schneedecke wird nämlich die Gammastrahlung der natürlichen Radionuklide im Boden sowie die der künstlichen nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl deponierten Radionuklide teilweise abgeschirmt. Zusätzlich wird die Emanation des natürlichen radioaktiven Edelgases Radon aus dem Boden behindert, was zu einer geringeren Konzentration an Radonfolgeprodukten in der bodennahen Luft führt. Insgesamt ergibt sich dadurch während Schneelagen eine an manchen Stationen beträchtliche Reduzierung der Gamma-dosisleistung. Liegt kein oder nur wenig Schnee, so resultieren aufgrund des Fehlens bzw.

schwächeren Wirkens der beiden Effekte höhere Dosisleistungen. Zur Veranschaulichung dieses Phänomens ist in Abbildung 3.4. der zeitliche Verlauf der Gammadosisleistung an der Messstation Feuerkogel (Oberösterreich) in 1618 m Seehöhe gemeinsam mit der Schneehöhe für die Jahre 1996 bis 2000 dargestellt.

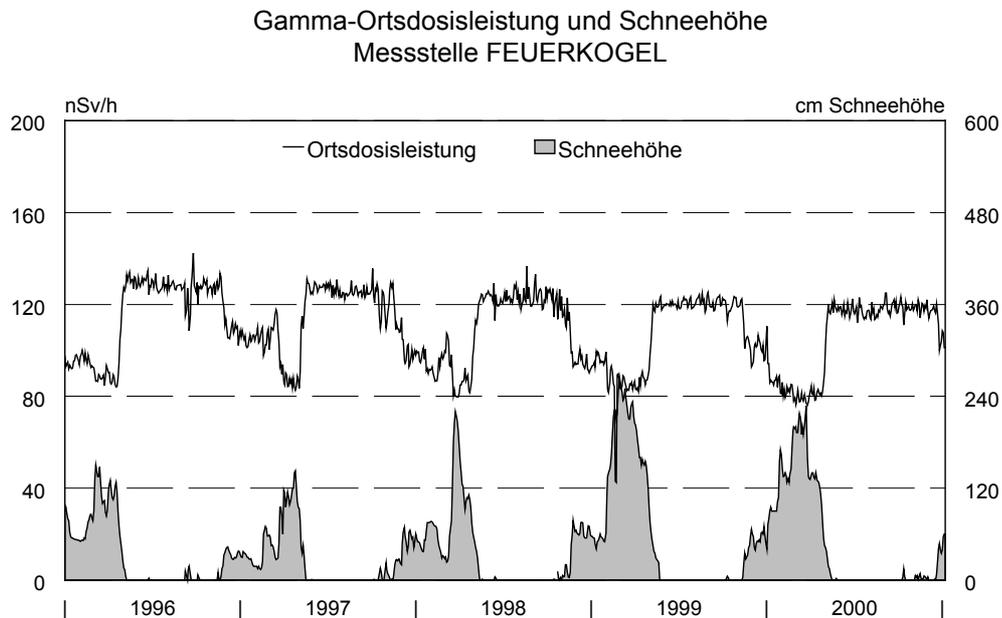


Abb. 3.4.: Verlauf der Ortsdosisleistung (Tagesmittelwerte) und der Schneehöhe während der Jahre 1996 bis 2000 an der Höhenmessstation Feuerkogel (1618 m) in Oberösterreich

Die mit den Luftmonitoren des Strahlenfrühwarnsystems im Berichtszeitraum erhaltenen Messwerte weisen auf keine Kontamination der bodennahen Luft mit künstlichen Radionukliden hin. Die gemessenen Aktivitäten sind auf Folgeprodukte des natürlichen radioaktiven Edelgases Radon zurückzuführen. Im Freien ist die Konzentration an diesen Radionukliden von den geologischen Bedingungen am Standort sowie von den momentanen meteorologischen Verhältnissen abhängig. An den in Betrieb befindlichen Messstellen liegen die Werte für die Radonkonzentration im Allgemeinen zwischen etwa 0.5 und 50 Bq/m^3 . Die Abbildung 3.5. zeigt am Beispiel des Monats Juli 2000 den zeitlichen Verlauf der Radon-222-Konzentration in der bodennahen Luft an der Messstelle Wulowitz. Deutlich erkennbar ist der meteorologisch bedingte starke Tagesgang der Messwerte. Im Allgemeinen treten während der Nacht wegen der stabileren Luftverhältnisse höhere Werte auf. Durch die Tageserwärmung kommt es dann zu einer Durchmischung der radonhaltigen bodennahen Luft mit radonarmer Luft aus höheren Schichten, was in der Regel ein starkes Absinken der Radonkonzentration bewirkt.

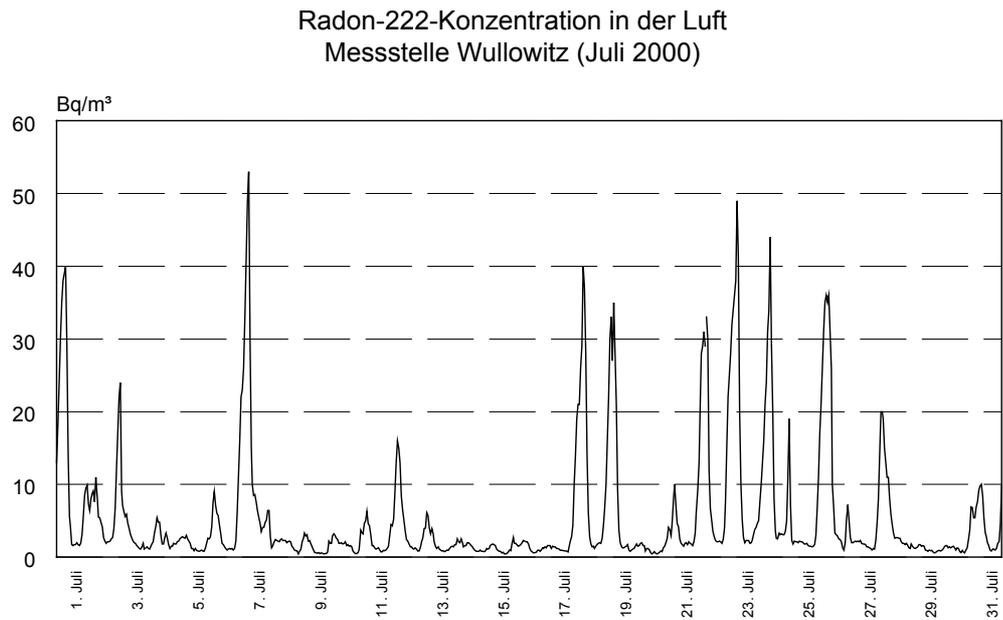


Abb. 3.5.: Verlauf der Radon-222-Konzentration (Stundenwerte) im Juli 2000 an der Messstelle Wulowitz

4. Ergebnisse aus dem laborgestützten Überwachungsnetz

Im Wesentlichen wurde das Routineprogramm der Vorjahre zur Kontrolle der Luft, der Niederschläge, der Oberflächengewässer und der Kläranlagenemissionen sowie der Lebensmittel ohne größere Änderungen weitergeführt. Zusätzlich erfolgte im Rahmen von Schwerpunktprojekten sowohl eine Untersuchung weiterer Medien als auch eine genauere regionale bzw. zeitliche Erfassung einzelner Radionuklide. Damit war auch im Jahr 2000 eine ausreichende Überwachung auf radioaktive Kontaminationen gewährleistet.

Die meisten Lebensmittel und Umweltmedien wiesen – wie schon in den Vorjahren – auch im Berichtszeitraum nur noch geringe Gehalte an künstlichen Radionukliden auf. Lediglich im Boden gewisser Regionen und in einigen Waldprodukten wie bestimmten Pilzen und Wild treten noch immer gegenüber der Zeit vor dem Tschernobylunfall erhöhte Werte auf. Die Gehalte an natürlichen radioaktiven Stoffen haben sich erwartungsgemäß gegenüber den Vorjahren nicht geändert. Im Folgenden wird auf die untersuchten Medien einzeln eingegangen.

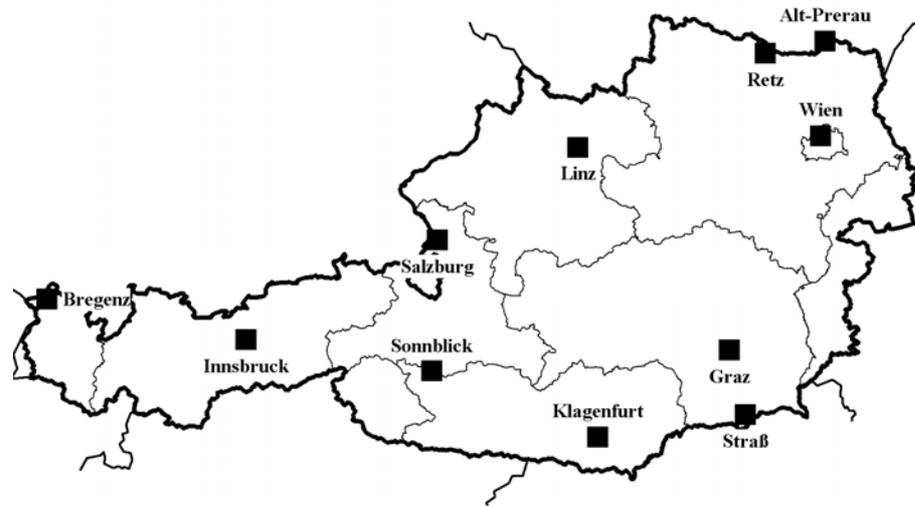
4.1. Luft

Die Sammlung von Aerosolproben erfolgt mittels Hochvolumenssammler eigener Entwicklung mit einem Luftdurchsatz von etwa 80 bis 100 m³/h. Am BAB Linz wird zusätzlich ein Sammler für gasförmiges, nicht aerosolgebundenes Iod mit einer Leistung von etwa 10 m³/h betrieben. Der Sammelzeitraum für Luftproben beträgt im Allgemeinen eine Woche. In der folgenden Tabelle sind die Sammelorte für Aerosolproben, die Probenehmer sowie die jeweils zuständige Messstelle angeführt – die Abbildung gibt einen geografischen Überblick.

Aerosolsammler in Österreich		
Sammelort	Probenehmer	Messstelle
Alt-Prerau	Landw. Industrieges. Alt-Prerau	BFL Wien
Straß	Bundesheer Straß	BFL Wien
Bregenz	WDS Bregenz	BAB Linz
Graz	BALU Graz	BFL Wien
Innsbruck	ZAMG Innsbruck	BAB Linz
Klagenfurt	ZAMG Klagenfurt	BFL Wien
Linz	BAB Linz	BAB Linz
Retz	WDS Retz	BFL Wien
Salzburg	ZAMG Salzburg	BAB Linz
Sonnblick	ZAMG Salzburg	Observatorium Sonnblick*
Wien	BFL Wien	BFL Wien

* 2000 am BFL Wien bzw. am BAB Linz gemessen

Aerosolsammler in Österreich (Überblick)



Die Luftproben werden nach Einlangen an der jeweiligen Messstelle so bald wie möglich gamma-spektrometrisch auf das Vorhandensein erhöhter radioaktiver Kontaminationen untersucht. Um auch geringe Mengen an gammastrahlenden Radionukliden feststellen zu können, erfolgt nach Abklingen der natürlichen Radonfolgeprodukte eine Langzeitmessung. Somit ist es möglich, großräumige Verfrachtungen selbst sehr geringer Aktivitäten zu erkennen bzw. langfristige Trends von bereits vorhandenen Kontaminationen zu verfolgen.

Natürliche Radionuklide

Radon und Folgeprodukte

Die aus dem Boden austretenden radioaktiven Edelgase Radon-220 (aus der Thorium-Reihe) und Radon-222 (aus der Uran-Radium-Reihe) werden über ihre kurzlebigen gammastrahlenden Folgeprodukte qualitativ nachgewiesen. Eine verlässliche Quantifizierung dieser Nuklide ist bei den eingesetzten langen Sammelzeiten wegen der kurzen Halbwertszeiten nicht möglich. Laut nationalen und internationalen Angaben liegt die Konzentration an Radon in der freien Atmosphäre im Mittel zwischen 2 und 20 Bq/m³. Dies wird durch die Messungen mit den Luftmonitoren des Strahlenfrühwarnsystems bestätigt (siehe Seite 30). Das im Freien befindliche Radon liefert jedoch nur einen kleinen Beitrag zur Inhalationsdosis durch Radon. Der überwiegende Teil wird durch Radon in Innenräumen, wo es zu Anreicherungen kommen kann, bewirkt. Nach derzeitigem Kenntnisstand beträgt in Österreich die durch Inhalation von Radon verursachte Effektivdosis im Mittel etwa 1.6 mSv pro Einwohner und Jahr.

Durch das Zusammentreffen bestimmter Gegebenheiten wie hoher Urangehalt im Grundgestein und hohe Durchlässigkeit der Gesteine, der Böden und der Gebäudefundamente für Radon kann es zur Anreicherung von Radon in Innenräumen und damit zu sehr hohen Expo-

sitionen kommen. Aus diesem Grund wurde auf Veranlassung des damaligen Gesundheitsressorts im Jahr 1991 eine von mehreren Institutionen getragene österreichweite Studie zur Erfassung der Radonexposition in Innenräumen (ÖNRAP) begonnen. Einzelheiten über dieses Projekt sowie Ergebnisse sind in /BKA 97/, BKA 98/, /BKA 99/, /BMGSK 92b/, /BMGSK 94b/ und /Friedmann 96/ zu finden.

Kalium-40

In der bodennahen Luft ist aufgrund des Eintrags von kaliumhaltigem Material auch Kalium-40 in geringen Mengen vorhanden. Eine genaue Bestimmung ist jedoch wegen des hohen Kaliumgehaltes der zur Sammlung der Proben verwendeten Glasfaserfilter nur mit erhöhtem Aufwand möglich. Aufgrund des äußerst geringen Beitrags von Kalium-40 zur Inhalationsdosis wird daher auf eine Quantifizierung verzichtet.

Beryllium-7

In den Abbildungen 4.1.1. bis 4.1.4. sind die gemessenen Wochenwerte für das durch die kosmische Strahlung erzeugte Beryllium-7 für Bregenz, Klagenfurt, Salzburg und Wien grafisch dargestellt. Zu Vergleichszwecken sind die Daten aus den Jahren 1987 bis 1999 den Daten aus dem Berichtszeitraum vorangestellt. An den übrigen Sammelstellen wurden naturgemäß sehr ähnliche Werte und Verläufe gefunden. In Tabelle 4.1.1. sind für alle Sammelstellen die aus den Wochenwerten errechneten Jahresmittelwerte sowie die gemessenen minimalen und maximalen Wochenwerte der Beryllium-7-Aktivitätskonzentration für die Jahre 1999 und 2000 zusammengestellt.

Tabelle 4.1.1.: Jahresmittelwerte sowie minimale und maximale Wochenwerte der Beryllium-7-Aktivitätskonzentration für alle Sammelstellen

Beryllium-7-Aktivitätskonzentration in Aerosolen [$\mu\text{Bq}/\text{m}^3$]						
	1999			2000		
	Mittelwert	Minimum	Maximum	Mittelwert	Minimum	Maximum
Alt-Prerau	3530	1130	7300	3160	1170	6300
Bregenz	4200	900	9250	4010	1870	7270
Graz	4710	1570	9830	4420	1890	9560
Innsbruck	4460	1430	8890	4220	1030	8080
Klagenfurt	4190	1230	9110	3800	1210	8450
Linz	4650	1280	9940	4220	1410	9380
Retz	3830	1380	8190	3290	1120	10280
Salzburg	4350	1130	8070	3830	1130	7380
Straß	3330	1100	7110	3260	970	7900
Wien	4100	1460	8290	3670	1220	9810

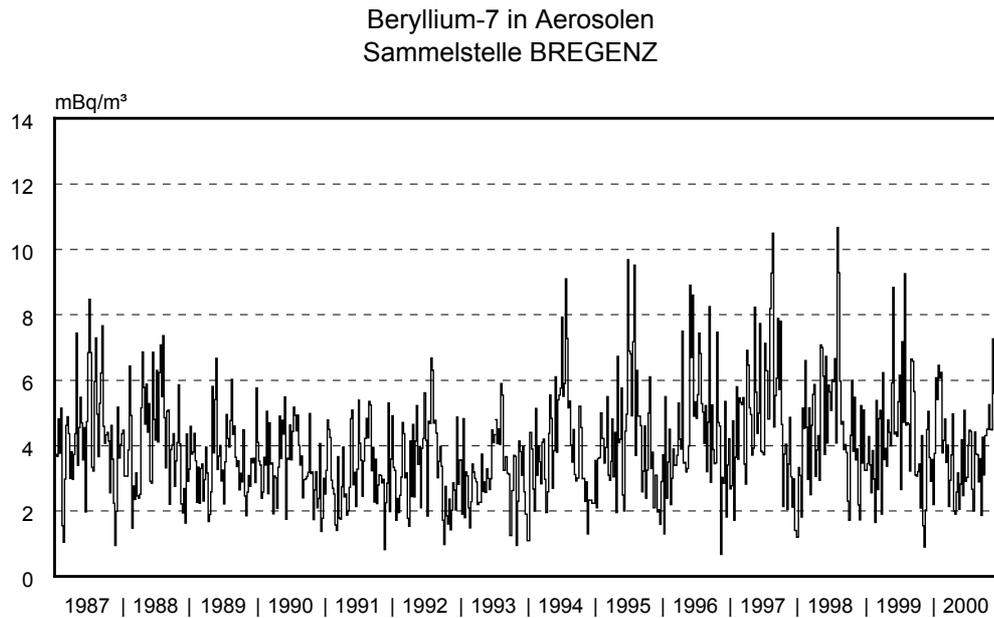


Abb. 4.1.1.: Verlauf der Beryllium-7-Aktivitätskonzentration (Wochenwerte) in Aerosolen während der Jahre 1987 bis 2000 an der Sammelstelle Bregenz

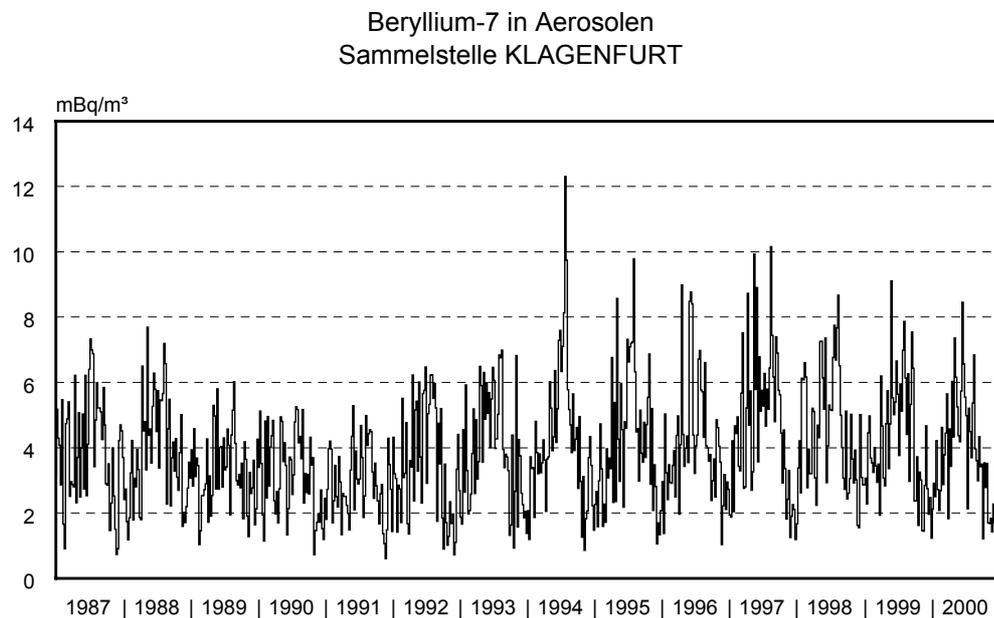


Abb. 4.1.2.: Verlauf der Beryllium-7-Aktivitätskonzentration (Wochenwerte) in Aerosolen während der Jahre 1987 bis 2000 an der Sammelstelle Klagenfurt

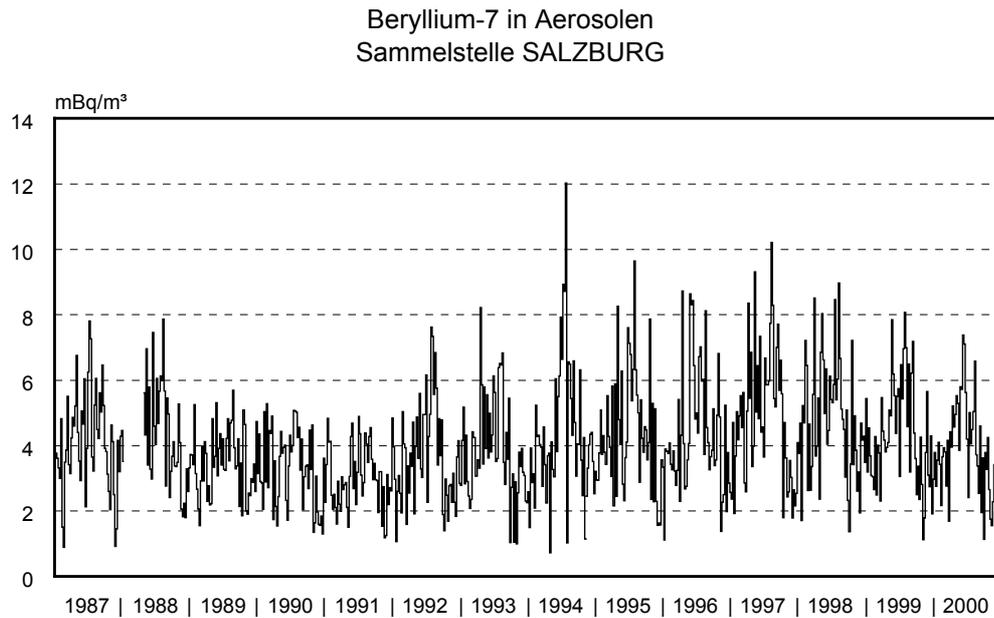


Abb. 4.1.3.: Verlauf der Beryllium-7-Aktivitätskonzentration (Wochenwerte) in Aerosolen während der Jahre 1987 bis 2000 an der Sammelstelle Salzburg

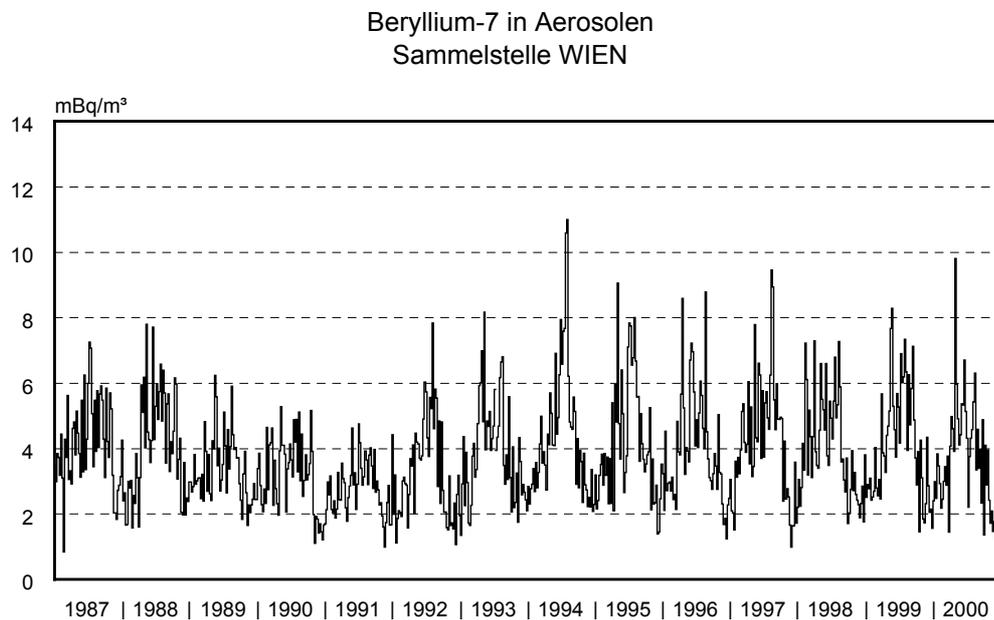


Abb. 4.1.4.: Verlauf der Beryllium-7-Aktivitätskonzentration (Wochenwerte) in Aerosolen während der Jahre 1987 bis 2000 an der Sammelstelle Wien

Die Konzentration an Beryllium-7 in der Luft ist von meteorologischen Faktoren abhängig und weist einen groben jahreszeitlichen Gang mit Maximum im Sommerhalbjahr und Minimum im Winterhalbjahr auf. Neben diesen saisonalen Schwankungen existiert noch ein Langzeitzyklus, der von der Sonnenaktivität beeinflusst wird (Periode ca. 11 Jahre; letztes Maximum 1998/99) /Hötzl 93/. Beide Zyklen sind in den Abbildungen 4.1.1. bis 4.1.4. erkennbar. Der österreichweite Jahresmittelwert der Beryllium-7-Aktivitätskonzentration betrug im Jahr 2000 etwa 3.8 mBq/m^3 . Die durch die Inhalation von Beryllium-7 im Berichtszeitraum verursachte Strahlenexposition lag bei einigen Millionstel Millisievert Effektivdosis pro Einwohner und ist somit vernachlässigbar gering. Der Nachweis von Beryllium-7 erfüllt jedoch eine wichtige Indikatorfunktion für stratosphärische Einträge.

Künstliche Radionuklide

Cäsium-137

Cäsium-137 ist das einzige künstliche Radionuklid, das zurzeit regelmäßig in der bodennahen Luft nachgewiesen wird. Zum Großteil stammt es aus dem Tschernobylunfall im April 1986, ein wesentlich kleinerer Teil ist noch auf die oberirdischen Kernwaffenversuche der Fünfziger- und Sechzigerjahre zurückzuführen. In die bodennahe Atmosphäre gelangt Cäsium-137 hauptsächlich durch die Aufwirbelung von kontaminiertem Bodenmaterial (Resuspension). Für die auftretenden Aktivitätskonzentrationen sind daher sowohl meteorologische Faktoren wie Inversionswetterlagen und Luftbewegungen als auch die primäre Fallout-Situation nach dem Reaktorunfall, die das Ausmaß der Kontamination des Bodens bestimmte, maßgebend.

Die gemessenen Wochenwerte für Cäsium-137 sind in den Abbildungen 4.1.5. bis 4.1.8. für Graz, Klagenfurt, Salzburg und Wien grafisch dargestellt (logarithmische Skala!). Zu Vergleichszwecken sind die Daten aus den Jahren 1987 bis 1999 den Daten aus dem Berichtszeitraum vorangestellt. (Die Sammelstelle Graz wurde erst 1992 in Betrieb genommen.) An den übrigen Sammelstellen wurden ähnliche Werte und Verläufe registriert. In Tabelle 4.1.2. sind für alle Sammelstellen die aus den Wochenwerten ermittelten Jahresmittel- bzw. Jahresmedianwerte sowie die gemessenen minimalen und maximalen Wochenwerte der Cäsium-137-Aktivitätskonzentration für die Jahre 1999 und 2000 zusammengestellt.

Die gemessenen Wochenwerte für Cäsium-137 lagen im Berichtszeitraum im Bereich von einigen bis einige zehn $\mu\text{Bq/m}^3$. Die in den Herbst- und Wintermonaten regelmäßig auftretenden Erhöhungen der Radiocäsiumkonzentration in der bodennahen Luft (siehe Abb. 4.1.5. bis 4.1.8.) lassen sich mit dem häufigen Auftreten von austauscharmen Wetterlagen in dieser Jahreszeit erklären /Hötzl 93a/.

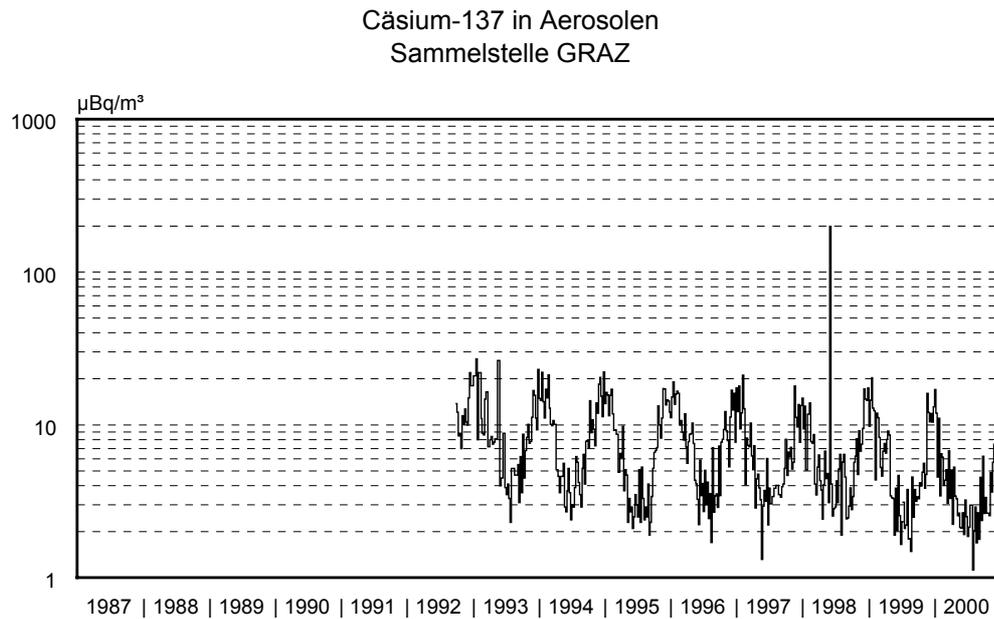


Abb. 4.1.5.: Verlauf der Cäsium-137-Aktivitätskonzentration (Wochenwerte) in Aerosolen während der Jahre 1992 bis 2000 an der Sammelstelle Graz (log. Skala)

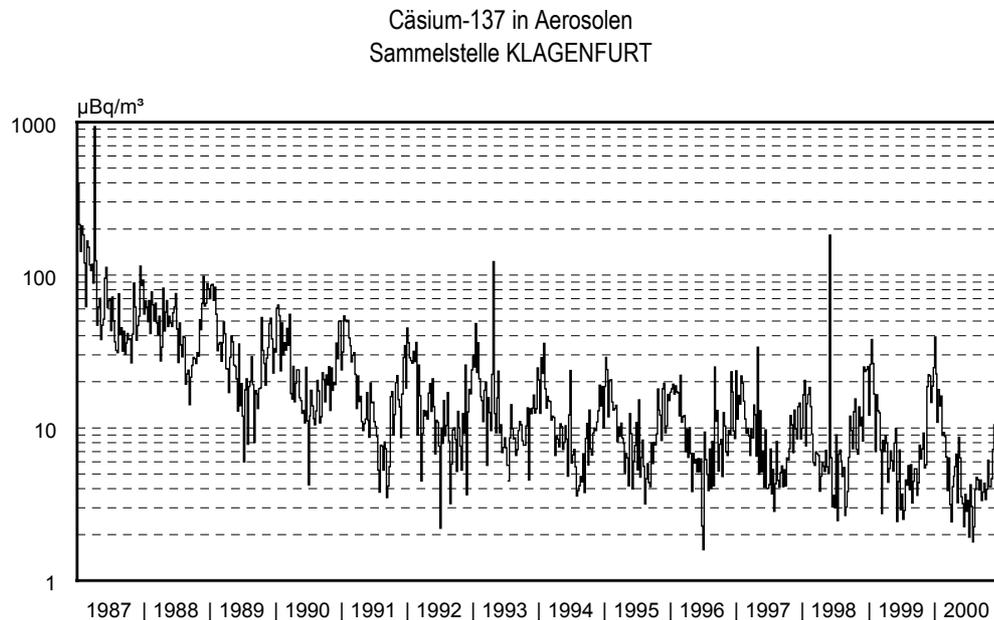


Abb. 4.1.6.: Verlauf der Cäsium-137-Aktivitätskonzentration (Wochenwerte) in Aerosolen während der Jahre 1987 bis 2000 an der Sammelstelle Klagenfurt (log. Skala)

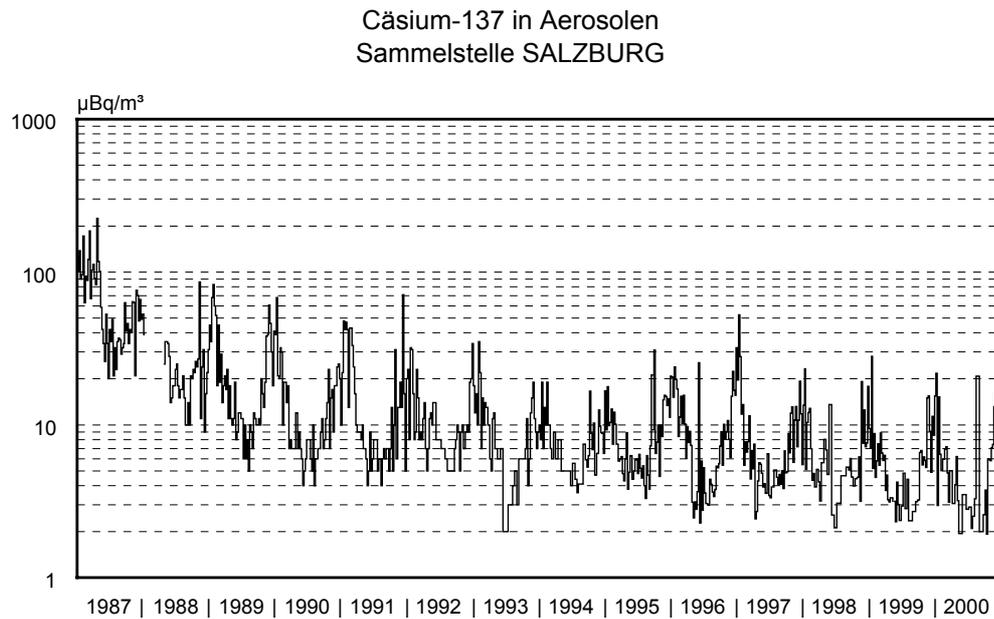


Abb. 4.1.7.: Verlauf der Cäsium-137-Aktivitätskonzentration (Wochenwerte) in Aerosolen während der Jahre 1987 bis 2000 an der Sammelstelle Salzburg (log. Skala)

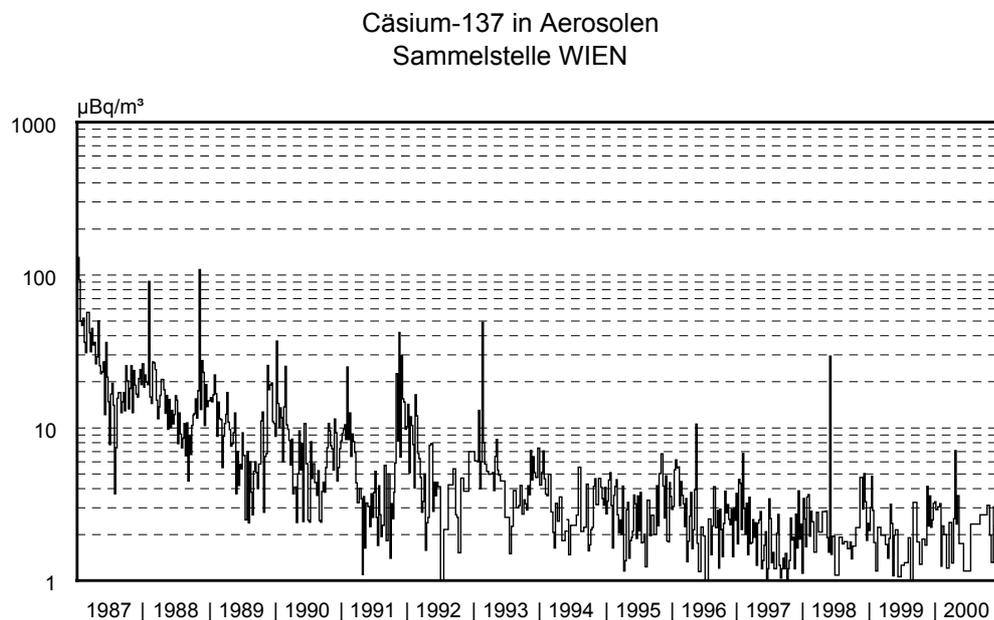


Abb. 4.1.8.: Verlauf der Cäsium-137-Aktivitätskonzentration (Wochenwerte) in Aerosolen während der Jahre 1987 bis 2000 an der Sammelstelle Wien (log. Skala)

Tabelle 4.1.2.: Jahresmittel- bzw. Jahresmedianwerte sowie minimale und maximale Wochenwerte der Cäsium-137-Aktivitätskonzentration für alle Sammelstellen

Cäsium-137-Aktivitätskonzentration in Aerosolen [$\mu\text{Bq}/\text{m}^3$]						
	1999			2000		
	Mittelwert	Minimum	Maximum	Mittelwert	Minimum	Maximum
Alt-Prerau	– ¹⁾	n.n.	5.2	– ¹⁾	n.n.	2.8
Bregenz	– ¹⁾	n.n.	10.0	– ¹⁾	n.n.	6.0
Graz	6.3	1.5	20.3	4.4	1.1	17.1
Innsbruck	– ¹⁾	n.n.	13.0	2.0 ²⁾	n.n.	17.0
Klagenfurt	9.5	2.4	37.8	6.7	1.8	39.3
Linz	5.9	n.n.	24.7	5.4	n.n.	27.8
Retz	1.9 ²⁾	n.n.	9.8	1.2 ²⁾	n.n.	3.8
Salzburg	6.3	n.n.	28.1	3.2	n.n.	21.8
Straß	4.8	1.0	17.8	4.7	n.n.	20.2
Wien	2.0 ²⁾	n.n.	4.8	1.2 ²⁾	n.n.	7.1

¹⁾ keine Angabe möglich, da Cäsium-137 in mehr als der Hälfte der Proben dieses Jahres nicht mehr nachgewiesen wurde

²⁾ Medianwert, da Cäsium-137 in vielen Proben dieses Jahres nicht mehr nachgewiesen wurde

n.n. ... nicht nachgewiesen

In Abbildung 4.1.9. sind die Jahresmittelwerte der Cäsium-137-Konzentrationen in der Luft für die Jahre 1987 bis 2000 für einige Sammelstellen dargestellt. Neben einem stetigen Absinken der Werte ist die regional unterschiedliche Kontamination der bodennahen Luft zu erkennen, die hauptsächlich durch die primäre Fallout-Situation nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl gegeben ist.

Cäsium-137 in der Luft (Aerosole)
Jahresmittel- bzw. -medianwerte

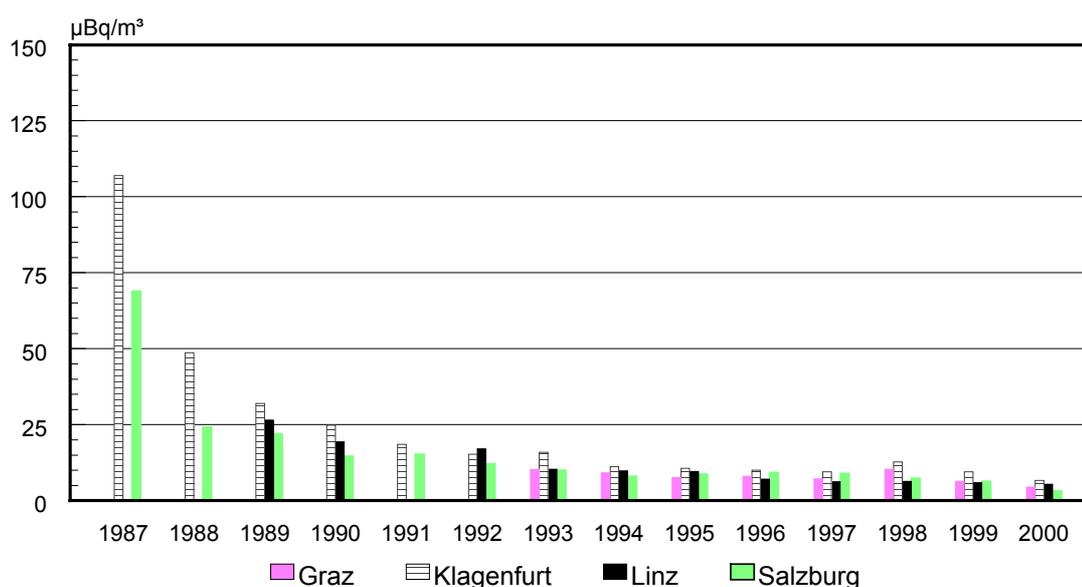


Abb. 4.1.9.: Cäsium-137-Aktivitätskonzentration (Jahresmittel- bzw. -medianwerte) in der bodennahen Luft an verschiedenen Sammelstellen für die Jahre 1987 bis 2000

Ende Mai/Anfang Juni 1998 wurde in einem Stahlwerk in Algeciras (Spanien, knapp östlich der Südspitze Europas) irrtümlich eine Kapsel mit Cäsium-137 samt strahlenabschirmender Umhüllung eingeschmolzen. Derartige radioaktive Quellen werden beispielsweise in Sterilisationsanlagen und in der Medizin für therapeutische Bestrahlungen genutzt. Das Einschmelzen der Kapsel führte zu einer Kontamination der Luft mit Cäsium-137. Die kontaminierten Luftmassen wurden mit einer Westströmung über das Mittelmeer geleitet. In der Folge wurde Cäsium-137 u.a. in Frankreich, in der Schweiz, in Italien und in Deutschland festgestellt. Die höchsten Werte wurden mit $2400 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ in Frankreich registriert, in der Schweiz und in Norditalien lag die Kontamination bei etwa $150 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$. Auch die in Österreich im Jahr 1998 gemessenen Höchstwerte (siehe Abb. 4.1.5. bis 4.1.8.) sind auf diesen Vorfall zurückzuführen. Aus strahlenhygienischer Sicht haben die aufgetretenen Kontaminationen keinerlei Bedeutung. Näheres zu diesem Ereignis ist in /BKA 99/ zu finden.

Eine Abschätzung der durch Cäsium-137 im Jahr 2000 bewirkten Inhalationsdosen ergibt, selbst unter Annahme ungünstigster Bedingungen (keine Rückhaltung im Nasen-Rachen-Bereich, gleiche Konzentration in Innenräumen wie im Freien), Effektivdosen von weniger als 1 nSv pro Einwohner. Zum Vergleich: Die mit dem Strahlenfrühwarnsystem registrierte Dosisleistung liegt in Österreich im Mittel bei etwa 90 nSv/h. Das bedeutet, dass allein auf Grund der externen Bestrahlung durch natürliche Radionuklide und die kosmische Strahlung in weniger als einer Minute eine höhere Dosis als durch die Inhalation von Cäsium-137 im ganzen Jahr bewirkt wird.

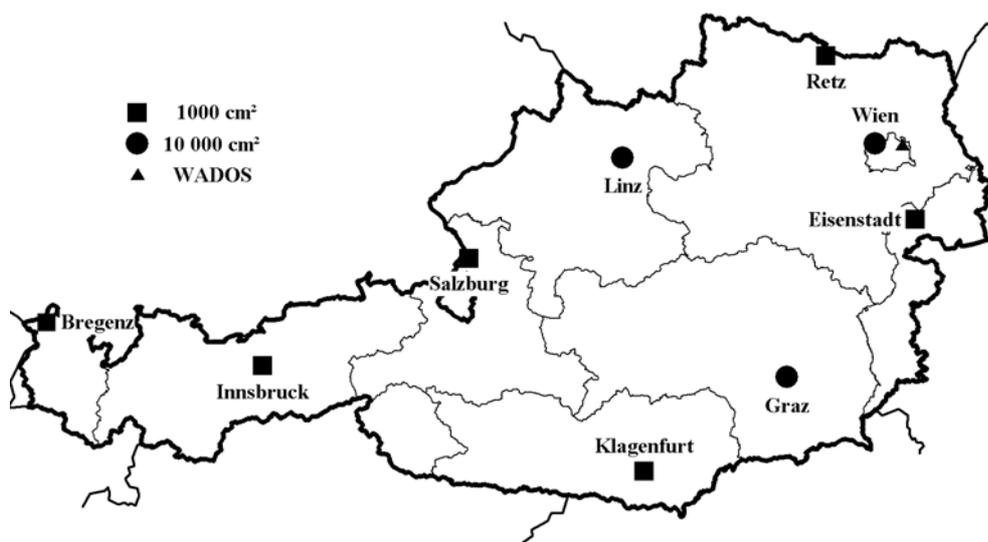
4.2. Niederschlag

Im Rahmen des österreichischen Überwachungsnetzes für Radioaktivität werden mehrere Niederschlagssammler betrieben. Es stehen Geräte mit einer Auffangfläche von 1000 cm^2 bzw. $10\,000 \text{ cm}^2$ im Einsatz. In der untenstehenden Tabelle sind die Sammelorte für Niederschlagsproben, die Probenehmer sowie die zuständigen Stellen angeführt – die Abbildung gibt einen geografischen Überblick.

Durch eine thermostat-gesteuerte Beheizung der Auffangflächen und/oder durch die Zuleitung von warmer Abluft der Aerosolsammler wird bei Schneefall ein Abschmelzen des Schnees bewirkt. Die Sammelanlagen erlauben keine getrennte Sammlung von nasser und trockener Deposition. Lediglich in Wien wird – neben einem $10\,000 \text{ cm}^2$ -Sammler – seit Anfang 1995 auch ein Gerät (WADOS; wet and dry only sampler) betrieben, das eine getrennte Sammlung von nasser und trockener Deposition ermöglicht. Der Sammelzeitraum für Niederschlagsproben beträgt im Allgemeinen einen Monat – bei großen Niederschlagsmengen werden gelegentlich auch kürzere Intervalle verwendet. Die Zuständigkeit für die Proben ist nach regionalen Gesichtspunkten geregelt.

Niederschlagssammler in Österreich		
Sammelort	Probenehmer	zuständige Stelle
Bregenz	WDS Bregenz	BAB Linz
Eisenstadt	BEWAG Eisenstadt	BFL Wien
Graz	BALU Graz	BFL Wien
Innsbruck	ZAMG Innsbruck	BAB Linz
Klagenfurt	ZAMG Klagenfurt	BFL Wien
Linz	BAB Linz	BAB Linz
Retz	WDS Retz	BFL Wien
Salzburg	ZAMG Salzburg	BAB Linz
Wien	BFL Wien	BFL Wien

Niederschlagssammler in Österreich (Übersicht)



Die Niederschlagsproben werden an der regional zuständigen Stelle gammaspektrometrisch untersucht, wobei die Proben im Allgemeinen vor der Messung zwecks Volumsreduktion eingedampft werden. Weiters wird am BFL Wien mittels Flüssigszintillationsspektrometrie der Tritiumgehalt aller Proben ermittelt.

In den untersuchten Niederschlagsproben wurden Radionuklide sowohl künstlichen als auch natürlichen Ursprungs nachgewiesen. Mit Ausnahme von Tritium, das zum überwiegenden Teil in Form von tritiiertem Wasser (HTO) am Wasserkreislauf teilnimmt, stammen sie sowohl aus nasser als auch aus trockener Deposition. Über die jeweiligen Anteile können jedoch keine genauen Aussagen gemacht werden, da die verwendeten Sammler – mit Ausnahme des WADOS – keine getrennte Sammlung von nasser und trockener Deposition erlau-

ben. Im Falle des WADOS sind – aufgrund der kleinen Auffangflächen und damit geringen Probenmengen – die in den Proben derzeit vorhandenen Radionuklidmengen so gering, dass sie nicht nachgewiesen werden können. Es gibt jedoch Hinweise, dass für Nuklide wie Cäsium-137, die hauptsächlich durch die Resuspension von kontaminierten Teilchen in die Atmosphäre gelangen, die trockene Deposition den überwiegenden Anteil darstellt. Das bedeutet, dass Cäsium-137 in erster Linie nicht im Regen oder Schnee direkt enthalten ist, sondern durch Luftbewegungen vom Boden auf die Auffangflächen der Sammler gelangt und anschließend von den Niederschlägen in die Probenbehälter gespült wird.

Natürliche Radionuklide

Radon und Folgeprodukte

Die in der Luft vorhandenen radioaktiven Edelgase Radon-222 und Radon-220 sowie ihre Folgeprodukte sind auch in den Niederschlagsproben stets vorhanden. Eine Quantifizierung dieser Nuklide ist jedoch wegen der langen Sammelzeiten und der verwendeten Aufarbeitungsmethode (Eindampfen) nicht möglich.

Kalium-40

Die Deposition an Kalium-40 ist stark von lokalen Gegebenheiten abhängig, da in erster Linie die Resuspension und der Abrieb von organischem Material für das Ausmaß verantwortlich sind. So ist beispielsweise der Kalium-40-Gehalt der Niederschlagsproben aus Retz, wo der Sammler in einem Garten steht, höher als jener der Grazer Proben, die auf dem Dach eines Hochhauses gesammelt werden.

Beryllium-7

In Abbildung 4.2.1. sind die Medianwerte und der jeweilige Wertebereich zwischen Minimal- und Maximalwert der monatlichen Beryllium-7-Flächendeposition unter Einbeziehung aller Sammelstellen für die Jahre 1987 bis 2000 dargestellt. Die durch die stratosphärische Herkunft von Beryllium-7 und diverse meteorologische Faktoren bedingten groben jahreszeitlichen Schwankungen sind darin gut ersichtlich. In Tabelle 4.2.1. sind für alle Sammelstellen die Mittelwerte sowie die minimalen und maximalen Werte der monatlichen Beryllium-7-Flächendeposition für die Jahre 1999 und 2000 zusammengestellt. Die mittlere Aktivitätskonzentration – also die Aktivität pro Liter – in den Niederschlagsproben lag im Berichtszeitraum bei etwa 820 mBq/l. Bei Verwendung dieser Niederschläge zu Trinkzwecken ergibt sich durch den Beryllium-7-Gehalt eine vernachlässigbar geringe Dosis von einigen Millionstel Millisievert pro Jahr.

Beryllium-7 im Niederschlag
Monatsdaten für Gesamtösterreich

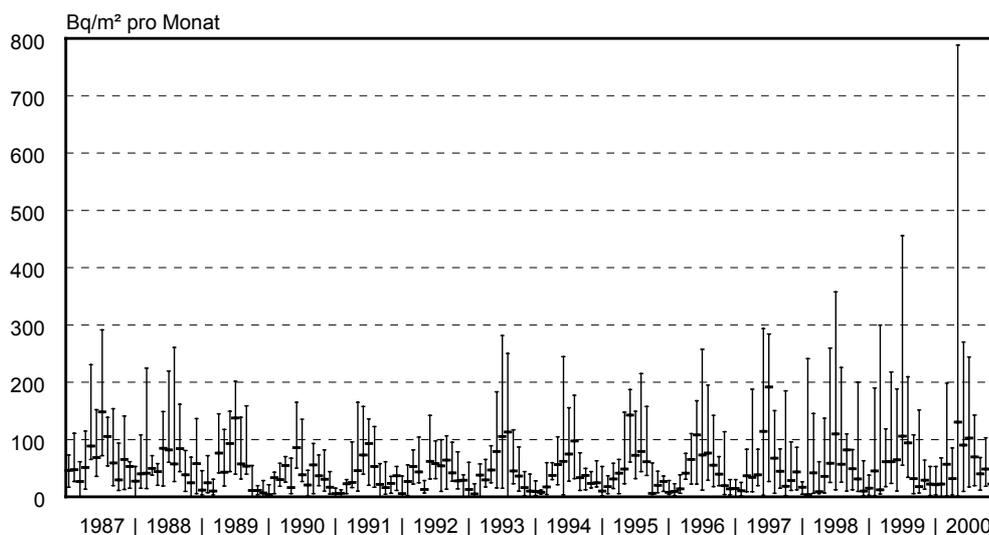


Abb. 4.2.1.: Monatliche Beryllium-7-Flächendeposition während der Jahre 1987 bis 2000 (Median- und Extremwerte)

Tabelle 4.2.1.: Mittel- und Extremwerte der monatlichen Beryllium-7-Flächendeposition für alle Sammelstellen für die Jahre 1999 und 2000

monatliche Beryllium-7-Flächendeposition [Bq/m ²]						
	1999			2000		
	Mittelwert	Minimum	Maximum	Mittelwert	Minimum	Maximum
Bregenz	129.4	38	299.6	143.9	18.3	788.5
Eisenstadt	34.5	4.9	130.8	27.7	1.2	61.0
Graz	103.3	1.7	456.1	57.5	0.7	167.7
Innsbruck	40.9	2.3	114.4	59.4	3.4	270.2
Klagenfurt	62.7	2.7	305.7	34.5	1.9	93.8
Linz	47.8	5.4	105.7	71.4	3.6	244.0
Retz	30.6	5.2	70.1	19.5	7.9	35.0
Salzburg	84.9	25.8	189.8	54.9	4.3	142.9
Wien	45.1	8.2	105.8	29.2	3.6	55.6

Künstliche Radionuklide

Tritium

Tritium kommt in der Biosphäre fast ausschließlich in Form von tritiiertem Wasser (HTO) vor und nimmt somit am Wasserkreislauf teil. Es ist daher auch im Niederschlag stets vorhanden. Das derzeit in den Niederschlägen befindliche Tritium stammt im Allgemeinen aus den atmosphärischen Kernwaffenversuchen der Fünfziger- und Sechzigerjahre und aus natürlichen Quellen. Die Tritiumkonzentration in den Niederschlägen ist daher seit dem Einstellen der oberirdischen Kernwaffentests im Sinken begriffen (/Rank 85/, /Rank 94/, /Schönho-

fer 85a/). Hin und wieder auftretende lokale Erhöhungen, wie beispielsweise im April 1989 in Westösterreich /BKA 91/, sind durch aktuelle Einträge von Tritium bedingt. Diese Erhöhungen werden auch durch andere in Österreich durchgeführte Messserien bestätigt /UBA 93/. Mögliche Quellen für solche Einträge sind der Betrieb von Kernanlagen sowie industrielle, militärische und wissenschaftliche Anwendungen von Tritium.

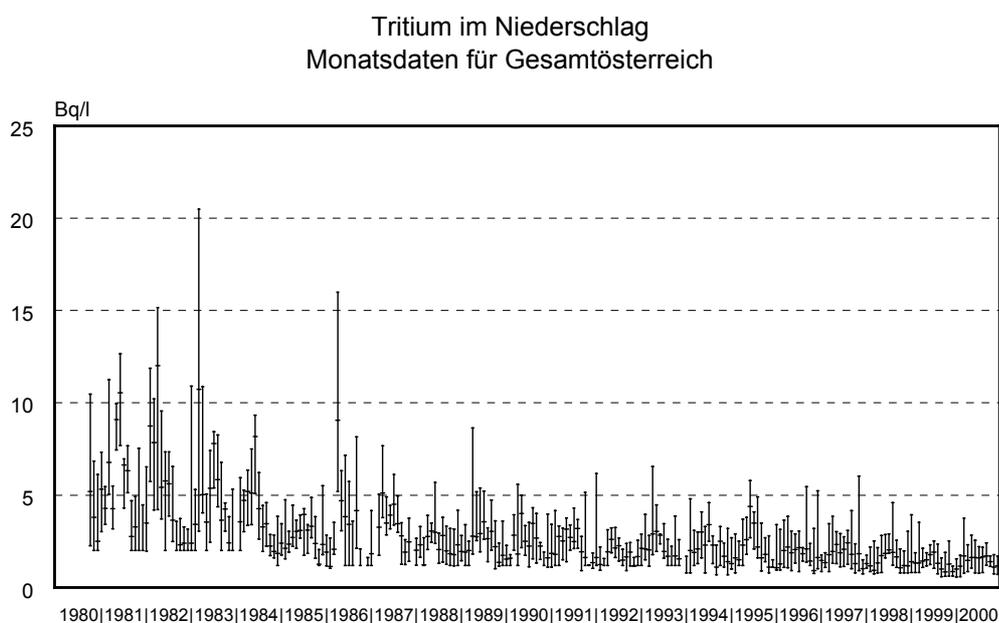


Abb. 4.2.2.: Tritium-Aktivitätskonzentration im Niederschlag während der Jahre 1980 bis 2000 (Median- und Extremwerte)

Tabelle 4.2.2.: Mittel- und Extremwerte der Tritium-Aktivitätskonzentration für alle Sammelstellen für die Jahre 1999 und 2000 (ermittelt aus den Monatswerten)

Tritium-Aktivitätskonzentration im Niederschlag [Bq/l]						
	1999			2000		
	Mittelwert	Minimum	Maximum	Mittelwert	Minimum	Maximum
Bregenz	1.8	1.0	3.5	1.5	0.8	2.3
Eisenstadt	1.6	0.8	2.4	1.5	0.7	2.7
Graz	1.5	0.6	1.8	1.2	0.7	1.7
Innsbruck	1.4	0.6	2.5	1.3	0.6	1.9
Klagenfurt	1.2	0.6	2.1	1.4	0.8	1.9
Linz	1.4	0.6	2.3	1.4	0.6	2.2
Retz	1.7	0.6	2.6	1.9	0.7	3.8
Salzburg	1.2	0.7	1.5	1.3	0.8	2.2
Wien	1.7	0.6	4.0	1.4	0.6	2.3

In Abbildung 4.2.2. sind die aus den Monatswerten ermittelten Medianwerte und der jeweilige Wertebereich zwischen minimalem und maximalem Monatswert der Tritium-Aktivitätskonzentration unter Einbeziehung aller Sammelstellen für die Jahre 1980 bis 2000 dargestellt. In Tabelle 4.2.2. sind für alle Sammelstellen die Jahresmittelwerte sowie die minimalen und maximalen Monatswerte der Tritium-Aktivitätskonzentration für die Jahre 1999 und 2000 zusammengestellt. In Abbildung 4.2.3. ist exemplarisch der zeitliche Verlauf der Tritiumwerte an der Sammelstelle Bregenz seit 1980 dargestellt. Die sich durch Tritium im Niederschlag ergebende Strahlenexposition ist ohne Belang.

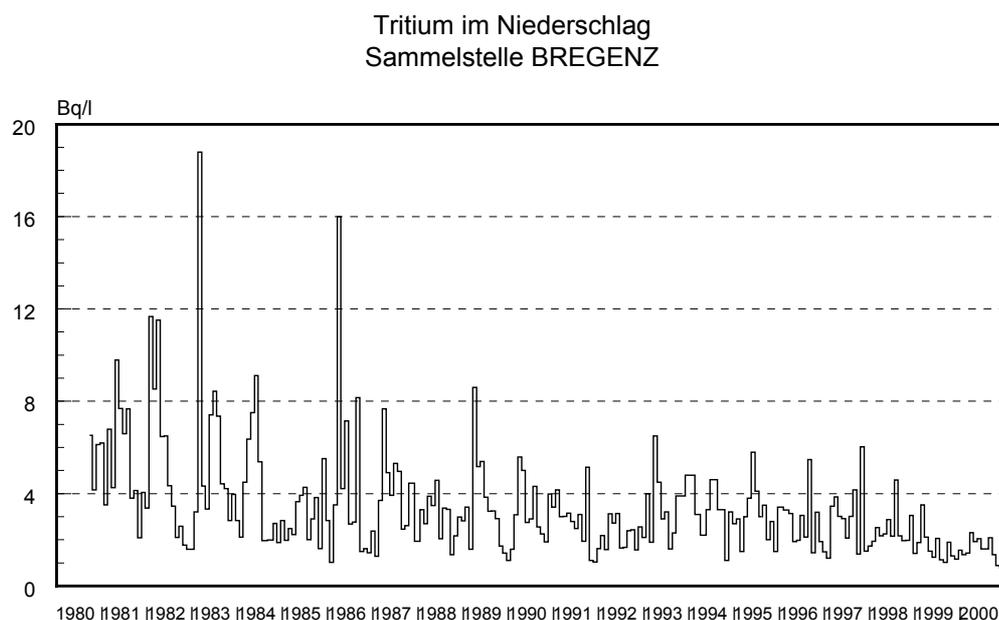


Abb. 4.2.3.: Verlauf der Tritium-Aktivitätskonzentration (Monatswerte) im Niederschlag während der Jahre 1980 bis 2000 für die Sammelstelle Bregenz

Cäsium-137

Neben Tritium ist Cäsium-137 das einzige künstliche Radionuklid, das zurzeit regelmäßig im Niederschlag nachgewiesen wird. Zum Großteil stammt es aus dem Reaktorunfall von Tschernobyl im April 1986, ein weitaus kleinerer Teil ist noch auf die oberirdischen Kernwaffenversuche der Fünfziger- und Sechzigerjahre zurückzuführen.

In Abbildung 4.2.4. sind die Medianwerte und der jeweilige Wertebereich zwischen Minimal- und Maximalwert der monatlichen Cäsium-137-Flächendeposition unter Einbeziehung aller Sammelstellen ab 1987 dargestellt (logarithmische Skala!). In Tabelle 4.2.3. sind die entsprechenden Werte für alle Sammelstellen für die Jahre 1999 und 2000 zusammengestellt. Die Strahlenexposition durch Cäsium-137 im Niederschlag ist – selbst bei Verwendung von Niederschlagswasser zu Trinkzwecken – äußerst gering.

Cäsium-137 im Niederschlag Monatsdaten für Gesamtösterreich

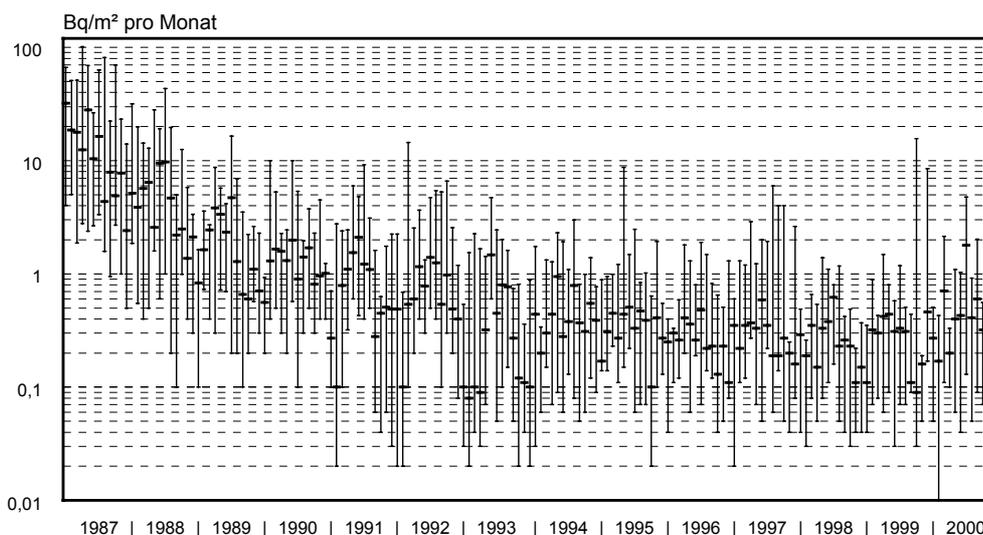


Abb. 4.2.4.: Monatliche Cäsium-137-Flächendeposition während der Jahre 1987 bis 2000 (Median- und Extremwerte; log. Skala)

Tabelle 4.2.3.: Median- und Extremwerte der monatlichen Cäsium-137-Flächendeposition für verschiedene Sammelstellen für die Jahre 1999 und 2000

monatliche Cäsium-137-Flächendeposition [Bq/m ²]						
	1999			2000		
	Median	Minimum	Maximum	Median	Minimum	Maximum
Bregenz	– ¹⁾	n.n.	0.6	– ¹⁾	n.n.	0.5
Eisenstadt	– ¹⁾	n.n.	0.2	0.1	n.n.	4.8
Graz	0.2	0.1	0.5	0.2	0.1	0.5
Innsbruck	– ²⁾			– ¹⁾	n.n.	1.0
Klagenfurt	0.4	0.2	15.6	0.3	0.1	2.0
Linz	0.4	0.1	0.5	0.4	0.1	1.6
Retz	– ²⁾			– ¹⁾	n.n.	2.2
Salzburg	0.4	n.n.	1.5	– ¹⁾	n.n.	0.6
Wien	0.1	n.n.	8.5	0.1	n.n.	0.2

¹⁾ keine Angabe möglich, da Cäsium-137 in mehr als der Hälfte der Proben dieses Jahres nicht mehr nachgewiesen wurde

²⁾ Cäsium-137 wurde in keiner Probe nachgewiesen

n.n. ... nicht nachgewiesen

4.3. Oberflächenwasser

Von den Oberflächengewässern werden in erster Linie die größeren grenzüberschreitenden Gewässer überwacht. Seit dem Jahr 1993 sind im Probenahme- und Messprogramm weitgehend die beiden internationalen Verpflichtungen „Donauschutzübereinkommen“ (früher „Bukarester Deklaration“) und „Regensburger Vertrag“ berücksichtigt, die zwecks einer harmonisierten Überwachung der Wassergüte der Donau durch die Anrainerstaaten eingegangen

wurden. Daher ist das Probenahmestellennetz an der Donau besonders dicht. Mehrere Probenahmestellen befinden sich auch an den Flüssen Thaya und March, da in diese – über den Fluss Jihlava – Ableitungen des in der Tschechischen Republik gelegenen Kernkraftwerkes Dukovany gelangen.

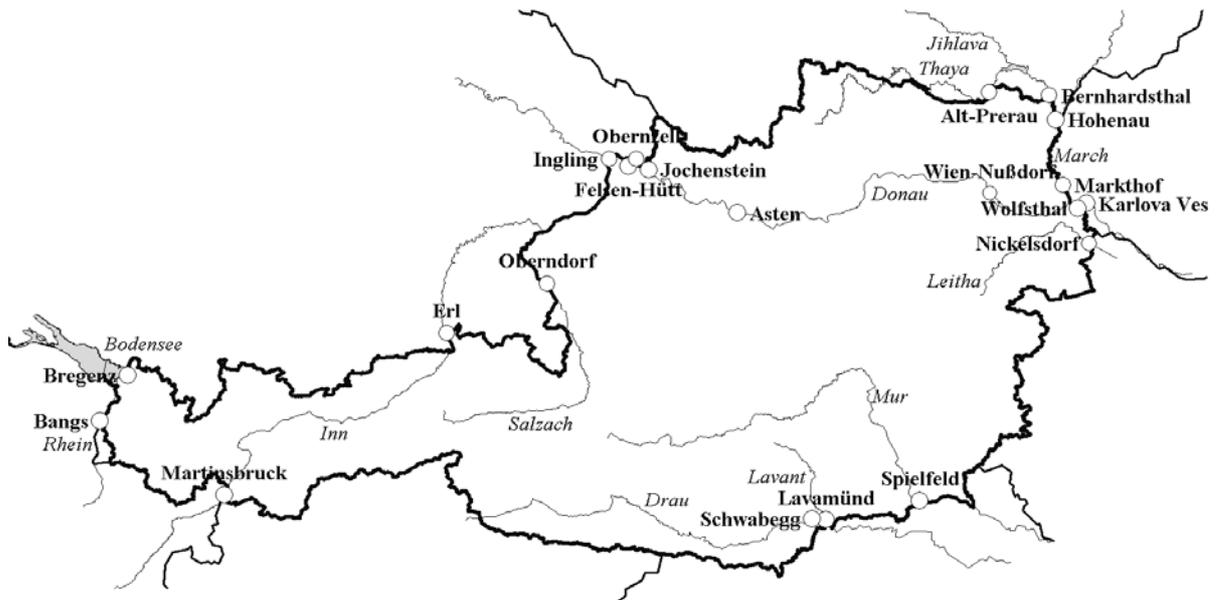
Aus den Gewässern werden im Allgemeinen monatlich Stichproben mit einem Volumen von 20 bis 50 Liter entnommen; bei einigen Gewässern erfolgen zusätzlich quasikontinuierliche Probenahmen (Volumen 15 bis 60 Liter) mit automatischen Sammelgeräten, wobei der Sammelzeitraum etwa ein Monat beträgt. Die Zuständigkeit für die Proben ist nach regionalen Gesichtspunkten geregelt (siehe Tabelle).

Sammelstellen für Oberflächenwasser						
Code	Gewässer	Entnahmeort	Bldl/ Staat	Art der Probenahme	Probenehmer	zuständige Stelle
B B	Bodensee	Bregenz	Vbg	S	Amt der Vbg.LR	BAB Linz
D As	Donau	Asten	OÖ	S	LMAO	BAB Linz
D Fh	Donau	Felsen-Hütt	OÖ	S	BAW	BAB Linz
D Jo	Donau	Jochenstein	OÖ	S+K	BAW	BAB Linz
D Kv	Donau	Karlova Ves	SK	S	BAW	BFL Wien
D Nu	Donau	Wien-Nußdorf	W	S	BAW	BFL Wien
D Oz	Donau	Obernzell	BRD	S	BAW	BAB Linz
D Wo	Donau	Wolfsthal	NÖ	S	BAW	BFL Wien
DrSw	Drau	Schwabegg	Ktn	S+K	Amt der Ktn.LR	BFL Wien
I Er	Inn	Erl	T	S	Amt der Tiroler LR	BAB Linz
I In	Inn	Ingling	OÖ	S	BAW	BAB Linz
I Mb	Inn	Martinsbruck	T	S	Amt der Tiroler LR	BAB Linz
LaLa	Lavant	Lavamünd	Ktn	S	Amt der Ktn.LR	BFL Wien
LeNi	Leitha	Nickelsdorf	Bgld	S	Amt der Bgld.LR BFL Wien	BFL Wien
M Ho	March	Hohenau	NÖ	S	BAW BFL Wien	BFL Wien
M Ma	March	Markthof	NÖ	S	BAW	BFL Wien
MuSp	Mur	Spielfeld	Stmk	S+K	Amt der Stmk.LR	BFL Wien
R Ba	Rhein	Bangs	Vbg	S	Amt der Vbg.LR	BAB Linz
S Od	Salzach	Oberndorf	Sbg	S	BAW ZI Sternad	BAB Linz
T Ap	Thaya	Alt-Prerau	NÖ	S	BAW BFL Wien	BFL Wien
T Be	Thaya	Bernhardsthal	NÖ	S	BAW BFL Wien	BFL Wien

S ... Stichprobe

K ... kontinuierliche Probenahme

Sammelstellen für Oberflächenwasser (Übersicht)



Alle Wasserproben (mit Ausnahme der Probe Donau/Nußdorf) werden an der regional zuständigen Stelle gammaspektrometrisch untersucht, wobei sie vor der Messung zwecks Volumsreduktion eingedampft werden. Am BFL Wien erfolgt an allen Proben eine Bestimmung der Tritium- und der Gesamt- α + β -Konzentration mittels Flüssigszintillationspektrometrie.

Mit den Gesamt- α + β -Messungen können – im Gegensatz zur Gammaspektrometrie – auch reine β -Strahler wie etwa Strontium-90 nachgewiesen werden. Damit bilden diese Messungen eine sinnvolle Ergänzung zu den gammaspektrometrischen Untersuchungen. Im Jahr 2000 lag nur in wenigen Proben die Gesamt- α + β -Aktivität oberhalb der Nachweisgrenze von 0.5 Bq/l. Die höchsten gemessenen Werte lagen bei etwa 2 Bq/l. Den gammaspektrometrischen Untersuchungen zufolge sind die gefundenen Aktivitäten im Wesentlichen auf natürliche Radionuklide zurückzuführen.

Natürliche Radionuklide

Radionuklide der Zerfallsreihen

Radionuklide aus der Uran-Radium- bzw. Thorium-Reihe sind in Oberflächenwässern stets vorhanden. Mit Ausnahme von Radium-228, das über das Folgeprodukt Actinium-228 nachgewiesen wird, werden sie jedoch im Allgemeinen nicht quantifiziert. Die Konzentrationen an Radium-228 liegen typischerweise bei einigen mBq/l. Die in den Oberflächenwässern befindlichen Radionuklide aus den Zerfallsreihen tragen zur Strahlenexposition äußerst wenig bei.

Beryllium-7

Nach stärkeren Niederschlägen im Einzugsgebiet eines Flusses stromaufwärts einer Probenahmestelle ist jeweils auch Beryllium-7 nachweisbar, das durch die Niederschläge aus der Atmosphäre ausgewaschen wird und so in die Oberflächengewässer gelangt. Die Werte liegen dann typischerweise bei einigen zehn mBq/l.

Kalium-40

Das primordiale Radionuklid Kalium-40 ist ebenfalls stets in Oberflächenwässern vorhanden, wobei die Aktivitätskonzentrationen üblicherweise unter 100 mBq/l liegen. Höhere Werte treten in Gewässern auf, die durch landwirtschaftlich intensiv genutzte Gebiete fließen, oder von Flüssen aus solchen Gebieten gespeist werden (Ursache: Verwendung und Ausschwemmung von Mineraldünger). Bei Hochwässern können durch Sedimentaufwirbelung und erhöhten Eintrag von Bodenmaterial die Kalium-40-Werte vorübergehend ansteigen. So ist beispielsweise der im September 1999 für den Inn bei Erl gemessene Wert von etwa 1.4 Bq/l auf ein Hochwasserereignis zurückzuführen. In Tabelle 4.3.1. sind für alle Sammelstellen die Mittelwerte sowie die gemessenen Minimal- und Maximalwerte der Kalium-40-Aktivitätskonzentration für die Jahre 1999 und 2000 zusammengestellt.

Tabelle 4.3.1.: Mittelwerte sowie minimale und maximale Werte der Kalium-40-Aktivitätskonzentration für alle Sammelstellen

Kalium-40-Aktivitätskonzentration in Oberflächenwasser [mBq/l]						
	1999			2000		
	Mittelwert	Minimum	Maximum	Mittelwert	Minimum	Maximum
Bodensee/Bregenz	– ¹⁾	n.n.	83	– ¹⁾	n.n.	85
Donau/Asten	78	57	165	98	53	341
Donau/Felsen-Hütt	91	46	184	98	44	266
Donau/Jochenstein	83	45	129	87	53	156
Donau/Karlova Ves	116	82	156	110	65	234
Donau/Oberzell	89	56	168	100	45	244
Donau/Wolfsthal	92	58	117	82	55	104
Drau/Schwabegg	51	21	88	55	11	151
Inn/Erl	338	89	1359	148	45	601
Inn/Ingling	71	26	132	76	46	112
Inn/Martinsbruck	115	39	216	– ¹⁾	n.n.	187
Lavant/Lavamünd	84	42	127	107	60	180
Leitha/Nickelsdorf	127	97	177	103	81	156
March/Hohenau	313	226	377	288	157	441
March/Markthof	256	146	437	244	129	317
Mur/Spielfeld	83	53	124	76	32	132
Rhein/Bangs	185	37	541	142	42	411
Salzach/Oberndorf	79	24	239	60	22	90
Thaya/Alt-Prerau	900	328	1246	692	293	1039
Thaya/Bernhardsthal	374	220	530	317	196	465

¹⁾ keine Angabe möglich, da Kalium-40 in vielen Proben dieses Jahres nicht nachgewiesen wurde
n.n. ... nicht nachgewiesen

In Thaya und March werden seit einigen Jahren erhöhte Kaliumwerte registriert, die in erster Linie auf Emissionen der Lebensmittelindustrie (z.B. Zitronensäureerzeugung, Zuckerrübenverarbeitung) zurückzuführen sind. Die Abbildung 4.3.1. zeigt den zeitlichen Verlauf der Kalium-40-Aktivitätskonzentration in der Thaya bei Alt-Prerau sowie zum Vergleich in der Donau bei Hainburg bzw. Wolfsthal. Der für das Jahr 2000 für die Thaya bei Alt-Prerau ermittelte Durchschnittswert von 0.69 Bq/l entspricht einer Kaliumkonzentration von etwa 22.4 mg/l. Aus der Sicht des Strahlenschutzes sind die erhöhten Werte ohne Bedeutung.

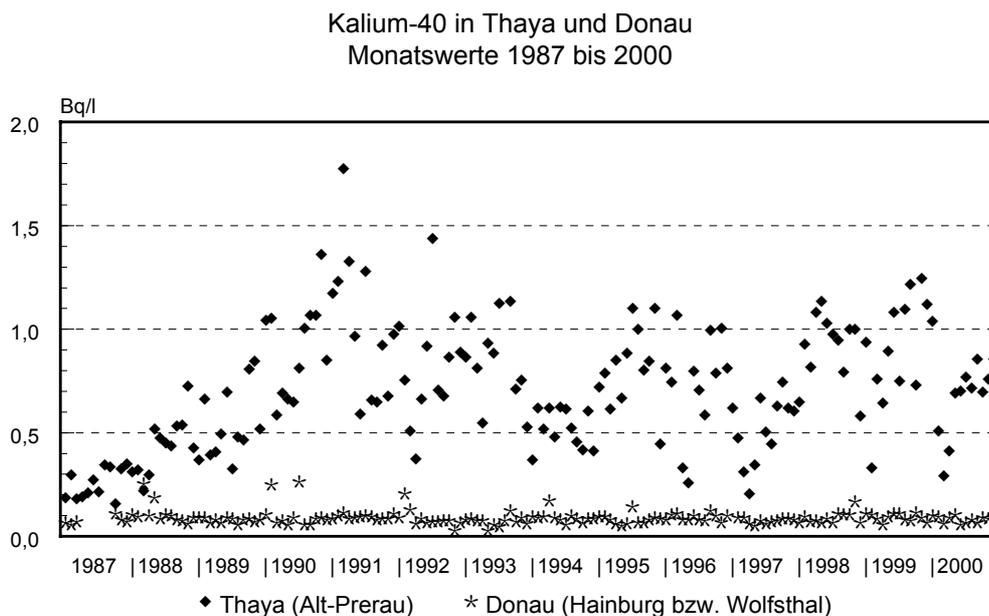


Abb. 4.3.1.: Verlauf der Kalium-40-Aktivitätskonzentration in der Thaya bei Alt-Prerau und in der Donau bei Hainburg bzw. Wolfsthal während der Jahre 1987 bis 2000

Künstliche Radionuklide

Tritium

Tritium nimmt in Form von tritiiertem Wasser (HTO) am Wasserkreislauf teil und ist somit stets im Oberflächenwasser vorhanden. Im Allgemeinen stammt es aus natürlichen Quellen und den oberirdischen Kernwaffenversuchen der Fünfziger- und Sechzigerjahre. Wie im Niederschlag ist üblicherweise auch in Oberflächenwässern seit dem Einstellen dieser Tests ein Rückgang der Tritiumkonzentrationen zu beobachten (/Schönhofer 85b/, /Rank 94/). Dieses allmähliche Absinken ist deutlich am Verlauf der Tritium-Aktivitätskonzentration für die Sammelstelle Thaya/Alt-Prerau in Abbildung 4.3.3. (Seite 53) zu erkennen.

In Abbildung 4.3.2. sind die Jahresmittelwerte sowie der jeweilige Wertebereich zwischen Minimal- und Maximalwert der Tritium-Aktivitätskonzentration für alle Sammelstellen für das Jahr 2000 dargestellt – in Tabelle 4.3.2. sind diese Werte in tabellarischer Form für die Jahre 1999 und 2000 angeführt.

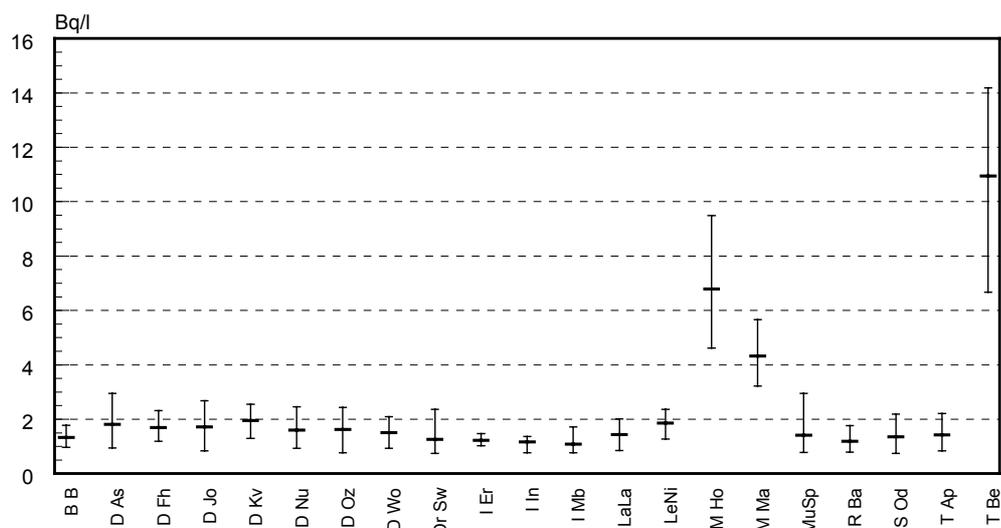
Tritium im Oberflächenwasser
2000

Abb. 4.3.2.: Mittelwerte sowie minimale und maximale Werte der Tritium-Aktivitätskonzentration in Oberflächenwasser für das Jahr 2000;
Codierung der Probenahmestellen siehe Tabelle auf Seite 48

Tabelle 4.3.2.: Mittelwerte sowie minimale und maximale Werte der Tritium-Aktivitätskonzentration für die einzelnen Sammelstellen

Tritium-Aktivitätskonzentration in Oberflächenwasser [Bq/l]						
	1999			2000		
	Mittelwert	Minimum	Maximum	Mittelwert	Minimum	Maximum
Bodensee/Bregenz	1.5	1.0	2.3	1.3	1.0	1.8
Donau/Asten	1.6	1.0	2.2	1.8	0.9	3.0
Donau/Felsen-Hütt	1.5	0.8	2.1	1.7	1.2	2.3
Donau/Jochenstein	1.7	0.8	2.2	1.7	0.8	2.7
Donau/Karlova Ves	2.2	1.1	4.7	2.0	1.3	2.6
Donau/Nußdorf	1.8	1.3	2.6	1.6	0.9	2.5
Donau/Oberzell	1.6	0.7	2.4	1.6	0.8	2.4
Donau/Wolfsthal	1.9	0.7	4.1	1.5	0.9	2.1
Drau/Schwabegg	1.3	0.8	2.2	1.3	0.7	2.4
Inn/Erl	1.4	0.9	2.2	1.2	1.0	1.5
Inn/Ingling	1.4	1.0	1.8	1.2	0.8	1.4
Inn/Martinsbruck	1.3	1.0	2.2	1.1	0.8	1.7
Lavant/Lavamünd	1.4	0.9	2.1	1.4	0.9	2.0
Leitha/Nickelsdorf	1.8	1.0	2.9	1.9	1.3	2.4
March/Hohenau	5.9	2.6	9.3	6.8	4.6	9.5
March/Markthof	3.7	2.3	6.9	4.3	3.2	5.7
Mur/Spielfeld	1.4	0.8	2.1	1.4	0.8	3.0
Rhein/Bangs	1.5	0.8	3.2	1.2	0.8	1.8
Salzach/Oberndorf	1.3	0.7	2.2	1.4	0.7	2.2
Thaya/Alt-Prerau	1.7	0.8	2.9	1.4	0.8	2.2
Thaya/Bernhardsthal	9.0	5.4	15.3	10.9	6.7	14.2

Seit etwa Mitte 1985 treten an der Probenahmestelle Thaya/Bernhardsthal – und in weiterer Folge in der March – erhöhte Tritiumkonzentrationen auf (siehe Abb. 4.3.3.). An der flussaufwärts liegenden Probenahmestelle Thaya/Alt-Prerau hingegen werden keine Erhöhungen registriert (siehe Abb. 4.3.2. und 4.3.3.). Da die Thaya ab Alt-Prerau bis Bernhardsthal auf tschechischem Gebiet fließt (siehe Abbildung „Sammelstellen für Oberflächenwasser“ auf Seite 49), kann auf einen Emittenten in der Tschechischen Republik geschlossen werden. Eine im Jahre 1989 ergänzend zum Routineprogramm durchgeführte Untersuchung bekräftigt die Annahme, dass das Kernkraftwerk Dukovany, das am Oberlauf der zwischen Alt-Prerau und Bernhardsthal in die Thaya mündenden Jihlava liegt, der Verursacher dieser erhöhten Tritiumkonzentrationen ist /Henrich 89/.

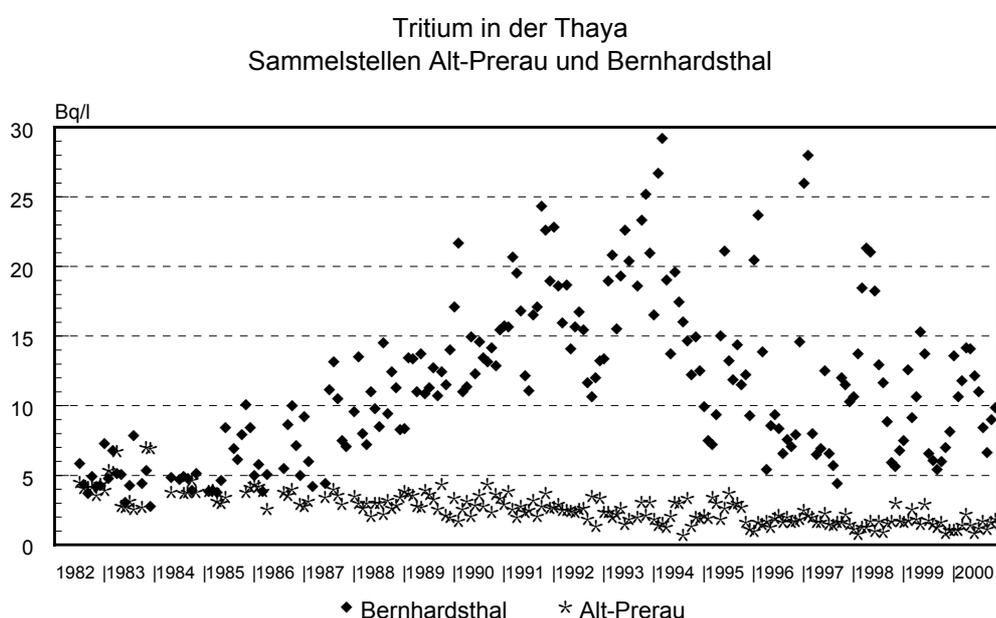


Abb. 4.3.3.: Verlauf der Tritium-Aktivitätskonzentration (Monatswerte) in der Thaya bei Alt-Prerau bzw. bei Bernhardsthal während der Jahre 1982 bis 2000

Der Jahresmittelwert der Tritiumkonzentration betrug an der Sammelstelle Bernhardsthal im Jahr 2000 etwa 10,9 Bq/l. Im März 1994 wurde mit ca. 29 Bq/l der bislang höchste Wert seit Beginn des Untersuchungsprogrammes im Jahr 1982 registriert. Aus der Wasserführung der Thaya und den Tritiumwerten für Bernhardsthal kann – unter Verwendung der für Alt-Prerau ermittelten Konzentrationen als Referenzwerte für natürliches und aus den Kernwaffenversuchen stammendes Tritium – die auf Emissionen in der Tschechischen Republik zurückzuführende Tritiumverfrachtung abgeschätzt werden. Für das Jahr 2000 liefert diese Abschätzung eine verfrachtete Tritiummenge von etwa 9,1 TBq.

Im Vergleich zur höchstzulässigen Konzentration an Tritium im Trinkwasser, die gemäß Strahlenschutzverordnung – StrSchVO, BGBl. 47/1972 – im Mittel umgerechnet 37 000 Bq/l

beträgt, sind die in der Thaya auftretenden Konzentrationen jedoch noch immer sehr niedrig. Die bei Verwendung von Thayawasser z.B. zu Trinkzwecken oder zur Bewässerung durch Tritium entstehende Strahlenexposition ist vernachlässigbar.

Tritium (in Form von HTO) wird – im Gegensatz zu den meisten anderen Radionukliden – im Boden wenig gebunden und kann deshalb leichter ins Grundwasser wandern als andere Radionuklide. Daher ist zu erwarten, dass im Laufe der Zeit die die Flüsse March und Thaya begleitenden Grundwasserströme ebenfalls erhöhte Tritiumkonzentrationen aufweisen werden. Bei einer in den Jahren 1990 bis 1992 diesbezüglich durchgeführten Studie konnten jedoch keine signifikant höheren Werte im Grundwasser festgestellt werden /Henrich 93/.

Cäsium-137

Cäsium-137 ist regelmäßig in Oberflächengewässern zu finden. Es stammt zum Großteil aus dem Reaktorunfall von Tschernobyl im April 1986, ein wesentlich kleinerer Teil ist noch auf die oberirdischen Kernwaffenversuche der Fünfziger- und Sechzigerjahre zurückzuführen.

In Abbildung 4.3.4. sind die Jahresmittelwerte und der jeweilige Wertebereich zwischen Minimal- und Maximalwert der Cäsium-137-Konzentration für die einzelnen Sammelstellen dargestellt – in Tabelle 4.3.3. sind diese Werte in tabellarischer Form angeführt. (Für die Sammelstellen Bodensee/Bregenz, Rhein/Bangs, Inn/Erl und Inn/Martinsbruck liegen zu wenige Ergebnisse über der Nachweisgrenze vor, um diese Werte verlässlich ermitteln zu können.) Die Abbildung 4.3.5. zeigt exemplarisch den Verlauf der Cäsium-137-Konzentration in der Donau unterhalb von Wien an der Sammelstelle Hainburg bzw. Wolfsthal während der Jahre 1987 bis 2000 (logarithmische Skala!).

Die im Berichtszeitraum für Cäsium-137 gemessenen Werte lagen bei einigen bis einige zehn mBq/l. Im Vergleich zu den Jahren vor dem Tschernobylunfall, in denen eine durch die Kernwaffentests bedingte Cäsium-137-Kontamination von etwa 0.5 bis 1 mBq/l gegeben war /Henrich 85/, sind die Werte also noch immer erhöht. Die Spitzenwerte treten bei Hochwässern auf, da dabei Sedimente, an denen Radiocäsium fixiert ist, stärker aufgewirbelt werden, und mehr Bodenmaterial, das ebenfalls Radiocäsium enthält, in die Oberflächenwässer eingetragen wird. Die durch Cäsium-137 im Oberflächenwasser bewirkte Strahlenexposition ist äußerst gering.

Aus der Wasserführung der Flüsse und den Cäsium-137-Werten können für die Flüsse, in denen Cäsium-137 regelmäßig nachgewiesen wurde, die jährlichen Verfrachtungen grob abgeschätzt werden. Für den Berichtszeitraum ergab diese Abschätzung Werte von 180 GBq für die Donau, 13 GBq für die Mur, 16 GBq für die Drau, 3 GBq für die Lavant und die March, 0.7 GBq für die Leitha und 0.4 GBq für die Thaya.

Cäsium-137 im Oberflächenwasser 2000

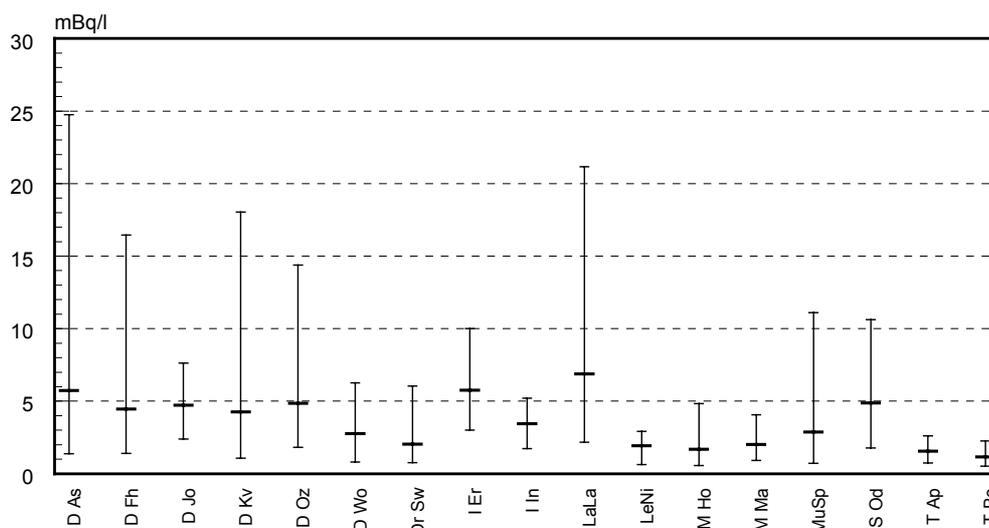


Abb. 4.3.4.: Jahresmittelwerte sowie minimale und maximale Werte der Cäsium-137-Aktivitätskonzentration in Oberflächenwasser für das Jahr 2000;
Codierung der Probenahmestellen siehe Tabelle auf Seite 48

Tabelle 4.3.3.: Mittelwerte sowie minimale und maximale Werte der Cäsium-137-Aktivitätskonzentration für die einzelnen Sammelstellen

Cäsium-137-Aktivitätskonzentration in Oberflächenwasser [mBq/l]						
	1999			2000		
	Mittelwert	Minimum	Maximum	Mittelwert	Minimum	Maximum
Donau/Asten	2.8	n.n.	8.7	5.7	n.n.	24.8
Donau/Felsen-Hütt	3.2	n.n.	11.3	4.5	n.n.	16.5
Donau/Jochenstein	2.7	n.n.	6.9	4.7	n.n.	7.6
Donau/Karlova Ves	3.1	1.4	6.4	4.3	n.n.	18.0
Donau/Obernzell	2.8	n.n.	8.7	4.9	n.n.	14.4
Donau/Wolfsthal	3.6	1.3	7.1	2.8	0.8	6.3
Drau/Schwabegg	2.0	0.8	3.2	2.0	n.n.	6.1
Inn/Ingling	4.4	2.0	10.0	3.4	n.n.	5.2
Lavant/Lavamünd	4.4	1.1	8.7	6.7	2.2	21.2
Leitha/Nickelsdorf	2.5	n.n.	4.2	1.9	0.6	2.9
March/Hohenau	1.1	n.n.	2.9	1.7	0.6	4.8
March/Markthof	0.9	n.n.	2.7	2.0	n.n.	4.1
Mur/Spielfeld	3.0	0.8	7.1	2.9	0.7	11.1
Salzach/Oberndorf	6.4	n.n.	23.5	4.9	n.n.	10.6
Thaya/Alt-Prerau	0.5	n.n.	1.8	1.6	0.8	2.6
Thaya/Bernhardsthal	1.0	n.n.	4.6	1.2	n.n.	2.3

n.n. ... nicht nachgewiesen

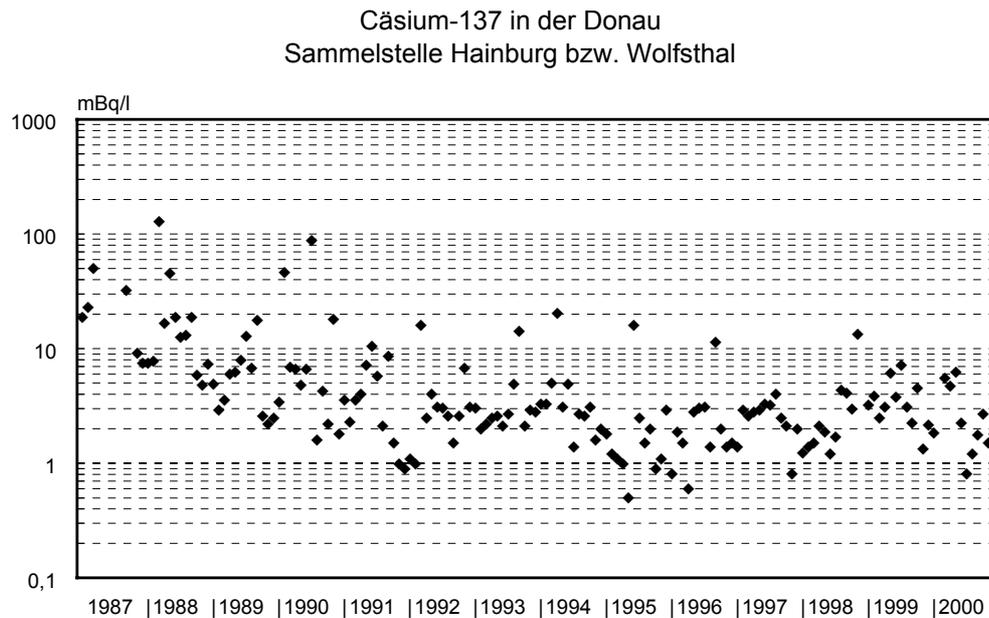


Abb. 4.3.5.: Verlauf der Cäsium-137-Aktivitätskonzentration in der Donau bei Hainburg bzw. Wolfsthal während der Jahre 1987 bis 2000 (log. Skala)

Iod-131

Im Berichtszeitraum wurde – mit Ausnahme von Bodensee, Rhein, Inn und Salzach – in allen kontrollierten Gewässern mehr oder weniger regelmäßig das Radionuklid Iod-131 festgestellt. Dieses Nuklid stammt aus nuklearmedizinischen Anwendungen und gelangt über die Abwässer direkt oder über Kläranlagenemissionen in die Oberflächengewässer. Andere in der Nuklearmedizin verwendete Radionuklide konnten aufgrund ihrer kurzen Halbwertszeiten bzw. wegen der geringen abgeleiteten Mengen in Oberflächenwässern nicht nachgewiesen werden.

Die Iod-131-Konzentrationen bewegten sich im Jahr 2000 im Bereich von unterhalb der Nachweisgrenze (im Allgemeinen einige mBq/l) bis zu etwa 183 mBq/l. In Tabelle 4.3.4. sind für die Jahre 1999 und 2000 die Bereiche angegeben, in denen die gemessenen Iod-131-Werte lagen. Für die an der Probenahmestelle Mur/Spielfeld kontinuierlich gesammelten Monatsproben sind in Abbildung 4.3.6. die in den Jahren 1994 bis 2000 gemessenen Iod-131-Konzentrationen dargestellt.

Aus der Wasserführung der Flüsse und den Iod-131-Werten können für die Flüsse, in denen Radioiod regelmäßig nachgewiesen wurde, die jährlichen Verfrachtungen grob abgeschätzt werden. Für den Berichtszeitraum ergab diese Abschätzung Werte von 100 GBq für die Donau, 60 GBq für die Mur, 8 GBq für die Drau und 4 GBq für die March.

Die durch Iod-131 im Oberflächenwasser bewirkte Strahlendosis ist vernachlässigbar. Der Nachweis in Oberflächengewässern weist jedoch auf weit höhere Konzentrationen bei den Emittenten hin. Eine Reduktion dieser Emissionen wäre grundsätzlich wünschenswert und sollte angestrebt werden.

Tabelle 4.3.4.: Wertebereiche der Iod-131-Aktivitätskonzentrationen für verschiedene Sammelstellen

Iod-131-Aktivitätskonzentration in Oberflächenwasser [mBq/l]		
	1999	2000
	Wertebereich	Wertebereich
Donau/Wolfsthal	1.1 – 1.5	1.5 – 182.9
Drau/Schwabegg	0.9 – 10.8	0.8 – 2.7
Lavant/Lavamünd	1.7 – 6.5	1.7 ¹⁾
Leitha/Nickelsdorf	1.7 – 2.2	1.7 – 12.6
March/Hohenau	1.2 – 3.1	0.7 – 2.5
March/Markthof	1.6 ¹⁾	²⁾
Mur/Spielfeld	1.3 – 15.7	0.8 – 86.4
Thaya/Alt-Prerau	²⁾	29.7 ¹⁾
Thaya/Bernhardsthal	3.9 – 6.2	2.5 ¹⁾

¹⁾ Iod-131 in diesem Jahr nur in einer Probe nachgewiesen

²⁾ Iod-131 in diesem Jahr nicht nachgewiesen

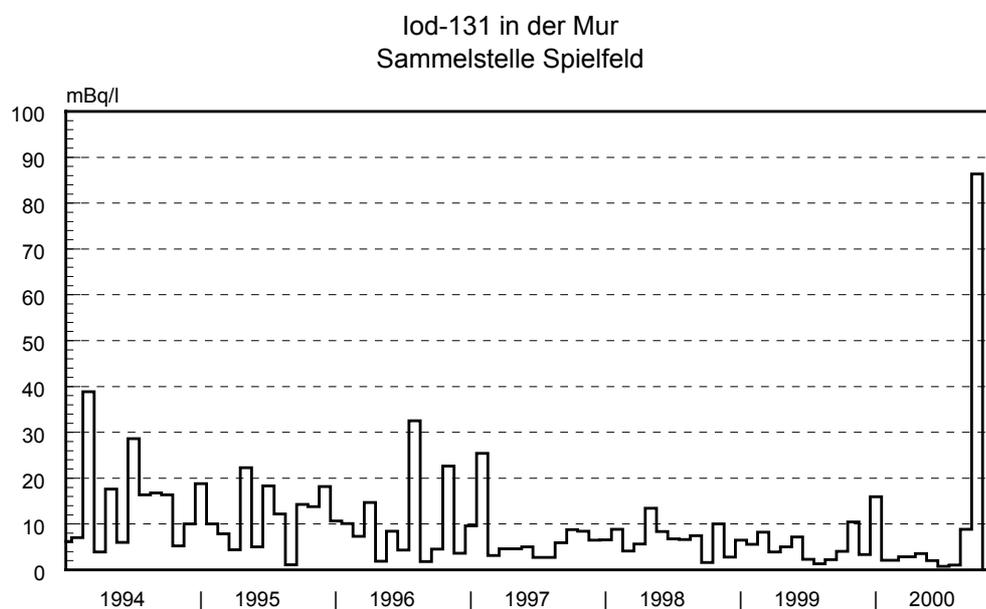


Abb. 4.3.6.: Verlauf der Iod-131-Konzentration (Monatswerte) in der Mur bei Spielfeld während der Jahre 1994 bis 2000

4.4. Emissionen aus Kläranlagen

Im Rahmen des Überwachungsnetzes für Radioaktivität werden die Kläranlagen Linz-Asten, Graz-Gössendorf, Klagenfurt-Feuerbach und Wien-Simmering regelmäßig beprobt. Die Beprobung erfolgt monatlich, wobei in erster Linie Stichproben entnommen werden. Lediglich aus dem Zu- und Ablauf der Kläranlage Linz-Asten werden quasikontinuierlich Proben gesammelt, wobei der Sammelzeitraum ein Monat beträgt. Art und Anzahl der entnommenen Proben sind für die einzelnen Kläranlagen unterschiedlich. Ebenfalls unterschiedlich ist die Aufarbeitung der Proben an den verschiedenen Messstellen. Die Proben werden von der jeweils regional zuständigen Messstelle gammaspektrometrisch untersucht. An den Abwasserproben erfolgt am BFL Wien zusätzlich eine Tritiumbestimmung mittels Flüssigszintillationsspektrometrie.

Ort	Kläranlage	Probenart	Probenehmer	Messstelle
Graz	Gössendorf	Abwasser, Faulschlamm	Amt der Stmk.LR	BFL Wien
Klagenfurt	Feuerbach	Abwasser, Belebtschlamm	Amt der Ktn.LR	BALU Graz
Linz	Asten	Abwasser (Zu- und Ablauf) Frischschlamm, Faulschlamm	LMAO	BAB Linz
Wien	Simmering	Abwasser, Faulschlamm	BFL Wien	BFL Wien

Natürliche Radionuklide

Radionuklide der Zerfallsreihen

Aus der Uran-Radium- bzw. Thorium-Reihe stammende Radionuklide wurden im Klärschlamm zwar qualitativ erfasst, jedoch mit Ausnahme von Radium-228 (über das Folgeprodukt Actinium-228) nicht quantifiziert. Die Radium-228-Konzentrationen liegen in der Regel bei einigen zehn Bq/kg Trockensubstanz.

Beryllium-7

Beryllium-7 wird mit den Niederschlägen in die Kläranlagen eingebracht und wird primär im Klärschlamm – nach starken Niederschlägen auch im Abwasser – nachgewiesen.

Kalium-40

Kalium-40 wird vor allem durch organisches Material aus Haushalten, teilweise auch aus Gewerbe und Industrie in die Kläranlagen eingebracht. Im Abwasser treten typischerweise Werte im Bereich von 0.5 bis 1.0 Bq/l auf, im Klärschlamm Werte von einigen hundert Bq/kg Trockensubstanz.

Künstliche Radionuklide

Cäsium-137

Das in Kläranlagenemissionen regelmäßig auftretende Cäsium-137 stammt zum Großteil aus dem Reaktorunfall von Tschernobyl im April 1986. Ein wesentlich kleinerer Teil stammt noch aus den oberirdischen Kernwaffenversuchen der Fünfziger- und Sechzigerjahre.

Der Eintrag von Cäsium-137 in Kläranlagen ist vorwiegend auf mit dem Niederschlag eingeschwemmte kontaminierte Bodenpartikel zurückzuführen. Für den Radiocäsiumgehalt der Abwässer und der Klärschlämme sind daher in erster Linie die Bodenkontamination im Einzugsgebiet einer Kläranlage, die Größe des Einzugsgebietes und die Art des Kanalnetzes (z.B. getrennte oder gemeinsame Kanäle für Regenwasser und Schmutzwasser) ausschlaggebend. So lag in der Kläranlage Linz-Asten die mittlere Cäsium-137-Konzentration im Abwasser bei 31 mBq/l, und in den Klärschlämmen bei etwa 133 Bq/kg Trockensubstanz. In den Kläranlagen Graz-Gössendorf und Klagenfurt-Feuerbach traten im Abwasser Werte von etwa 4 mBq/l bzw. 5 mBq/l, im Klärschlamm von 21 Bq/kg bzw. 103 Bq/kg bezogen jeweils auf Trockensubstanz auf. Im Abwasser der Kläranlage Wien-Simmering lag die Cäsium-137-Konzentration im Mittel bei etwa 3 mBq/l, die Werte für den Klärschlamm lagen bei 6 Bq/kg Trockensubstanz.

Tritium

Tritium gelangt in erster Linie über die Niederschläge, über lokal eingebundene Oberflächengewässer und über das Trinkwasser in die Abwässer von Kläranlagen. Dem zufolge ist die Tritiumkonzentration im Abwasser ähnlich hoch wie in diesen Medien. Für die Abwässer der beprobten Kläranlagen wurde im Jahr 2000 jeweils ein mittlerer Tritiumwert von etwas unter 2 Bq/l ermittelt. Die gemessenen Einzelwerte sind in Tabelle 4.4.1. zusammengestellt.

Tabelle 4.4.1.: Tritium-Aktivitätskonzentration im Abwasser von Kläranlagen im Jahr 2000

Tritium-Aktivitätskonzentration im Abwasser von Kläranlagen [Bq/l]				
	Graz Gössendorf	Klagenfurt Feuerbach	Linz Asten	Wien Simmering
Jänner	1.7	*)	1.3	*)
Februar	1.2	1.2	1.2	2.2
März	2.6	5.4	1.7	1.2
April	*)	*)	1.5	*)
Mai	*)	1.1	0.9	1.9
Juni	*)	*)	*)	1.2
Juli	*)	*)	0.8	1.3
August	*)	0.9	1.8	0.8
September	1.1	1.7	2.1	1.9
Oktober	1.4	1.1	1.4	1.7
November	2.4	1.2	2.1	*)
Dezember	2.0	1.5	1.5	*)

*) keine Probenahme

Radionuklide aus der medizinischen Anwendung

Im Abwasser bzw. im Klärschlamm der beprobten Kläranlagen wurden im Berichtszeitraum folgende aus nuklearmedizinischen Anwendungen stammende Radionuklide festgestellt: Gallium-67, Indium-111, Iod-123, Iod-131, Technetium-99m, Thallium-201, Thallium-202 und Samarium-153.

Von diesen Nukliden wird Samarium-153 in der Therapie, Iod-131 in Diagnostik und Therapie, alle anderen Nuklide ausschließlich in der Diagnostik verwendet. Eine Auflistung der häufigsten Anwendungsgebiete ist in Kapitel 1.2.3. gegeben. Nuklearmedizinische Diagnoseverfahren und niedrigdosierte Radioiodtherapien werden in der Regel ambulant durchgeführt, mittel- bis hochdosierte Radioiodtherapien sowie Therapien mit anderen Radionukliden erfolgen überwiegend stationär.

Der Großteil der in Kläranlagenemissionen auftretenden Aktivitäten stammt aus den ambulanten Anwendungen, da die kontaminierten Ausscheidungen der ambulant untersuchten bzw. behandelten Personen direkt in die kommunalen Abwässer und in weiterer Folge in die Kläranlagen gelangen. Dies gilt insbesondere für jene Radionuklide, die nur in der Diagnostik – und somit ausschließlich ambulant – eingesetzt werden. Aber auch für Iod-131 dürften die ambulanten Anwendungen – auch wenn bei stationären viel höhere Einzelaktivitäten verabreicht werden – die Hauptquelle darstellen, da die Mehrzahl der Radioiodtherapien ambulant durchgeführt wird und in den meisten Therapiestationen Abklinganlagen vorhanden sind, in denen die Ausscheidungen und Waschwässer der stationären Patienten gesammelt und erst nach Unterschreiten der gesetzlich festgelegten Maximalaktivitäten in die Kanalisation eingeleitet werden. Lediglich nuklearmedizinische Abteilungen ohne Abklinganlagen können auch über stationär durchgeführte Radioiodtherapien einen gewissen Beitrag zur Iod-131-Kontamination der Kläranlagenemissionen liefern.

Technetium-99m ist aufgrund seiner optimalen Eigenschaften in Bezug auf Strahlenschutz (kurze Halbwertszeit von 6.02 Stunden, reiner Gammastrahler) und Bildaufnahme (Gammaenergie im Bereich der maximalen Empfindlichkeit von Gammakameras) das am häufigsten in der Nuklearmedizin verwendete Radionuklid. An verschiedene Trägersubstanzen gebunden, wird Technetium-99m zur Untersuchung von Organen, in der Entzündungs- und Tumordiagnostik sowie zum Nachweis von inneren Blutungen eingesetzt.

Iod-131 wird bei Schilddrüsenerkrankungen zur Therapie verabreicht. In der Diagnostik geht die Bedeutung von Iod-131 aufgrund seiner hinsichtlich des Strahlenschutzes ungünstigen Eigenschaften (Betastrahler, relativ lange Halbwertszeit von 8.04 Tagen) zurück. Meist findet es nur noch zum Auffinden eventueller Metastasen oder Rezidivtumore von Iod speichernden Schilddrüsenkarzinomen und bei Nebennierenuntersuchungen Verwendung.

Iod-123 (Halbwertszeit 13.3 Stunden) wird zur Schilddrüsenszintigrafie, zur Untersuchung von Gehirn und Nebenniere sowie in der Entzündungs- und Tumordiagnostik verwendet. Ebenfalls im Bereich der Entzündungs- und Tumordiagnostik finden Gallium-67 und Indium-111 Anwendung (Halbwertszeit 3.26 Tage bzw. 2.83 Tage). Indium-111 gelangt zusätzlich auch in der Liquorszintigrafie zum Einsatz. Samarium-153 (Halbwertszeit 1.95 Tage) wird in der Schmerztherapie eingesetzt.

Thallium-201 (Halbwertszeit 3.06 Tage) wird in der Nuklearmedizin für Herzuntersuchungen verwendet. In den Kläranlagen wird regelmäßig – neben Thallium-201 – auch Thallium-202 gefunden, das als unerwünschte und vielen Anwendern nicht bewusste Verunreinigung von Thallium-201 auftritt. Wegen der längeren Halbwertszeit (12.2 Tage gegenüber 3.06 Tage) kann bei einer Applikation von „älteren“ Probenchargen der Thallium-202-Anteil eine durchaus nicht mehr vernachlässigbare Komponente darstellen.

In Tabelle 4.4.2. und 4.4.3 sind für die im Abwasser bzw. Klärschlamm der jeweiligen Kläranlage nachgewiesenen Radionuklide aus der Nuklearmedizin die Medianwerte sowie die gemessenen Minimal- und Maximalwerte für das Jahr 2000 zusammengestellt.

Die Konzentration an aus medizinischen Anwendungen stammenden Radionukliden im Abwasser der beprobten Kläranlagen lag weit unter den für Trinkwasser gemäß der österreichischen Strahlenschutzverordnung im Jahresmittel zulässigen Werten. So erreichte z.B. der im Berichtszeitraum registrierte Maximalwert für Iod-131 mit ca. 2.7 Bq/l etwa 11 % der für Trinkwasser im Mittel höchstzulässigen Konzentration von umgerechnet 24.7 Bq/l. Die im Jahr 2000 im Abwasser und Klärschlamm registrierten Werte lagen größenordnungsmäßig gleich wie in den Jahren davor, was auf einen etwa gleichbleibenden Anwendungsumfang hinweist.

Da Kläranlagen-Abwässer in Österreich weder als Trinkwasser noch zur Bewässerung verwendet werden, ist keine direkte Ingestionsdosis aus diesem Pfad gegeben. Wegen der im Allgemeinen großen Verdünnung bei der Einleitung in den Vorfluter und den kurzen Halbwertszeiten der meisten aus der Nuklearmedizin stammenden Nuklide gilt dies auch für den indirekten Pfad über allfällige Bewässerungen mit Oberflächenwasser. Auch die externe Bestrahlung beim Aufenthalt in den Kläranlagen (Exposition der Kläranlagenwärter) oder durch die Handhabung des Materials im Betrieb war im Berichtszeitraum ohne Belang. Eine allfällige Inhalationsdosis, die sich infolge des Rauchgasausstoßes bei der Verbrennung kontaminierter Klärschlämme ergeben könnte, wird bei modernen Anlagen durch entsprechende Rückhaltungsmethoden vermieden.

Tabelle 4.4.2.: Medianwerte sowie minimale und maximale Werte für im Abwasser der jeweiligen Kläranlage nachgewiesene Radionuklide aus der Nuklearmedizin

Radionuklide aus der Nuklearmedizin im Abwasser von Kläranlagen (Werte in mBq/l)												
	Graz Gössendorf			Klagenfurt Feuerbach			Linz Asten			Wien Simmering		
	Med	Min	Max	Med	Min	Max	Med	Min	Max	Med	Min	Max
Iod-131	819	289	2702	464	77	1093	710	96	2409	231	47	896
Technetium-99m	2) ²⁾	n.n.	2428	2) ²⁾	n.n.	1746	2) ²⁾	n.n.	919	654	88	795
Indium-111	6	n.n.	1031	2) ²⁾	n.n.	217	2) ²⁾	n.n.	403	80	3	133
Thallium-201	2) ²⁾	n.n.	26	1) ¹⁾			1) ¹⁾			2) ²⁾	n.n.	9
Thallium-202	1) ¹⁾			1) ¹⁾			1) ¹⁾			1) ¹⁾		
Iod-123	2) ²⁾	n.n.	135	1) ¹⁾			1) ¹⁾			131	44	151
Gallium-67	2) ²⁾	n.n.	13	1) ¹⁾			2) ²⁾	n.n.	416	2) ²⁾	n.n.	35

¹⁾ Nuklid in keiner Probe dieses Jahres nachgewiesen

²⁾ keine Angabe möglich, da Nuklid in mehr als der Hälfte der Proben dieses Jahres nicht nachgewiesen wurde
n.n. ... nicht nachgewiesen

Tabelle 4.4.3.: Medianwerte sowie minimale und maximale Werte für im Klärschlamm der jeweiligen Kläranlage nachgewiesene Radionuklide aus der Nuklearmedizin

Radionuklide aus der Nuklearmedizin im Klärschlamm von Kläranlagen (Werte in Bq/kgTS)												
	Graz Gössendorf			Klagenfurt Feuerbach			Linz Asten			Wien Simmering		
	Med	Min	Max	Med	Min	Max	Med	Min	Max	Med	Min	Max
Iod-131	32	11	109	57	13	568	67	18	326	56	40	101
Technetium-99m	2) ²⁾	n.n.	53	2) ²⁾	n.n.	6.9	1337	755	3245	545	4.6	1076
Indium-111	1.9	0.4	8.1	2) ²⁾	n.n.	2.8	2) ²⁾	n.n.	163	133	5.3	205
Thallium-201	21	5.4	217	2) ²⁾	n.n.	9.0	406	133	547	372	264	609
Thallium-202	2.6	0.7	7.0	2) ²⁾	n.n.	1.7	2) ²⁾	n.n.	10	6.0	4.2	7.4
Iod-123	2) ²⁾	n.n.	2.6	1) ¹⁾			2) ²⁾	n.n.	27	19	10	29
Samarium-153	1) ¹⁾			1) ¹⁾			2) ²⁾	n.n.	104	1) ¹⁾		
Gallium-67	2) ²⁾	n.n.	5.4	1) ¹⁾			2) ²⁾	n.n.	123	54	32	135

¹⁾ Nuklid in keiner Probe dieses Jahres nachgewiesen

²⁾ keine Angabe möglich, da Nuklid in mehr als der Hälfte der Proben dieses Jahres nicht nachgewiesen wurde
n.n. ... nicht nachgewiesen

4.5. Sonstige Umweltmedien

4.5.1. Böden

Durch den Reaktorunfall von Tschernobyl am 26. April 1986 kam es zur weiträumigen Verfrachtung von verschiedenen Radionukliden mit der Luftströmung. Die in der Luft befindlichen Radionuklide wurden im Wesentlichen durch die Niederschläge auf den Erdboden ausgewaschen, weshalb in erster Linie die jeweilige Niederschlagssituation während des Durchzugs der radioaktiv kontaminierten Luftmassen für das Ausmaß der regionalen Bodenkontamination ausschlaggebend war. Von den damals deponierten Radionukliden ist heute nur noch Cäsium-137 von gewisser Bedeutung.

Auf Grund der nach dem Reaktorunfall herrschenden meteorologischen Bedingungen zählt Österreich zu den vom Tschernobyl-Fallout am stärksten betroffenen Gebieten. Das damalige Bundesministerium für Gesundheit und Konsumentenschutz hat gemeinsam mit dem Umweltbundesamt in den Jahren 1994 und 1995 ein Projekt zur Erstellung einer „Cäsium-Karte“ durchgeführt. In dieser Arbeit sind alle bis dahin verfügbaren Daten über den Radiocäsiumgehalt der Böden Österreichs zusammengefasst und grafisch dargestellt /UBA 96/. Als mittlere Flächendeposition wurde für Cäsium-137 ein Wert von 21 kBq/m^2 ermittelt – die Spitzenwerte liegen bei über 150 kBq/m^2 . Die Daten sind in den von der Europäischen Kommission in Zusammenarbeit mit Russland, Weißrussland und der Ukraine erstellten Europäischen Tschernobyl-Atlas /CEC 98/ eingeflossen.

Für einige Gebiete Österreichs ist eine höhere Messwertdichte wünschenswert, um eine genauere „Cäsium-Karte“ zu erhalten. Daher wurden auch im Jahr 2000 von verschiedenen Institutionen ergänzende Bodenmessungen durchgeführt, deren Ergebnisse der Aktualisierung der „Cäsium-Karte“ dienen. Solche Messungen sind auch für die nächsten Jahre geplant.

4.5.2. Grundwasser

Seit dem Jahr 1993 wird seitens des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft eine österreichweite Grundwassergüteehebung durchgeführt, bei der vierteljährlich Wasser von etwa 2000 auf das gesamte Bundesgebiet verteilten Probenahmestellen auf eine Vielzahl von Parametern untersucht wird. Im Zuge der Probenahmen für dieses Projekt wurden auch Proben für Radioaktivitätsmessungen entnommen, die an der BALUF Wien und an der BALU Innsbruck mittels Flüssigszintillationsspektroskopie auf Radon analysiert wurden. Ziel dieser Untersuchungen war primär, einen Überblick über die Radon-222-Konzentration in den österreichischen Grundwässern zu erhalten und damit – in Verbindung mit anderen Informationen – Regionen mit potenziellem Radonrisiko erfassen zu können. Die Ergebnisse dieses Projektes sind in /Ditto 99/ zu finden. In den Jahren 1999 und 2000 wurde dieses Projekt weitergeführt und die Untersuchungen auf Radium-226 ausgedehnt. Ein zusammenfassender Bericht ist für das Jahr 2001 geplant.

4.6. Lebensmittel

Der Gehalt an Radionukliden künstlichen Ursprungs in Lebensmitteln und landwirtschaftlichen Produkten wird derzeit im Wesentlichen durch die Folgen des Reaktorunfalls von Tschernobyl bestimmt, wobei dem Nuklid Cäsium-137 die größte Bedeutung zukommt. Ein sehr geringer Teil der Lebensmittelkontamination stammt noch aus den oberirdischen Kernwaffenversuchen der Fünfziger- und Sechzigerjahre. Wie in allen Umweltmedien ist auch in den Lebensmitteln und den landwirtschaftlichen Produkten der Gehalt an natürlichen Radionukliden im Allgemeinen wesentlich höher als jener an künstlichen.

Die meisten Lebensmittel und landwirtschaftlichen Erzeugnisse enthalten in der Regel nur noch geringe Mengen an Cäsium-137. Eine Ausnahme davon bilden jedoch einige Waldprodukte wie bestimmte Pilze und Wild, in denen man nach wie vor vergleichsweise hohe Cäsium-137-Aktivitäten findet. Ebenfalls höhere Werte können Erzeugnisse aus Almgebieten aufweisen. Die wesentlichen Ursachen für diese zum Teil erheblichen Aktivitätsunterschiede sind folgende: Radiocäsium wird an Tonminerale gebunden und steht somit in den meist tonmineralreichen intensiv landwirtschaftlich genutzten Böden für eine Aufnahme durch Pflanzen kaum zur Verfügung. Naturnahe Waldökosysteme hingegen zeichnen sich durch meist mächtige organische Auflageschichten aus, die reich an Bodenorganismen und Nährstoffen sind. Da in diesen Schichten Tonminerale fehlen, kommt es zu keiner so effektiven Fixierung von Radiocäsium, und es bleibt für die Aufnahme durch Bodenorganismen, Pilze und Pflanzen verfügbar. Wenn die Blätter und Nadeln fallen bzw. die Pilze zersetzt werden, wird das Cäsium wieder dem Boden zugeführt. So bleibt Radiocäsium in den Nährstoffkreislauf eingebunden und kann – da dieser Kreislauf sehr wirkungsvoll arbeitet – kaum in die tiefergelegenen mineralischen Schichten abwandern, wo es fixiert werden könnte. Deshalb ist der Radiocäsiumgehalt bei Beeren und Pilzen weiterhin relativ hoch. Da Wild seine Nahrung zumindest teilweise aus dem Wald bezieht, treten auch in Wildfleisch vergleichsweise hohe Aktivitäten auf. Auch in Almgebieten kann aufgrund der Bodenbeschaffenheit die biologische Verfügbarkeit von Radiocäsium lange erhalten bleiben, weshalb der Cäsiumgehalt des Almbewuchses und damit auch der der Almmilch nur langsam abnimmt.

Das nach dem Tschernobylunfall eingeführte Programm zur routinemäßigen Überwachung von Lebensmitteln und landwirtschaftlichen Produkten, das zurzeit in erster Linie der Trenderkennung und Beweissicherung dient und an den Konsumgewohnheiten der österreichischen Bevölkerung sowie an der Kontaminationssituation orientiert ist, wurde im Berichtszeitraum in den wesentlichen Bereichen fortgesetzt.

4.6.1. Milch und Milchprodukte

Von allen Lebensmitteln wird die Milch am umfangreichsten überwacht, da sie im Hinblick auf Verbrauch, flächendeckende Erzeugung, bestehende Probenahmeeinrichtungen und auch wegen der Indikatorfunktion für die Kontamination anderer Lebensmittel ein ideales Probenmedium darstellt. Die Proben werden jeweils von den Lebensmittelaufsichtsorganen der Länder gezogen, wobei nach einem festgelegten Probenahmeschema vorgegangen wird.

Kontrolliert wird in erster Linie die in den Molkereien einlangende Rohmilch, wobei in der Regel Milch aus einer bestimmten regionalen Sammeltour der jeweiligen Molkerei untersucht wird (siehe Tab. 4.6.1.1. auf Seite 66). Diese Kontrollen werden für die meisten Sammeltouren alle zwei Monate, für einige monatlich, durchgeführt.

Eine regelmäßige Kontrolle der Auslieferungsmilch erfolgt nur bei wenigen Molkereien, und zwar in erster Linie bei solchen, wo die aus den verschiedenen regionalen Sammeltouren im Einzugsgebiet der Molkerei einlangende Rohmilch stark unterschiedliche Cäsium-137-Gehalte aufweist, und daher aus der Untersuchung von Rohmilch aus einer Sammeltour kein repräsentativer Wert für die Auslieferungsmilch ermittelt werden kann. Neben diesen routinemäßigen Kontrollen erfolgt eine zusätzliche Überwachung von Milch und Milchprodukten durch Untersuchen von Proben aus Molkereien oder Verkaufsstellen.

Aus den zu Beginn dieses Kapitels erläuterten Gründen ist Almgras aus bestimmten Regionen weiterhin relativ stark mit Radiocäsium kontaminiert, was in weiterer Folge zu einer höheren Konzentration an Radiocäsium in der Milch dort weidender Tiere führt. Wie schon in den Vorjahren wurden daher auch im Berichtszeitraum einige Almmilchproben untersucht.

In Tabelle 4.6.1.1. sind die Mittelwerte der Cäsium-137-Konzentration für die Rohmilch aus den routinemäßig beprobten Milchsammeltouren für das Jahr 2000 zusammengestellt. Die mit „S“ gekennzeichneten Sonderbeprobungsgebiete wurden aufgrund ihrer gegenüber den übrigen Sammeltouren im Einzugsgebiet der entsprechenden Molkerei höheren Cäsium-137-Werte zu Kontrollzwecken in die planmäßige Überwachung aufgenommen. Für die Ermittlung des österreichweiten Mittelwertes für Cäsium-137 in Milch werden die Ergebnisse aus den Sonderbeprobungsgebieten – wegen ihrer mangelnden Repräsentativität – nicht herangezogen. Um auch für diese Gebiete brauchbare Werte für die Abschätzung der Kontamination zu erhalten, erfolgt bei den betreffenden Molkereien eine systematische Untersuchung der Auslieferungsmilch. Die Abbildung 4.6.1.1. zeigt die gemäß den Daten aus der Rohmilchüberwachung für das Jahr 2000 ermittelte regionale Verteilung der Cäsium-137-Kontamination von Milch in Österreich. Das Kontaminationsmuster entspricht erwartungsgemäß im Wesentlichen der Radiocäsiumdeposition nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl. Mittel-

werte über 2 Bq/l werden nur noch in Rohmilch aus der Tauernregion und dem Koralpengebiet gefunden. Die Ergebnisse für die Auslieferungsmilch sind Tabelle 4.6.1.2. zu entnehmen.

Tabelle 4.6.1.1.: Routinemäßig beprobte Milchsammeltouren sowie Mittelwerte der Cäsium-137-Konzentration in der jeweiligen Rohmilch im Jahr 2000

Bundesland	Einzugsgebiet der Milchsammeltour	Polit. Bezirk	Cäsium-137 [Bq/l]
BURGENLAND	Lutzmannsburg-Deutschkreutz Oberwart	Oberpullendorf	0.1
		Oberwart	0.1
KÄRNTEN	Mölltal-Mallnitz Gailtal-Arnoldstein	Spittal/Drau	0.7
		Villach-Land	0.3
NIEDERÖSTERREICH	Ulmerfeld Litschau-Haugschlag Ottenthal Traunstein	Amstetten	0.1
		Gmünd	1.0
		Mistelbach	< 0.1
		Zwettl	1.8
OBERÖSTERREICH	Liebenau Ebensee Neudorf Wetzelsberg Geinberg Ulrichsberg-Aigen Schardenberg-Münzkirchen Reichraming-Arzberg Ampflwang Marchtrenk	Freistadt	1.5
		Gmunden	1.4
		Perg	0.6
		Perg	0.6
		Ried/Innkreis	0.2
		Rohrbach	0.2
		Schärding	0.1
		Steyr-Land	0.3
		Vöcklabruck	0.9
		Wels-Land	0.2
		SALZBURG	Elixhausen-Seekirchen Flachau-Wagrain Mittersill
St. Johann/Pongau	2.3		
S Zell am See	4.1		
STEIERMARK	Aflenz-Turnau Eibiswald Kloster Soboth Wies-Vordersdorf Rohrbach-Steinberg Obersaifen Admont-Ardning Altirdning-Donnersbach Bad Mitterndorf Pruggern-Kleinsölk Ramsau-Birnberg Dürnstein i/d Steiermark	Bruck/Mur	0.3
		Deutschlandsberg	0.8
		S Deutschlandsberg	7.8
		S Deutschlandsberg	4.3
		Deutschlandsberg	1.2
		Graz-Umgebung	0.2
		Hartberg	0.3
		Liezen	2.0
		Liezen	2.0
		Liezen	2.0
		Liezen	2.2
		Liezen	2.0
		Murau	0.7
TIROL	Bad Häring Reutte	Kufstein	0.5
		Reutte	< 0.1
VORARLBERG	Möggers Feldkirch-Gisingen	Bregenz	0.3
		Feldkirch	< 0.1

S...Sonderbeprobungsgebiet

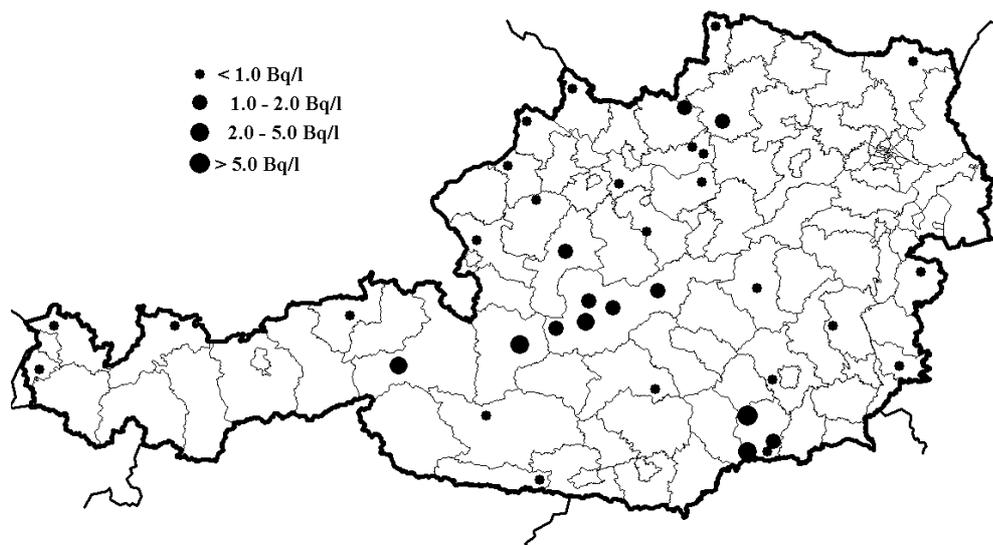


Abb. 4.6.1.1.: Regionale Verteilung der Cäsium-137-Kontamination von Rohmilch in Österreich für das Jahr 2000

Tabelle 4.6.1.2.: Mittelwerte der Cäsium-137-Konzentration in Auslieferungsmilch der beprobten Molkereien für das Jahr 2000

Molkerei	Polit. Bezirk	Cäsium-137 [Bq/l]
Königswiesen	Freistadt	1.4
Gmunden	Gmunden	0.7
Maishofen	Zell am See	2.5
Stainach	Liezen	1.2
Stainz	Deutschlandsberg	0.9
Kapfenberg	Bruck/Mur	0.3

Cäsium-137 in Rohmilch
Tour Flachau - Wagrain, Sbg.

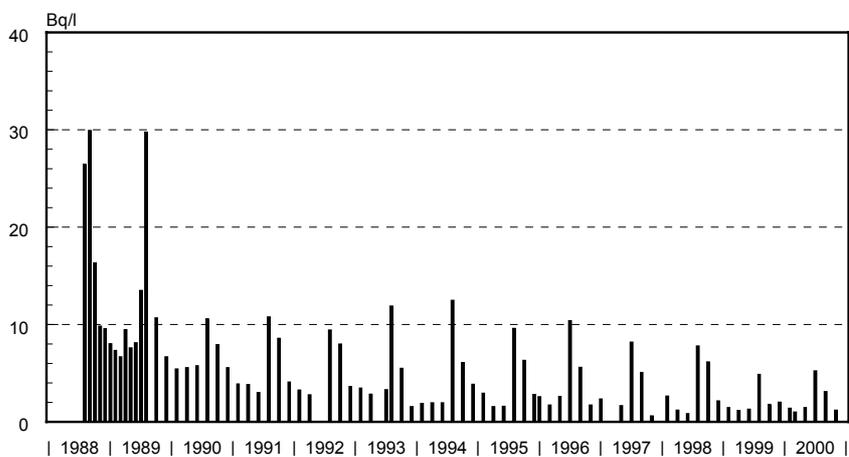


Abb. 4.6.1.2.: Verlauf der Cäsium-137-Aktivitätskonzentration in Rohmilch aus der Sammeltour Flachau-Wagrain

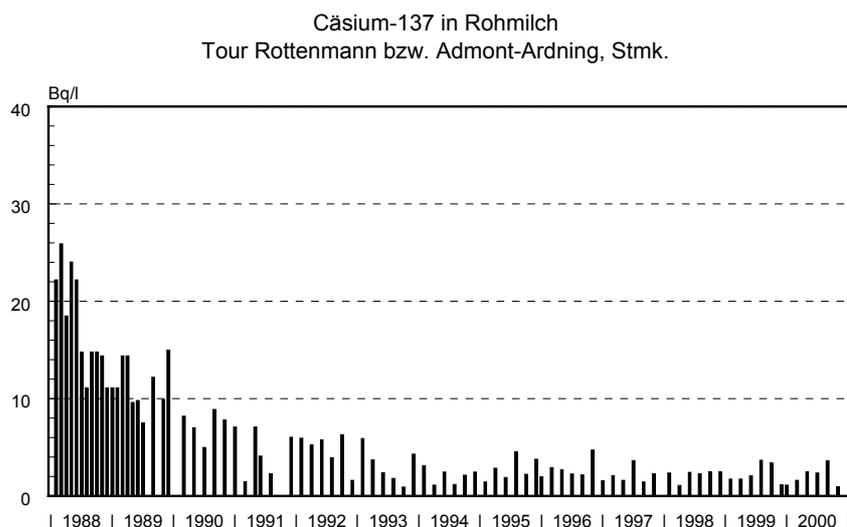


Abb. 4.6.1.3.: Verlauf der Cäsium-137-Aktivitätskonzentration in Rohmilch aus der Sammeltour Rottenmann (bis 1996) bzw. Admont-Ardning (ab 1997)

In den Abbildungen 4.6.1.2. und 4.6.1.3. ist der Verlauf der Cäsium-137-Kontamination der Rohmilch aus zwei höher kontaminierten Gebieten während der Jahre 1988 bis 2000 dargestellt. Daraus ist ersichtlich, dass in diesem Zeitraum die Cäsium-137-Werte auf etwa ein Zehntel der Ausgangswerte zurückgegangen sind.

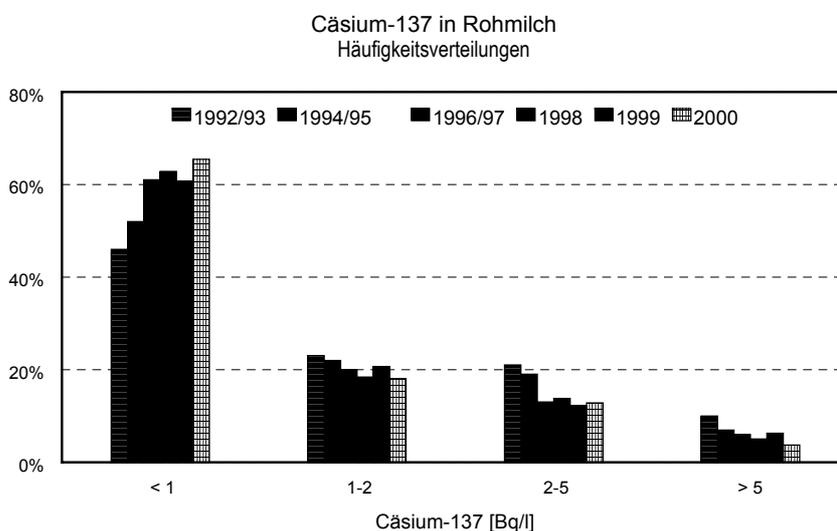


Abb. 4.6.1.4.: Cäsium-137 in Rohmilch – Häufigkeitsverteilungen für die Zeiträume 1992/93, 1994/95, 1996/97, 1998, 1999 und 2000

Aus Abbildung 4.6.1.4., in der die Häufigkeitsverteilungen der Rohmilchkontamination ab 1992 dargestellt sind, ist ersichtlich, dass seit 1994 bereits mehr als die Hälfte der Milchproben Cäsium-137-Gehalte von weniger als 1 Bq/l aufweist. Werte von über 5 Bq/l werden schon seit 1992 lediglich bei weniger als 10 % der Proben gemessen. Ein Vergleich der Ver-

teilungen für die verschiedenen Zeiträume lässt deutlich die Verschiebung der Cäsium-137-Kontamination zu niedrigeren Werten hin erkennen.

Eine Ausnahme bezüglich der oben erwähnten Korrelation der Milch- mit der Bodenkontamination stellt Almmilch dar. In dieser kann es aufgrund der höheren biologischen Verfügbarkeit von Radiocäsium in Almböden, auch bei durchaus ähnlicher Bodenkontamination, zu wesentlich höheren Konzentrationen als in Milch aus Tallagen kommen /Mück 90/. Dies wurde auch im Jahr 2000 durch Messungen an Milch aus Kärntner Almregionen (Mallnitz-Jamnigalm, Koralpe-Steinbergerhütte) bestätigt, die im Rahmen eines seit vielen Jahren gemeinsam mit dem Amt der Kärntner Landesregierung betriebenen Projektes durchgeführt werden. In diesem Projekt werden Gras- und zugehörige Milchproben aus einigen ausgewählten Kärntner Gebieten (sowohl Alm- als auch Tallagen) untersucht. Erwartungsgemäß treten – wie bei der Milch – auch in Gras aus Almregionen höhere Radiocäsiumgehalte als in Gras aus Tallagen auf. Bei Molkereien bzw. Sammeltouren, in deren Einzugsgebiet sich Almregionen befinden, kommt es im Sommer infolge der Zumischung von Almmilch zu gegenüber den übrigen Jahreszeiten etwas erhöhten Cäsium-137-Werten. Die in der Abbildung 4.6.1.2. (Milchsammeltour Flachau-Wagrain) deutlich erkennbaren Spitzen sind auf solche Zumischungen zurückzuführen.

Bei einigen Molkereien ist die Rohmilch aus den verschiedenen Milchsammeltouren stark unterschiedlich kontaminiert. Wie bereits oben erwähnt, wurden, um auch in solchen Fällen repräsentative Werte für die Abschätzung des österreichweiten Mittelwertes für Cäsium-137 in der Milch zu erhalten, zusätzlich zu den Rohmilchproben auch in den Handel kommende Endprodukte aus diesen Molkereien untersucht. Für die Molkerei Stainz (Steiermark) wird seit einigen Jahren ein ausgedehntes Programm bezüglich der unterschiedlichen Kontamination von Rohmilch aus einzelnen Sammeltouren und von Auslieferungsmilch durchgeführt. Im Rahmen dieses Sonderprojektes wird Rohmilch aus zwei Sammeltouren (Kloster und Soboth) sowie Trinkmilch untersucht. (Bis 1997 waren die Touren Wies und Eibiswald ebenfalls in dieses Sonderprojekt eingebunden. Da die Werte der Rohmilch aus diesen beiden Touren 1998 bereits unter den Wert für die Auslieferungsmilch zurückgegangen sind, wurden sie für dieses Projekt nicht mehr herangezogen.) In Abbildung 4.6.1.5. sind die Monatsmittelwerte der Cäsium-137-Konzentration für Rohmilch und Trinkmilch einander gegenübergestellt. Daraus ist ersichtlich, dass die Kontamination der Trinkmilch deutlich geringer als die der untersuchten Rohmilch ist (2000 im Mittel ca. um einen Faktor 7). Die niedrigeren Werte sind auf das Zumischen von sehr wenig kontaminierter Rohmilch aus anderen Sammeltouren zurückzuführen. Vergleichbare Studien an Milch aus anderen Molkereien, in deren Einzugsgebiet sich ebenfalls Sammeltouren mit stark unterschiedlicher Rohmilchkontamination befinden, ergaben ähnliche Resultate.

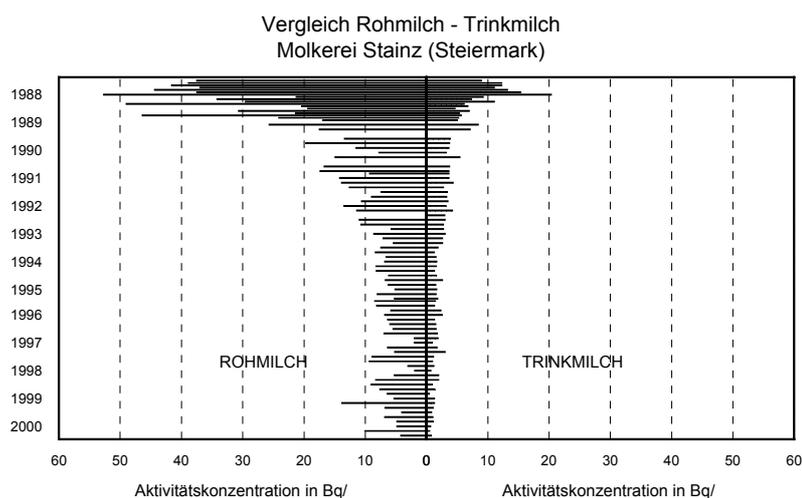


Abb. 4.6.1.5.: Cäsium-137-Kontamination von Rohmilch und Trinkmilch aus der Molkerei Stainz für den Zeitraum 1988 bis 2000 (Näheres siehe Text)

Für die Cäsium-137-Konzentration in der Milch ergibt sich aus den durchgeführten Untersuchungen – und nach Gewichtung mit der Produktionsstatistik (/STATIS 93/, /STATIS 95/) – für das Jahr 2000 ein gesamtösterreichischer Durchschnittswert von etwa 0,8 Bq/l. Dieser Wert wurde als Grundlage für die Abschätzung der durch Radiocäsium in Milch und Milchprodukten verursachten Dosis herangezogen.

Die Kontrolle von Milchprodukten (wie Käse, Butter, Kondensmilch usw.) ist in den letzten Jahren stark zurückgenommen worden. Zum einen waren dafür Kapazitätsgründe ausschlaggebend, zum anderen – und dies ist der wesentlichere Grund – die Existenz gut fundierter Werte bezüglich der Radiocäsiumgehalte von Milchprodukten im Verhältnis zu jenen der Ausgangsmilch. Unter Verwendung dieser Größen ist es nämlich möglich, aus den Kontaminationswerten der Ausgangsmilch die der daraus erzeugten Milchprodukte zu berechnen, die dann in weiterer Folge für die Dosisabschätzung verwendet werden können.

Nach Untersuchungen von Lagoni beträgt – jeweils bezogen auf ein Kilogramm – die Aktivitätskonzentration an Cäsium-137 in Käse (Labkasein) 57 % derjenigen in der Ausgangsmilch /Lagoni 63/. Eine Auswertung der in Österreich nach dem Tschernobylunfall ermittelten Ergebnisse für Milch und Käse steht – unter Berücksichtigung einer Reifezeit von drei Monaten – in bemerkenswert guter Übereinstimmung mit diesem in der Literatur angegebenen Wert. Ab 1988 wurde daher die Kontamination von Käse auf dieser Grundlage ermittelt, und die dabei erhaltenen Werte zur Dosisabschätzung verwendet. In den letzten Jahren gelegentlich durchgeführte Untersuchungen von Käse brachten keine den obigen Werten widersprechenden Ergebnisse. Für Butter hat sich gezeigt, dass der Radiocäsiumgehalt etwa ein Drittel desjenigen der Milch beträgt.

Entsprechend dem Trocknungsgrad enthält Trockenmilch eine um einen Faktor 8 bis 10, Kondensmilch eine um einen Faktor 2 bis 3 höhere Radiocäsiumkonzentration als die Ausgangsmilch. Eine 1994 durchgeführte Untersuchung an sechs Milchpulverproben bestätigte erneut den obigen Wert.

Neben Cäsium-137 ist in der Milch auch das künstliche Radionuklid Strontium-90 zu finden. Strontium-90 stammt überwiegend noch aus den oberirdischen Kernwaffentests der Fünfziger- und Sechzigerjahre. Aus Abbildung 4.6.1.6., in der die Messwerte für Strontium-90 in der Rohmilch aus den Wiener Molkereien bzw. aus der Molkerei Baden (bis 1999) und ab 2000 für Kinderfrischmilch aus dem Handel dargestellt sind, ist ein allmähliches Absinken der Werte erkennbar. Aus den Daten ergibt sich für die Abnahme eine effektive Halbwertszeit von ca. 8 Jahren. Die Werte der Strontium-90-Konzentrationen betragen in letzter Zeit etwa 60 bis 80 mBq/l. Wegen der gegenüber dem Radiocäsium aus dem Tschernobylunfall viel gleichmäßigeren Verteilung von Strontium-90 sind diese Werte durchaus als für ganz Österreich repräsentativ anzusehen, was auch Messungen an Jahresmischproben von Rohmilch aus verschiedenen Sammeltouren bestätigen.

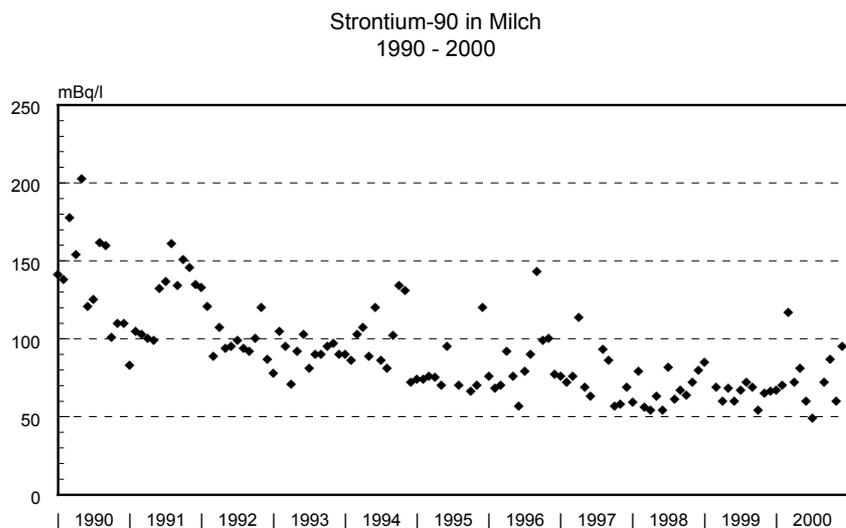


Abb. 4.6.1.6.: Strontium-90-Kontamination von Rohmilch aus Wiener Molkereien bzw. der Molkerei Baden (bis 1999) und von Kinderfrischmilch aus dem Handel (ab 2000)

In den Milchproben wird auch das natürliche Radionuklid Kalium-40 bestimmt. Da der Kaliumgehalt der Milch durch biochemische Mechanismen annähernd konstant gehalten wird, liegt der Mittelwert der Kalium-40-Konzentration mit rund 45 Bq/l naturgemäß ähnlich hoch wie in den Vorjahren.

4.6.2. Obst, Gemüse, Kartoffeln und Getreide

In den meisten landwirtschaftlich genutzten Böden wird Radiocäsium nach der Deposition relativ rasch an Tonminerale gebunden und steht daher im Laufe der Zeit immer weniger für eine Aufnahme durch Pflanzen zur Verfügung. Schon im Jahr 1988 – also zwei Jahre nach dem Tschernobylunfall – lagen daher die Cäsium-137-Gehalte in Obst, Gemüse, Kartoffeln und Getreide in den meisten Fällen an oder unterhalb der damals messtechnisch erreichten Nachweisgrenze. Trotz einer Senkung der Nachweisgrenze in den darauf folgenden Jahren konnte – aufgrund der immer geringer werdenden biologischen Verfügbarkeit – Cäsium-137 nur selten, und dann auch nur in geringen Mengen, nachgewiesen werden. Eine Ausnahme davon bildet lediglich im Wald wachsendes Beerenobst wie Heidelbeeren oder Preiselbeeren, das aus den zu Beginn dieses Kapitels erläuterten Gründen nach wie vor höhere Gehalte an Cäsium-137 aufweisen kann.

Im Berichtszeitraum wurden 43 Obstproben auf radioaktive Kontaminationen untersucht. Von den untersuchten Stein- und Kernobstproben enthielt keine einzige Cäsium-137 (Nachweisgrenze: ca. 0.2 Bq/kg). Die Kontamination von Beerenobst hängt davon ab, ob es sich um gezüchtetes oder im Wald gewachsenes handelt. Während gezüchtetes Beerenobst in der Regel nicht mehr bzw. nur sehr wenig kontaminiert ist, sind in Waldbeeren durchaus noch höhere Cäsium-137-Gehalte zu finden. Dies wurde auch durch die im Berichtszeitraum durchgeführten Untersuchungen erneut bestätigt. In den aus Zuchtbetrieben stammenden Erdbeer-, Himbeer- und auch Heidelbeerproben wurde Cäsium-137 nicht bzw. nur in geringen Mengen nachgewiesen. In wildwachsenden Heidelbeeren und Preiselbeeren hingegen wurden Cäsium-137-Gehalte bis zu 265 Bq/kg gefunden. Dabei traten große Schwankungsbreiten auf, die in erster Linie auf die regional unterschiedliche Bodenkontamination zurückzuführen sind. Der Mittelwert für wildwachsende Heidelbeeren lag im Jahr 2000 bei etwa 90 Bq/kg. Aus den vorliegenden Daten ergeben sich keine Hinweise auf einen signifikanten Rückgang der Cäsium-137-Gehalte von Waldbeeren im Laufe der letzten Jahre.

Bei Obst kann prinzipiell – da die Pflanzen in der Regel mehrjährig sind – eventuell nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl in die Pflanze aufgenommenes und dort gespeichertes Radiocäsium immer wieder während der Wachstumsphase in die Früchte verlagert werden (Translokation). Wie die Messungen der letzten Jahre zeigen, führt dies jedoch im Allgemeinen zu keiner nennenswerten Kontamination der Früchte. Bei Gemüse dagegen fehlt die Möglichkeit einer längerfristigen Speicherung und anschließenden Translokation, da die meisten Gemüsesorten jährlich neu angebaut werden. Somit bleibt nur die Aufnahme aus dem Boden, die wegen der starken Fixierung von Cäsium an Tonminerale im Allgemeinen äußerst gering ist, sowie insbesondere bei bodenberührenden Arten eine oberflächliche Verunreinigung durch kontaminiertes Bodenmaterial, die jedoch durch Reinigen leicht zu entfernen ist.

Dementsprechend wurde lediglich in acht der 28 untersuchten Gemüseproben Cäsium-137 nachgewiesen, wobei die Werte in allen Fällen unter 0.5 Bq/kg lagen.

Ebenso wie bei Obst und Gemüse wurde auch in der Mehrzahl der 18 untersuchten Kartoffelproben Radiocäsium nicht nachgewiesen. Lediglich drei Proben enthielten geringe Mengen an Cäsium-137 (etwa 0.1 Bq/kg).

Auch Getreide ist aufgrund der geringen Aufnahme von Radiocäsium wenig kontaminiert. So konnte lediglich in einem Viertel der Proben Cäsium-137 festgestellt werden, wobei die Gehalte in allen Fällen unter 0.3 Bq/kg lagen.

Das natürliche Radionuklid Kalium-40 ist in Obst, Gemüse, Kartoffeln und Getreide stets vorhanden. Die im Berichtszeitraum gemessenen Werte lagen im Bereich zwischen einigen zehn und einigen hundert Bq/kg und damit naturgemäß ähnlich hoch wie in den Jahren zuvor. Genauere Angaben über den Kalium-40-Gehalt sind in Vorberichten zu finden (/BKA 91/, /BMGK 95/, /BMGSK 94a/).

4.6.3. Fleisch

Der Cäsium-137-Gehalt von Fleisch hängt im Wesentlichen von der Kontamination der jeweiligen Futtermittel ab. Während beispielsweise in Fleisch von Schweinen – die hauptsächlich mit gering bis gar nicht kontaminierten pflanzlichen Produkten gefüttert werden – äußerst selten Radiocäsium gefunden wird, ist in Fleisch von Rindern – die in erster Linie mit Gras gefüttert werden – nach wie vor häufig Cäsium-137 nachzuweisen.

Aus organisatorischen Gründen konnten – anders als in den Vorjahren – im Jahr 2000 nur noch wenige Rind- und Kalbfleischproben untersucht werden. Die dabei ermittelten Werte weisen auf keine signifikanten Änderungen der Cäsium-137-Gehalte gegenüber den Werten der letzten Jahre hin, die im Mittel bei einigen Bq/kg lagen. (Auch die Milchwerte, die einen direkten Indikator für die Fleischkontamination darstellen, bestätigen diesen Hinweis.)

In den im Jahr 2000 untersuchten Schweine- und Geflügelfleischproben wurde Cäsium-137 wie schon in den Vorjahren nicht nachgewiesen. In einer Wurst aus Rind- und Schweinefleisch wurde ein Cäsium-137-Gehalt von etwa 4 Bq/kg festgestellt. Ebenso wurden in drei Fischproben geringe Mengen an Cäsium-137 gefunden, wobei alle Werte unter 3 Bq/kg lagen.

Die Cäsium-137-Kontamination von Wild ist teilweise nach wie vor relativ hoch. Auch hier treten – wie bei Rind – große Schwankungsbreiten auf, die durch Faktoren wie Depositions-

situation, Nahrungsangebot, Äsungsgewohnheiten der Tiere, Bodenbeschaffenheit etc. bedingt sind. So enthält Gatterwild, das den Hauptteil des konsumierten Wildes darstellt, in der Regel wenig Radiocäsium. Bei Wildfleisch aus höher kontaminierten Waldregionen hingegen sind noch immer Cäsium-137-Gehalte bis zu einigen tausend Bq/kg zu finden. Aufgrund der im Allgemeinen geringen Verzehrsmengen ist die sich daraus für die Bevölkerung ergebende Ingestionsdosis dennoch gering.

4.6.4. Pilze

Während in den meisten landwirtschaftlichen Produkten derzeit nur noch geringe Mengen an Cäsium-137 zu finden sind, misst man in wildwachsenden Pilzen und Beeren im Vergleich dazu deutlich höhere Gehalte. Der Grund dafür ist die zu Beginn dieses Kapitels erläuterte höhere biologische Verfügbarkeit von Radiocäsium in naturnahen Waldökosystemen. Wie in Kapitel 4.6.2. dargestellt, weisen Obst, Gemüse, Kartoffeln und Getreide in Österreich in der Regel Cäsium-137-Gehalte von weniger als 1 Bq/kg auf. In gewissen wildwachsenden Pilzen – wie beispielsweise Maronenröhrlingen – werden hingegen noch immer Cäsium-137-Werte bis zu einigen tausend Bq/kg gemessen. Die Mittelwerte für in Österreich gesammelte Steinpilze und Eierschwammerl liegen bei etwa 70 Bq/kg bzw. 200 Bq/kg. Im Vergleich dazu sind Parasole mit Werten von einigen Bq/kg eher gering kontaminiert. Bei Pilzen ist im Gegensatz zu den landwirtschaftlichen Produkten auch kaum eine Abnahme der Cäsium-137-Aktivitäten mit der Zeit zu beobachten. Ein Überblick über die Kontamination von Wildpilzen in Österreich ist im Anhang A.2. von /BKA 99/ gegeben.

Der Cäsium-137-Gehalt ist bei verschiedenen Pilzarten stark unterschiedlich. Diese Unterschiede scheinen ihre Ursache hauptsächlich in der jeweiligen Lebensweise der Pilze zu haben. Geringe Aktivitäten weisen in der Regel Parasiten, die sich von der Substanz ihrer Wirtspflanze ernähren, und Saprophyten (Fäulnisbewohner), die die Nährstoffe aus zerfallenden organischen Resten entnehmen, auf. Ein bekannter Vertreter der Parasiten ist der Hallimasch, der selten Werte über 100 Bq/kg aufweist. (Der Hallimasch kann aber auch als Saprophyt auf toten Baumstümpfen leben.) Zu den Saprophyten zählen beispielsweise die Champignons und die Riesenschirmlinge, zu denen der Parasol gehört. Bei diesen beiden Gattungen liegen die Cäsium-137-Werte überwiegend unter 10 Bq/kg.

Die dritte sehr wichtige Gruppe sind die Symbionten, die eine enge Lebensgemeinschaft mit höheren Pflanzen eingehen, und die, verglichen mit Parasiten und Saprophyten, in der Regel deutlich höhere Cäsium-137-Gehalte aufweisen. Die bemerkenswertesten Vertreter dieser Gruppe sind die Mykorrhizapilze, deren Myzelfäden mit den Wurzeln einer höheren Pflanze verbunden sind. Beide Partner ziehen Nutzen aus diesem Zusammenleben: Der Pilz versorgt die Pflanze mit Mineralstoffen, während die Pflanze an den Pilz Kohlenhydrate abtritt. In

dieser Versorgung der Pflanze mit Mineralstoffen wird die Ursache für die vergleichsweise hohen Radiocäsiumgehalte der Mykorrhizapilze vermutet. Die Pilze nehmen bei diesen Vorgängen nämlich mehr Mineralstoffe auf, als sie selbst benötigen. Mit den Mineralstoffen wird aber auch Cäsium aufgenommen, wodurch es zur Anreicherung von Cäsium im Pilz kommen kann. Zu den Mykorrhizapilzen zählen viele bekannte Speisepilze wie Röhrlinge, Täublinge und Milchlinge.

Vermutlich bedingt durch unterschiedlich stark ausgeprägte Symbiosen und physiologische Besonderheiten kommt es zwischen den Gattungen, aber auch zwischen den Arten innerhalb einer Gattung, zu großen Unterschieden im Radiocäsiumgehalt. Am gleichen Standort sind beispielsweise Maronnröhrlinge in der Regel deutlich höher kontaminiert als Steinpilze, obwohl beide Arten zur Gattung der Röhrlinge gehören.

Die Untersuchungen zeigen weiters, dass nicht nur innerhalb der Gattungen, sondern auch innerhalb der Arten enorme Schwankungen der Radiocäsiumgehalte auftreten. Allein durch die regional unterschiedliche Deposition von Radiocäsium infolge des Tschernobylunfalls lassen sich diese Schwankungen nicht erklären, und zwar selbst dann nicht, wenn man berücksichtigt, dass in Wäldern größere Variationen der Bodenkontamination gegeben sein können als auf freien Flächen. Daraus ergibt sich, dass neben der Bodenkontamination und den physiologischen Eigenschaften der Pilze auch anderen Faktoren das Ausmaß der Aufnahme von Radiocäsium aus dem Boden stark beeinflussen. Solche Faktoren sind beispielsweise Wald- und Bodenart, Bodenparameter wie pH-Wert, Feuchtigkeit etc., herrschende Wetterbedingungen sowie bei Mykorrhizapilzen und Parasiten auch die physiologischen Eigenschaften des Symbionten bzw. der Wirtspflanze.

Welche Strahlendosis ergibt sich nun aus dem Genuss von Pilzen? Dazu ein Beispiel: Werden bei einer Mahlzeit 200 g Eierschwammerl mit einer vergleichsweise hohen Kontamination von 1000 Bq/kg verzehrt, so ergibt sich daraus eine Ingestionsdosis von 0.0028 mSv. Dies ist wenig im Vergleich zur natürlichen Strahlenexposition, die im Mittel rund 3.2 mSv pro Jahr beträgt. Da normalerweise Wildpilze nicht in erheblichen Mengen verzehrt werden, ist die Ingestionsdosis selbst dann noch gering, wenn einige Pilze Cäsium-137-Gehalte über dem Grenzwert von 600 Bq/kg aufweisen.

Im Gegensatz zu den wildwachsenden Pilzen sind die üblicherweise in größeren Mengen verzehrten Zuchtpilze wie beispielsweise Zuchtchampignons und Austernpilze kaum bis gar nicht mit Radiocäsium kontaminiert. So wurde in den letzten Jahren bei keiner an diesen Pilzarten durchgeführten Untersuchung Cäsium-137 nachgewiesen.

4.6.5. Trink- und Quellwasser

Die Auswirkungen des Reaktorunfalls von Tschernobyl auf das Trinkwasser waren im Allgemeinen sehr gering. Lediglich in Zisternenwässern – die direkt kontaminiert wurden, und in denen noch immer Spuren von Cäsium-137 zu finden sind – sowie kurzzeitig in einigen Karstquellen, die von Wasser mit einer kurzen Verweilzeit im Boden und Gestein gespeist werden, konnte eine Kontamination nachgewiesen werden /BKA 88/. Stärkere Auswirkungen auf das Trinkwasser sind auch in Zukunft nicht zu erwarten, da das vom Tschernobylunfall einzig noch bedeutende Radiocäsium bereits in den obersten Bodenschichten sehr fest adsorbiert ist und daher – wenn überhaupt – nur in äußerst geringem Ausmaß ins Grundwasser und in der Folge ins Trinkwasser gelangen kann. Bekräftigt wird diese Annahme auch dadurch, dass selbst das bei den Kernwaffenversuchen der Fünfziger- und Sechzigerjahre freigesetzte Cäsium-137 im Trinkwasser noch immer nicht nachgewiesen wird.

Ein diesbezüglich anderes Verhalten zeigt Tritium, das ebenfalls bei den Kernwaffentests in großen Mengen erzeugt wurde. (Ein Teil des derzeit in der Biosphäre befindlichen Tritiums ist natürlichen Ursprungs.) Da nämlich Tritium in Form von tritiiertem Wasser (HTO) am Wasserkreislauf teilnimmt, ist es – wie in allen anderen Wässern – auch im Trinkwasser stets vorhanden. Die Mengen sind jedoch aus der Sicht des Strahlenschutzes unbedeutend.

Ebenfalls stets im Trinkwasser vorhanden sind natürliche Radionuklide wie Radium, Radon samt Folgeprodukten und Kalium-40. Der Gehalt an diesen Radionukliden hängt vom Ursprung der Trinkwässer ab und kann daher stark unterschiedlich sein. Ein Überblick über den Radon-222-Gehalt von österreichischen Grundwässern ist im Anhang A.1. von /BKA 99/ gegeben.

Regelmäßig kontrolliert wird das Trinkwasser der Landeshauptstädte, und zwar durch Untersuchungen von Monatssammelproben mittels Flüssigszintillationsspektrometrie. Wie in den Vorjahren wurden – abgesehen von Tritium – auch im Jahr 2000 bei diesen Messungen künstliche α - bzw. β -Strahler nicht nachgewiesen. Die gemessenen Tritiumwerte lagen – ähnlich wie in Niederschlägen und Oberflächenwässern – im Bereich von etwa 1 bis 3 Bq/l.

An den BALUen in Graz, Innsbruck, Linz und Wien werden täglich 100-ml-Proben aus dem Wasserleitungsnetz entnommen und zu einer Vierteljahressammelprobe vereinigt. Die gesamte Probe wird eingedampft und gammaspektrometrisch untersucht. Wie schon in den Vorjahren wurden dabei keine Radionuklide künstlichen Ursprungs festgestellt.

An der BALU Graz werden regelmäßig Monatssammelproben aus dem Grazer Wasserleitungsnetz sowie gelegentlich Trink- und Quellwasserproben verschiedener Herkunft mittels einer α + β -Low-Level-Anlage untersucht. Auch bei diesen Untersuchungen konnten keine

außergewöhnlichen Werte beobachtet werden. Die Gesamt- α + β -Konzentrationen in den Wässern lagen durchwegs unter 0.1 Bq/l, wobei Tritium und Radon bei dieser Messmethode jedoch nicht erfasst werden.

4.6.6. Gesamtnahrung

Durch Untersuchen der Gesamtnahrung werden direkte Informationen über die Aufnahme von Radionukliden durch den Menschen über die Nahrungskette erhalten. Deshalb wurde in den letzten Jahren an der BALU Graz begonnen, monatlich ein Menü aus der Zentralküche des Magistrates Graz gammaspektrometrisch zu untersuchen. Im Jahr 2000 wurden dabei Cäsium-137-Werte von maximal 0.2 Bq/kg gefunden. In nächster Zeit sollen auch an den übrigen BALUen Gesamtnahrungsprouben analysiert werden.

4.6.7. Sonstige Lebensmittel

Im Jahr 2000 wurden 11 Honigproben aus Österreich gammaspektrometrisch untersucht, wobei in vier Proben Cäsium-137 nachgewiesen wurde. Die Werte lagen zwischen 0.3 und 4.6 Bq/kg.

In allen sonstigen untersuchten Lebensmitteln (z.B.: Eier, Reis, Konfitüre, Süßwaren, Gewürze, Nüsse, Mandeln, Getränke, Kinder- und Säuglingsnahrungsmittel) wurden in der Regel keine künstlichen gammastrahlenden Nuklide nachgewiesen. Lediglich fünf der 41 Proben wiesen geringe Mengen an Cäsium-137 auf, wobei alle Werte unter 3 Bq/kg lagen.

4.6.8. Lebensmittel aus dem Ausland

Gemäß der Verordnung (EG) 1661/1999 der Kommission wurden im Berichtszeitraum alle Importe von Wildpilzen aus in der Verordnung genannten Drittländern auf Cäsium-137 kontrolliert. Bei diesen Kontrollen, die direkt an den in der Verordnung für Pilzimporte festgelegten Grenzübergängen erfolgten, wurden keine Grenzwertüberschreitungen festgestellt.

Neben diesen Grenzkontrollen wurden wie in den Vorjahren auch im Berichtszeitraum an den BALUen aus dem Ausland stammende Wildpilze auf radioaktive Kontaminationen untersucht. Die Proben wurden von Organen der Lebensmittelaufsicht in verschiedenen Verkaufsstellen gezogen. Kontrolliert wurden hauptsächlich Eierschwammerl, in geringerem Ausmaß aber auch Steinpilze. In Tabelle 4.6.8.1. sind die Cäsium-137-Werte für Eierschwammerl in tabellarischer Form zusammengefasst. Die höchsten Werte wurden für Eierschwammerl aus Litauen, Polen und Weißrussland gefunden. Im Unterschied zu 1998, wo von den insgesamt 188 untersuchten Eierschwammerln 13 den Grenzwert von 600 Bq/kg (für die Summe von

Cäsium-137 und Cäsium-134) überschritten, wurden wie schon im Vorjahr auch im Jahr 2000 keine Grenzwertüberschreitungen mehr festgestellt. Auch lagen die Durchschnittswerte in den Jahren 1999 und 2000 deutlich unter jenen des Jahres 1998 /BKA 99/. Die Werte für die untersuchten Steinpilze, bei denen ebenfalls keine Grenzwertwertüberschreitungen festgestellt wurden, lagen etwa bei einem Drittel der Werte für Eierschwammerl. Verglichen mit den durchschnittlichen Cäsium-137-Gehalten für österreichische Eierschwammerl und Steinpilze (etwa 200 Bq/kg bzw. 70 Bq/kg) liegen die Werte für die untersuchten Importpilze deutlich niedriger.

Tabelle 4.6.8.1.: Cäsium-137 in Eierschwammerln aus dem Ausland im Jahr 2000

Cäsium-137 in Eierschwammerln aus dem Ausland [Bq/kg Frischgewicht]						
Land	Anzahl	Mittelwert	Median	Minimum	Maximum	GWÜ
Bulgarien	3	3	3	3	3	0
Jugoslawien	1	3	3	3	3	0
Lettland	2	59	59	26	92	0
Litauen	8	55	27	2	244	0
Polen	8	57	45	7	193	0
Portugal	1	2	2	2	2	0
Russland	4	7	5	2	16	0
Slowakei	1	4	4	4	4	0
Türkei	1	7	7	7	7	0
Ungarn	1	25	25	25	25	0
Weißrussland	4	50	38	9	117	0
Gesamt	34	38	18	2	244	0

GWÜ...Anzahl der Grenzwertüberschreitungen

Neben Wildpilzen wurden im Jahr 2000 in geringem Ausmaß auch andere Lebensmittel aus dem Ausland untersucht. Dabei wurde Radiocäsium nicht nachgewiesen bzw. wurden keine ungewöhnlich hohen Werte gemessen.

4.6.9. Grenzwertregelung

Im Rahmen der nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl ergriffenen Schutz- und Sicherungsmaßnahmen wurden in Österreich für das Inverkehrbringen von Lebensmitteln Grenzwerte für deren Radionuklidgehalt eingeführt, wobei die Festlegung dieser Grenzwerte in erster Linie vom Prinzip der Dosisminimierung geleitet war.

Die Einführung von Grenzwerten ist primär eine Maßnahme zur Verminderung der Gesamtdosis – Grenzwerte können also nicht als Grenze zwischen „gefährlos“ und „gefährlich“ angesehen werden. Auch der gelegentliche Verzehr von Lebensmitteln mit überhöhten Werten stellt keine Gefährdung dar.

Gemäß der Verordnung (EWG) 737/90 des Rates der Europäischen Gemeinschaften über die Einfuhrbedingungen für landwirtschaftliche Erzeugnisse mit Ursprung in Drittländern nach dem Unfall im Kernkraftwerk Tschernobyl darf die maximale kumulierte Aktivität von Cäsium-134 und Cäsium-137 den Wert von 370 Bq/kg für Milch und bestimmte Milchprodukte sowie für Zubereitungen für Kleinkinder nicht überschreiten; für alle anderen Erzeugnisse liegt dieser Wert bei 600 Bq/kg. Diese Grenzwerte werden gemäß einer gemeinsamen Erklärung auch innerhalb der Europäischen Union angewendet.

Diese Verordnung (737/90/EWG), deren Gültigkeit mittlerweile durch die Verordnung (EG) 616/2000 des Rates der Europäischen Gemeinschaften bis 31. März 2010 verlängert wurde, ist infolge des Beitritts Österreichs zur Europäischen Union seit 1. April 1995 auch in Österreich unmittelbar anzuwenden.

Bereits ab dem zweiten Folgejahr nach dem Tschernobylunfall traten in Österreich Grenzwertüberschreitungen nur noch fallweise bei einigen Produkten aus höher kontaminierten Gebieten auf. Vom Standpunkt des Strahlenschutzes gesehen, stellten diese Überschreitungen kein Problem dar, da es sich dabei um Einzelfälle handelte und daher die Gesamtaktivitätszufuhr gering blieb.

Der Radiocäsiumgehalt aller im Jahr 2000 untersuchten Milchproben lag weit unterhalb des Grenzwertes von 370 Bq/l (für die Summe von Cäsium-134 und Cäsium-137). Mit etwa 0,8 Bq/l liegt der österreichweite Durchschnittswert der Cäsium-137-Kontamination der Milch bei etwa zwei Tausendstel des Grenzwertes.

Die Kontamination von Obst, Gemüse, Kartoffeln und Getreide lag im Allgemeinen ebenfalls weit unterhalb des Grenzwertes. Selbst der höchste gemessene Cäsium-137-Gehalt von Waldbeeren liegt mit 265 Bq/kg lediglich bei rund 44 % des Grenzwertes von 600 Bq/kg.

Abgesehen von Wildfleisch, wurden im Berichtszeitraum bei Fleisch keine Überschreitungen des Grenzwertes festgestellt. In Schweinefleisch und Geflügel wurde Radiocäsium überhaupt nicht mehr nachgewiesen. Der für Rind- und Kalbfleisch abgeschätzte österreichweite Mittelwert liegt unter 1 % des zulässigen Höchstwertes. Für Fisch wurden Maximalwerte von weniger als ein Prozent des Grenzwertes gemessen.

Bei Wildfleisch kommt es auch zurzeit noch immer wieder zu Grenzwertüberschreitungen. Wildfleisch wird normalerweise nicht in erheblichen Mengen verzehrt, weshalb die sich dadurch für den Menschen ergebende Strahlendosis trotz der zum Teil erhöhten Cäsium-137-Gehalte gering ist.

Relativ häufig treten Grenzwertüberschreitungen auch noch bei Wildpilzen auf. So lagen in den letzten Jahren etwa 70 % der untersuchten Maronenröhrlinge über dem Grenzwert von 600 Bq/kg. (Maronenröhrlinge und Reispilze weisen sogar im Mittel noch immer Cäsium-137-Gehalte über dem Grenzwert auf.) Bei den als Speisepilze sehr geschätzten Eierschwammerln wurden in rund 9 % der Proben Werte über dem Grenzwert festgestellt, wobei es sich dabei in allen Fällen um in Österreich gesammelte Schwammerl handelte. Bei Steinpilzen kam es zu keinen Grenzwertüberschreitungen. Trotz der teilweise auftretenden erhöhten Werte ist auch bei Wildpilzen – wie bei Wildfleisch – aufgrund der im Allgemeinen geringen Konsumraten die dadurch entstehende Strahlendosis ohne Bedeutung.

5. Ergebnisse aus der Anlagenüberwachung

Aus den an Abluft und Abwasser der Anlagen des Österreichischen Forschungszentrums Seibersdorf (ÖFZS) und des Atominstututs der Österreichischen Universitäten (AI) durchgeführten behördlichen Kontrollmessungen und der jeweiligen betriebsinternen Eigenüberwachung geht hervor, dass die von der zuständigen Behörde festgelegten Höchstwerte für die Ableitung radioaktiver Stoffe an die Umgebung im Jahr 2000 in allen Fällen eingehalten wurden. Die tatsächlich an die Umgebung abgegebenen Aktivitäten liegen im Allgemeinen weit unter den genehmigten Werten. Bei der Umgebungsüberwachung wurden keine unzulässig hohen Ortsdosen oder Immissionen festgestellt.

Die in den folgenden Kapiteln angegebenen Werte für die Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Abluft und dem Abwasser stammen großteils aus den Jahresberichten und aus zusätzlichen Angaben der Strahlenschutzabteilung des ÖFZS bzw. des AI. Die behördliche Prüfung dieser Abgabebilanzen auf Vollständigkeit und Plausibilität ergab keinen Hinweis auf Unstimmigkeiten. Die Ergebnisse der durchgeführten Kontrollmessungen bestätigen im Allgemeinen die Resultate aus der betriebsinternen Eigenüberwachung.

5.1. Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf

5.1.1. Emissionen radioaktiver Stoffe

Abluft

ASTRA-Reaktor

Obwohl der Forschungsreaktor am 31. Juli 1999 endgültig abgeschaltet wurde, wurde die Kontrolle der Reaktorhallenabluft sowohl seitens des Betreibers als auch von der Behörde unverändert weitergeführt. Erwartungsgemäß wurden dabei im Jahr 2000 – mit Ausnahme von Tritium – keine nennenswerten Abgaben an künstlichen Radionukliden festgestellt. Das abgegebene Tritium stammt aus verdunstetem Beckenwasser und erreichte mit einer Jahresabgabe von 7.46×10^{11} Bq etwa 0.13 % des maximal zulässigen Wertes.

Verbrennungsanlage

Die Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Abluft aus der Verbrennungsanlage und die Mittelwerte der Aktivitätskonzentration sind in Tabelle 5.1.1.1. für das Jahr 2000 angeführt. Ein Vergleich der ermittelten Konzentrationen mit den ebenfalls in der Tabelle enthaltenen maximal zulässigen Werten zeigt, dass die tatsächlich abgegebenen Mengen weit unter den laut Bewilligungsbescheid zulässigen Werten liegen.

Tabelle 5.1.1.1.: Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Abluft aus der Verbrennungsanlage des ÖFZS im Jahr 2000

	Jahres-emission [kBq]	mittlere Aktivitätskonzentration [mBq/m³]	max. zulässige Aktivitätskonzentration [mBq/m³]	Verhältnis tatsächlicher zu maximal zulässiger Abgabemenge
Alpha	409	1.56	5920	2.6×10^{-4}
Beta	1207	4.60	370000	1.2×10^{-5}
Tritium	9.69×10^5	13.7×10^3	7.4×10^{10}	1.9×10^{-7}

Chemische Verfahrenstechnik

Die Überwachung der Labors der Abteilung Chemische Verfahrenstechnik und des Heißzellenlaboratoriums auf Abgabe an radioaktiven Aerosolen ergab, dass die im Jahr 2000 in der Abluft festgestellten Aerosolaktivitäten im Wesentlichen der Konzentration an langlebigen natürlichen Radionukliden in der Luft entsprechen. Lediglich auf den Aerosolfiltern des Radiopharmakalabors DD 1-43, in dem Radioiod für die Nuklearmedizin verarbeitet wird, wurden zeitweise höhere Werte registriert. Gammaspktrometrische Untersuchungen haben gezeigt, dass diese Erhöhungen auf Iod-131 und Iod-123 zurückzuführen sind. Die Werte für die beiden Iodisotope lagen weit unter den zulässigen Höchstwerten.

Tabelle 5.1.1.2.: Radioiodabgabe mit der Abluft aus der Radiopharmakaproduktion des ÖFZS im Jahr 2000

Labor	Nuklid	Jahres-emission [MBq]	mittlere Aktivitätskonz. [Bq/m³]	HZK 168 [Bq/m³] bzw. abgeleiteter Wert*	Verhältnis von Konz. in der Abluft zu HZK 168 in [%]
DD 1-43	Iod-131	0.8	0.04	111	0.04
	Iod-123	9324	413	11100	3.72
DD 1-44	Iod-131	3.8	0.5	111	0.45
	Iod-123	11	1.5	11100	0.01

* Für I-123 ist in der Strahlenschutzverordnung kein HZK-168-Wert angegeben; der hier angeführte Wert wurde aus dem HZK-168-Wert für I-131 unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Radiotoxizität dieser beiden Nuklide ermittelt (Dosiskoeffizienten aus der Richtlinie 96/29/Euratom des Rates vom 13. Mai 1996)

Die Radioiodabgabe aus den beiden Iodlaboratorien wird mittels Aktivkohlepatronen überwacht. Wie die Werte in Tabelle 5.1.1.2. zeigen, liegen die in der Kaminabluft gemessenen Konzentrationen für Iod-131 weit unter den gemäß Strahlenschutzverordnung, Anlage 5, Tabelle A höchstzulässigen Konzentrationen in der Atemluft bei 168-stündiger Exposition pro Woche (HZK 168).

Abwasser

In Tabelle 5.1.1.3. sind die für das Jahr 2000 ermittelten Ableitungen radioaktiver Stoffe mit dem Abwasser sowie die entsprechenden mittleren Aktivitätskonzentrationen zusammengestellt. Ein Vergleich dieser Werte mit den im strahlenschutzrechtlichen Bewilligungsbescheid festgelegten maximalen Aktivitätswerten zeigt, dass die tatsächlich abgegebenen Aktivitäten in Summe im Jahr 2000 etwa 7.6 % des Genehmigungswertes für die jährliche Emission an Radionukliden betragen. Aus den behördlichen Kontrollmessungen geht hervor, dass die in Tabelle 5.1.1.3. angeführten Beta-Aktivitäten unter anderem auf Cobalt-60 (Halbwertszeit 5.27 Jahre) und Cäsium-137 zurückzuführen sind.

Tabelle 5.1.1.3.: Ableitung radioaktiver Stoffe mit dem Abwasser des ÖFZS im Jahr 2000

	Alpha	Beta	Kohlenstoff-14	Tritium
Jahresemission [MBq]	9	247	1300	51000
mittlere Aktivitätskonzentration [Bq/l]	0.3	7.2	40	1580

5.1.2. Umgebungsüberwachung

Die vom ÖFZS im Betriebsgelände und in seiner Umgebung durchgeführten Messungen der externen Strahlung ergaben Werte, wie sie – bedingt durch die natürliche terrestrische und kosmische Strahlung – in dieser Gegend Österreichs üblich sind (ca. 0.72 mSv). Lediglich an den Messstellen Abfallverarbeitung, Lagerhalle Süd und Lagerhalle West wurden leicht erhöhte Werte registriert (0.84 mSv, 1.02 mSv bzw. 1.16 mSv). Diese Erhöhungen können auf zeitlich begrenzte Manipulationen von Abfallfässern in diesen Bereichen zurückgeführt werden.

Bei der kontinuierlichen Überwachung der Aerosolaktivität der bodennahen Luft im Betriebsgelände konnten keine Abweichungen von der üblicherweise in Luft vorhandenen natürlichen Radioaktivität festgestellt werden. Ebenso lieferte die Untersuchung der Grund- und Oberflächenwässer sowie der Dachabwässer keine Hinweise auf das Vorhandensein von aus dem ÖFZS stammenden künstlichen Radionukliden. Aus der Kontrolle von Boden, Bewuchs und Niederschlag sowie von agrarischen Produkten aus der Umgebung der Anlage geht hervor, dass der Betrieb des Forschungszentrums im Berichtszeitraum keine Belastung durch radioaktive Emissionen für die Umgebung darstellte. Die Analyse von Sedimentproben und biologischem Material aus dem Leitha-Mühl-Kanal, in den die Abwässer des ÖFZS eingeleitet werden, ergab, dass praktisch kein Einfluss durch die Betriebsabwässer auf den Leitha-Mühl-Kanal gegeben war. So lag der Gesamt- α - und Gesamt- β -Gehalt sowohl für die oberhalb als auch für die unterhalb der Abwassereinleitstelle entnommenen Proben innerhalb der Schwankungsbreite der natürlichen Aktivität.

Nuklidspezifische Untersuchungen an Proben aus dem Leitha-Mühl-Kanal zeigten, dass – wie schon in den Vorjahren – einige dieser Proben geringe Mengen an den künstlichen Nukliden Cäsium-137 und Cobalt-60 enthalten. Während Cäsium-137 im Wesentlichen aus dem Tschernobylunfall und den Kernwaffentests stammt, ist Cobalt-60 auf Emissionen des ÖFZS zurückzuführen. Die gefundenen Aktivitätsgehalte liegen jedoch weit unter denen natürlicher Radionuklide.

Die von der BALUF Wien bzw. dem BFL Wien durchgeführte Umgebungsüberwachung bestätigt im Wesentlichen die Ergebnisse der betriebsinternen Eigenkontrolle und zeigt, dass der Betrieb der Anlage praktisch keine Auswirkungen auf die Umgebung des ÖFZS hat. Im Zuge der Kontrollen wurden in einigen Medien die künstlichen Radionuklide Cäsium-137 und Tritium gefunden. Aus den gemessenen Werten geht jedoch hervor, dass diese Nuklide nicht aus dem Forschungszentrum, sondern aus dem Reaktorunfall von Tschernobyl bzw. aus den oberirdischen Kernwaffentests stammen.

5.2. Atominstitut der Österreichischen Universitäten

5.2.1. Emissionen radioaktiver Stoffe

Abluft

Die in der Reaktorhallenabluft festgestellten Aerosolaktivitäten lagen im Jahr 2000 im Bereich der natürlichen Aerosolaktivität in der Außenluft bzw. wegen der Rückhaltewirkung der Abluftfilter darunter. Iod-131 wurde im Berichtszeitraum in der Abluft der Reaktorhalle nicht nachgewiesen. Die Abgabe an Argon-41 betrug im Jahr 2000 etwa 948 GBq, was ca. 0.92 % des maximal zulässigen Abgabewertes entspricht.

Abwasser

In die Abwassertanks des AI gelangen neben den Abwässern aus dem Reaktorbereich selbst auch noch Ableitungen aus den verschiedenen wissenschaftlichen Labors. Vor der Entleerung eines Abwassertanks wird sein Inhalt sowohl vom AI als auch vom der BFL Wien auf seinen Radionuklidgehalt untersucht. In Tabelle 5.2.1.1. ist die Abgabebilanz für das Jahr 2000 zusammengestellt (die Werte stammen aus den Messungen des BFL). Die am AI mittels Proportionalzähler durchgeführten α + β -Messungen weisen auf keine größeren, nicht schon in Tabelle 5.2.1.1. berücksichtigte Radionuklidabgaben hin. Ein Vergleich dieser Werte mit den behördlich festgelegten Maximalwerten zeigt, dass die tatsächlich abgegebenen Aktivitäten im Jahr 2000 weit unter den maximal zulässigen Abgabewerten lagen.

Tabelle 5.2.1.1.: Konzentration radioaktiver Stoffe im bzw. Ableitung radioaktiver Stoffe mit dem Abwasser des AI im Jahr 2000

Radionuklide im Abwasser des AI			
Radionuklid	Halbwertszeit	Jahresabgabe [kBq]	Konzentrationsbereich [Bq/l]
α + β -Gesamt	–	2710	1.1 – 84
Tritium	12.3 Jahre	6790	n.n. – 154
Americium-241	433 Jahre	293	n.n. – 8.6
Barium-133	10.6 Jahre	45	n.n. – 1.5
Cobalt-57	271.8 Tage	24	n.n. – 1.2
Cobalt-60	5.3 Jahre	279	0.2 – 8.0
Cäsium-134	2.1 Jahre	47	n.n. – 1.4
Cäsium-137	30.1 Jahre	201	0.2 – 5.1
Europium-152	12.7 Jahre	99	n.n. – 3.2
Mangan-54	312.2 Tage	6	n.n. – 0.2
Silber-110m	249.9 Tage	31	n.n. – 0.7
Scandium-46	83.9 Tage	4	n.n. – 0.2
Zink-65	243.8 Tage	54	n.n. – 1.4

n.n. ... nicht nachgewiesen

5.2.2. Umgebungsüberwachung

Die im Rahmen der betriebsinternen Eigenüberwachung durchgeführte Messung der externen Strahlung in der Umgebung des AI lieferte Werte, wie sie – bedingt durch die natürliche terrestrische und kosmische Strahlung – auch an anderen Stellen in Wien zu finden sind.

Die kontinuierliche Überwachung der Aerosolaktivität in der bodennahen Luft lieferte keinen Hinweis auf künstliche radioaktive Immissionen. Die dabei gemessenen Werte entsprechen der üblicherweise in Luft vorhandenen Menge an natürlichen Radionukliden. Ebenso wurden bei der Untersuchung von Wasser- und Sedimentproben aus dem Donaukanal, in den die Abwässer des AI eingeleitet werden, sowie bei der Kontrolle der Grundwässer keine Abweichungen von der in diesen Medien vorhandenen natürlichen Radioaktivität festgestellt. Bei den gammaspektrometrischen Untersuchungen von Boden- und Bewuchsproben wurde das künstliche Radionuklid Cäsium-137 nachgewiesen. Die gefundenen Aktivitäten liegen jedoch in einem Bereich, der für diese Probenarten seit dem Tschernobylunfall auch an anderen Orten im Wiener Raum üblich ist.

Von der BALUF Wien bzw. dem BFL Wien wurden im Rahmen der Umgebungsüberwachung im Wesentlichen die gleichen Medien beprobt und untersucht wie vom AI. Ebenso wie die betriebsinterne Überwachung bestätigen die Ergebnisse der BALUF bzw. des BFL, dass

der Betrieb der Anlage praktisch keine Auswirkungen auf die Umgebung des AI hat. Die in einigen Medien nachgewiesenen künstlichen Radionuklide Cäsium-137 und Tritium stammen – wie aus den gemessenen Werten hervorgeht – aus dem Tschernobylunfall bzw. aus den oberirdischen Kernwaffenversuchen.

6. Strahlenexposition der Bevölkerung

Die Strahlenexposition der Bevölkerung ist derzeit weitgehend durch natürliche Strahlenquellen bedingt. Zu dieser natürlichen Strahlenexposition tragen das radioaktive Edelgas Radon und seine kurzlebigen Folgeprodukte über die Inhalation im Mittel etwas mehr als die Hälfte bei. Etwa ein Drittel der natürlichen Strahlenexposition erfolgt über Bestrahlung von außen durch kosmische Strahlung und durch terrestrische Gammastrahlung. Von geringerer Bedeutung ist die Aufnahme natürlicher Radionuklide über Trinkwasser und Nahrung (Ingestion), die im Mittel nur etwa ein Zehntel der natürlichen Strahlendosis bewirkt.

Die Anwendung radioaktiver Stoffe und ionisierender Strahlen in der Medizin liefert nach den natürlichen Strahlenquellen den größten Beitrag zur Strahlendosis der Bevölkerung. Die durch medizinische Anwendungen verursachte Dosis verteilt sich jedoch sehr ungleichmäßig auf die Bevölkerung.

In den Jahren 1986 und 1987 kam es in Österreich infolge des Reaktorunfalls von Tschernobyl zu einem Anstieg der mittleren Strahlenexposition der Bevölkerung um durchschnittlich etwa 10 % (/BKA 88/, /Mück 95/). In den darauf folgenden Jahren ging die durch den Tschernobyl-Fallout bewirkte Strahlendosis stark zurück und lag im Berichtszeitraum schon deutlich unter 1 % der Gesamtdosis.

Die durch den Betrieb von Kernanlagen, durch die Verwendung von radioaktiven Stoffen und ionisierenden Strahlen in Forschung, Technik und Haushalt sowie durch den Kernwaffen-Fallout bewirkte Strahlenexposition der Bevölkerung ist im Vergleich zur natürlichen Strahlenexposition sehr gering.

6.1. Natürliche Strahlenexposition

Die natürliche Strahlenexposition setzt sich aus der externen Strahlenexposition durch kosmische und terrestrische Strahlung und der internen Strahlenexposition durch Inkorporation von natürlichen radioaktiven Stoffen über Inhalation und Ingestion zusammen. Durch zivile Maßnahmen – wie beispielsweise das Senken der Ventilationsrate in Gebäuden, was zu einer Anreicherung von Radon führen kann – kann es unter Umständen zu beträchtlichen Erhöhungen der natürlichen Strahlenexposition kommen.

6.1.1. Externe Strahlenexposition

Die externe Strahlenexposition setzt sich aus einer kosmischen und einer terrestrischen Komponente zusammen. Die kosmische Komponente wird im Wesentlichen durch den Photonenanteil (Gamma- und Röntgenstrahlen) der Höhenstrahlung bewirkt. Aufgrund der Absorption

in der Atmosphäre hängt die durch sie verursachte Dosis stark von der Seehöhe ab. Die terrestrische Komponente der externen Strahlenexposition entsteht hauptsächlich durch die Gammastrahlung des Kalium-40 sowie der Radionuklide der natürlichen Zerfallsreihen. Im Freien hängt daher die Höhe der durch sie bewirkten Dosis in erster Linie vom Radionuklidgehalt des Bodens ab, in Gebäuden ist der Radionuklidgehalt der verwendeten Baumaterialien bestimmend. In Gebäuden kommt es auch zu einer gewissen, von der Bauweise und den verwendeten Baustoffen abhängigen Abschirmung gegenüber der Boden- und Höhenstrahlung. Dementsprechend ist die externe Strahlenexposition im Freien anders als in Gebäuden und regional unterschiedlich.

Die Höhe der externen Strahlenexposition der österreichischen Bevölkerung durch natürliche Strahlenquellen wurde bereits früher von Tschirf et al. abgeschätzt. Danach kommt es bei einem ganzjährigen Aufenthalt im Freien durch die terrestrische Strahlung im Mittel zu einer Dosis von etwa 0.43 mSv, durch die kosmische Strahlung zu einer von etwa 0.35 mSv, und somit zu einer gesamten Jahresdosis von 0.78 mSv /Tschirf 75/. Dieser Wert wird durch die mit dem Strahlenfrühwarnsystem erhaltenen Ergebnisse bestätigt, wonach der österreichweite Mittelwert der Gammaortsdosisleistung etwa 90 nSv pro Stunde beträgt, was zu einer jährlichen Strahlendosis von 0.79 mSv führt. Wie bereits oben erwähnt, sind – abhängig von der Abschirmwirkung des Baumaterials gegenüber der Boden- und Höhenstrahlung sowie vom Radionuklidgehalt der verwendeten Baustoffe – die Werte der externen Strahlenexposition in Gebäuden anders als im Freien. Für Innenräume ergibt sich für die durch externe Bestrahlung bewirkte Dosis mit 1.1 mSv pro Jahr im Mittel ein etwas höherer Wert als im Freien /Tschirf 80/. Unter der Annahme eines Aufenthalts in Innenräumen während 80 % des Tages errechnet sich für Österreich ein Gesamtwert von etwa 1 mSv pro Einwohner und Jahr für die externe Strahlendosis /Tschirf 80/.

6.1.2. Interne Strahlenexposition

Neben der Bestrahlung von außen durch die kosmische Strahlung und die terrestrische Gammastrahlung ist die Bestrahlung von innen durch im Körper befindliche natürliche Radionuklide die zweite Komponente der natürlichen Strahlenexposition. In den Körper gelangen die Radionuklide hauptsächlich über Inhalation und Ingestion – andere Inkorporationsmechanismen wie Aufnahme über die Haut oder über Wunden spielen im Normalfall keine Rolle.

Inhalation

Die Inhalation des radioaktiven Edelgases Radon und seiner kurzlebigen Folgeprodukte liefert den Hauptbeitrag zur internen Strahlenexposition der Bevölkerung. Die Erhebung von repräsentativen Werten für Österreich erfolgte in einer vom damaligen Gesundheitsressort

initiierten und anschließend von den jeweils zuständigen Ressorts weitergeführten Studie (Österreichisches nationales Radonprojekt, ÖNRAP). Einzelheiten über dieses Projekt sind in /BMGSK 92b/, BMGSK 94b/ und /Friedmann 96/ zu finden. Aus den erhobenen Daten wurde ein österreichweiter Durchschnittswert für die durch Radon bewirkte Dosis von etwa 1.6 mSv pro Einwohner und Jahr abgeschätzt. In Einzelfällen kommt es aber auch zu wesentlich höheren Werten. Die Inhalationsdosis durch Radon wird fast zur Gänze durch den Aufenthalt in Gebäuden bewirkt. Wegen der im Freien wesentlich geringeren Radonkonzentrationen und kürzeren Aufenthaltsdauer ergibt sich für den Aufenthalt im Freien nur eine Dosis von weniger als 0.1 mSv pro Jahr.

Durch den Gehalt von Tabak an den langlebigen Radonfolgeprodukten Polonium-210 und Blei-210 kommt es für Raucher zu einer zusätzlichen Inhalationsdosis. Aus den in /Watson 85/ angeführten Werten kann eine durch Rauchen bewirkte effektive Äquivalentdosis im Bereich von etwa 0.01 bis 0.45 mSv pro Jahr abgeleitet werden.

Der Beitrag des natürlichen Radionuklids Beryllium-7 zur Inhalationsdosis ist mit einigen Millionstel Millisievert pro Jahr vernachlässigbar gering.

Ingestion

Von den über Trinkwasser und Nahrung aufgenommenen natürlichen Radionukliden tragen nur Kalium-40 sowie Nuklide der Uran-Radium- und der Thorium-Zerfallsreihe wesentlich zur Ingestionsdosis bei. Sie bewirken im Mittel zusammen eine jährliche Dosis von etwa 0.31 mSv pro Person, wovon 0.17 mSv auf Kalium-40 und 0.14 mSv auf Radionuklide aus den Zerfallsreihen – und zwar hauptsächlich auf Blei-210 und Polonium-210 – fallen (Werte aus /UNSCEAR 00/). Der Wert für Kalium-40 ist keinen großen Schwankungen unterworfen, da der Gehalt des Körpers an Kalium homöostatisch geregelt ist. Hingegen kann beispielsweise ein lokal erhöhter Radium- oder Radongehalt des Trinkwassers eine Ingestionsdosis bewirken, die beträchtlich über dem angeführten Mittelwert liegt.

6.2. Zivilisatorische Strahlenexposition

Die zivilisatorische Strahlenexposition resultiert aus der Anwendung radioaktiver Stoffe und ionisierender Strahlen in Medizin, Forschung, Technik und Haushalt, aus dem Betrieb kerntechnischer Anlagen sowie aus den bei den oberirdischen Kernwaffenversuchen und beim Reaktorunfall von Tschernobyl in die Umwelt freigesetzten Radionukliden. Die durch medizinische Anwendungen verursachte Strahlendosis liegt im Mittel bei etwa 1.3 mSv pro Einwohner und Jahr. Alle anderen genannten Quellen bewirkten im Berichtszeitraum zusammen jährlich weniger als 0.1 mSv.

6.2.1. Anwendung radioaktiver Stoffe und ionisierender Strahlen in der Medizin

Die aus der Anwendung radioaktiver Stoffe und ionisierender Strahlen in der Medizin sich ergebende mittlere effektive Dosis kann aufgrund internationaler Erfahrungen auf etwa 1.3 mSv pro Einwohner und Jahr geschätzt werden, wobei der Großteil dieser Dosis durch die Röntgendiagnostik verursacht wird. Die Nuklearmedizin beispielsweise liefert im Vergleich dazu wegen der geringeren Anwendungshäufigkeit und der zum Teil auch niedrigeren effektiven Dosis je Untersuchung einen wesentlich kleineren Beitrag zur Strahlenexposition der Bevölkerung. Die in der Umwelt nachgewiesenen, aus nuklearmedizinischen Anwendungen stammenden Radionuklide sind für die Bevölkerungsdosis ohne Bedeutung.

Wie bereits oben erwähnt, verteilt sich die medizinisch bedingte Strahlenexposition sehr ungleichmäßig auf die Bevölkerung, weshalb die Ableitung von Risikogrößen für die allgemeine Bevölkerung problematisch ist. Zur Berücksichtigung möglicher genetischer Strahlenschäden wird nicht nur die effektive Dosis betrachtet, sondern auch die bei den verschiedenen Anwendungen durch Direkt- oder Streustrahlung bewirkte Gonadendosis. Bei Kenntnis der Untersuchungshäufigkeit, des Alters der untersuchten Personen und weiterer statistischer Daten lässt sich aus den einzelnen Gonadendosiswerten die genetisch signifikante Strahlendosis für die Gesamtbevölkerung ermitteln, die ein gewisses Maß für das allgemeine, medizinisch bedingte Strahlenrisiko darstellt.

In Österreich liegt die genetisch signifikante Dosis für die Röntgendiagnostik bei 0.425 mSv /Kallinger 79a/, für die Strahlentherapie bei 0.0165 mSv /Kallinger 79b/ und für die nuklearmedizinische Diagnostik bei 0.005 mSv pro Einwohner und Jahr /Frischauf 80/. Insgesamt ergibt sich für die genetisch signifikante Dosis somit ein Wert von etwa 0.447 mSv pro Einwohner und Jahr.

Bei gewissenhafter Anwendung ionisierender Strahlen und radioaktiver Stoffe in der medizinischen Diagnostik und Therapie resultiert daraus ein Strahlenrisiko, das gegenüber dem Nutzen für den Patienten weit in den Hintergrund tritt. Dies sollte bei der Wertung der Strahlenexposition durch medizinische Anwendungen stets berücksichtigt werden.

6.2.2. Anwendung radioaktiver Stoffe und ionisierender Strahlen in Forschung, Technik und Haushalt

In Forschung, Technik und Haushalt werden auch Industrieerzeugnisse verwendet, die radioaktive Stoffe verschiedener Art und Aktivität enthalten. Beispiele dafür sind bestimmte wissenschaftliche Instrumente, Ionisationsrauchmelder, aber auch Konsumprodukte wie Uhren mit tritiumhaltigen Leuchtziffern. Weiters werden bei einigen technischen Prozessen zur Messung, Steuerung oder Qualitätskontrolle Strahlenquellen eingesetzt (z.B.: Schweißnaht-

prüfungen, Füllstands-, Dicke- und Dichtemessungen). Der Umgang mit diesen Strahlenquellen sowie die Zulassung von Industrieerzeugnissen, die radioaktive Stoffe enthalten, ist gesetzlich geregelt und bedarf in bestimmten Fällen einer Genehmigung. Eine genaue Bestimmung der durch die Anwendung ionisierender Strahlen und radioaktiver Stoffe in diesen Bereichen für die Bevölkerung bewirkten Strahlendosis ist kaum durchführbar. Im Mittel liegt sie jedoch mit Sicherheit unter 0.02 mSv pro Einwohner und Jahr.

6.2.3. Berufliche Tätigkeit

Vor allem im medizinischen Bereich, aber auch in Forschung, Industrie und Gewerbe sowie im öffentlichen Dienst sind beruflich strahlenexponierte Personen tätig. Die physikalische Kontrolle der Strahlenexposition dieses Personenkreises ist gesetzlich vorgeschrieben.

Die sich in Österreich aufgrund beruflicher Strahlenexposition für die Gesamtbevölkerung ergebende mittlere Strahlendosis kann auf etwa 0.05 mSv pro Einwohner und Jahr geschätzt werden. Die Abschätzung erfolgte durch Vergleich einer für einen Teilbereich in Österreich durchgeführten Studie /Duftschmid 81/ mit Ergebnissen ausländischer Arbeiten. Den größten Beitrag zur Dosis der Gesamtbevölkerung liefern die Tätigkeiten im medizinischen Bereich. Wie die medizinisch bedingte Strahlenexposition ist auch die beruflich bedingte ungleichmäßig auf die Bevölkerung verteilt.

6.2.4. Fallout von Kernwaffenversuchen

Im Zeitraum von 1945 bis 1980 wurden insgesamt 418 Kernwaffentests in der freien Atmosphäre durchgeführt, die eine weltweite Kontamination mit künstlichen Radionukliden zur Folge hatten. Nach Einstellen der oberirdischen Tests durch die USA, die damalige UdSSR und Großbritannien Ende 1962 geht seit etwa Mitte der sechziger Jahre der Pegel der durch diese Versuche verursachten Umweltradioaktivität ständig zurück. Heute sind von den damals freigesetzten Radionukliden nur noch wenige nachweisbar – auch ihre Konzentrationen in den einzelnen Medien sind mittlerweile schon sehr gering. Der zurzeit geleistete Beitrag des Kernwaffen-Fallouts zur Strahlendosis der österreichischen Bevölkerung kann auf weniger als 0.01 mSv pro Einwohner und Jahr geschätzt werden.

6.2.5. Kerntechnische Anlagen

Die durch den Betrieb der kerntechnischen Anlagen des Österreichischen Forschungszentrums Seibersdorf und des Atominstututs der Österreichischen Universitäten sich für die Bevölkerung ergebende Strahlendosis ist vernachlässigbar gering. Auch der Normalbetrieb von Kernanlagen im Ausland führt zu praktisch keinen Expositionen für die österreichische Bevölkerung.

6.2.6. Reaktorunfall von Tschernobyl

Die durch den Reaktorunfall von Tschernobyl verursachte mittlere jährliche Strahlendosis für die Bevölkerung ist von ca. 0.4 mSv pro Einwohner im Jahr 1986 /BKA 88/ auf unter 0.01 mSv im Jahr 2000 zurückgegangen. Sie wurde im Berichtszeitraum fast ausschließlich durch Cäsium-137 bewirkt, andere in der Folge des Reaktorunfalls deponierte Radionuklide spielten – aufgrund ihrer kurzen Halbwertszeiten und/oder der geringen Mengen, die nach Österreich gelangten – praktisch keine Rolle mehr.

Während in den ersten Jahren nach dem Reaktorunfall die Ingestion den dominierenden Expositionspfad darstellte, trägt zurzeit die Bestrahlung von außen mehr als die Ingestion zur Gesamtdosis bei. Die Inhalation war nur in den ersten Tagen nach dem Tschernobylunfall während des Durchzugs der radioaktiv kontaminierten Luftmassen von Bedeutung und steuerte mit ca. 0.025 mSv etwa 6 % zur Gesamtdosis im Jahr 1986 bei /BKA 88/. In den Folgejahren war die durch Inhalation von resuspendierten kontaminierten Bodenpartikeln bewirkte Dosis mit einigen Millionstel Millisievert pro Einwohner und Jahr vernachlässigbar gering.

Die externe Strahlenexposition der österreichischen Bevölkerung durch den Reaktorunfall von Tschernobyl resultierte im Jahr 2000 praktisch zur Gänze aus der Gammastrahlung des im Jahr 1986 deponierten Radiocäsiums und führte im Mittel zu einer Jahresdosis von einigen μ Sv pro Einwohner. Sie ist somit auf weniger als 10 % der für 1986 ermittelten Dosis von etwa 0.094 mSv zurückgegangen, zu der damals neben Radiocäsium auch andere, kürzer lebige Nuklide beigetragen haben /BKA 88/.

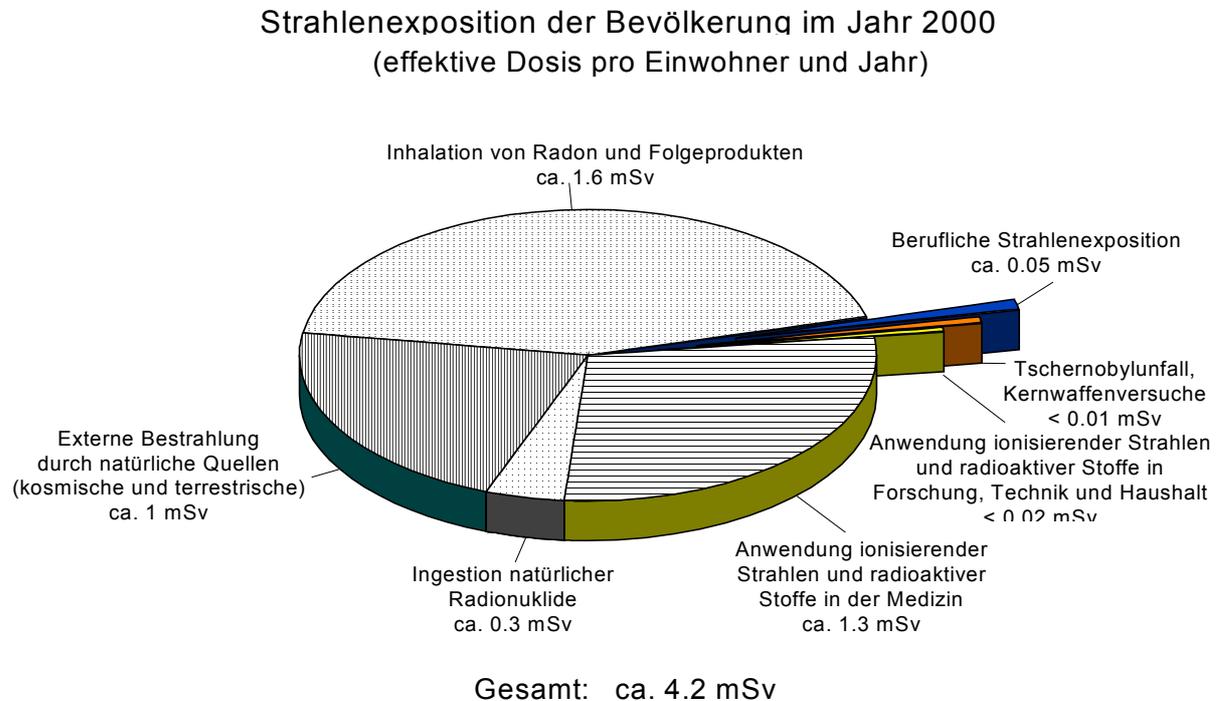
Der Rückgang der externen Strahlenexposition ist hauptsächlich auf das Abklingen der kurzlebigen Nuklide, auf – besonders in urbanen Gebieten stark wirksame – Abwascheffekte sowie auf das Tieferwandern des Radiocäsiums im Boden, was eine erhöhte Abschirmung der emittierten Gammastrahlung zur Folge hat, zurückzuführen. Durch die – abhängig von der Oberflächenbeschaffenheit am Standort – unterschiedliche Wirksamkeit der beiden letztgenannten Effekte kann es zu einer starken örtlichen Variation der externen Strahlenexposition kommen. So sind auf den großteils gut befestigten, harten Oberflächen in urbanen Gebieten die Abwascheffekte besonders wirksam, weshalb es in der Regel schon bald nach dem Tschernobylunfall zu einer starken Abnahme der externen Strahlenexposition für die dort lebende Bevölkerung kam /Mück 91/. Hingegen sind auf naturbelassenen, unbefestigten Böden, wie sie in ländlichen Regionen vorherrschen, die Abwascheffekte weit weniger wirksam. Deshalb kann die durch Radiocäsium bewirkte externe Strahlenexposition in einigen vom Tschernobyl-Fallout stärker betroffenen ländlichen Gebieten Österreichs um einen Faktor von 10 oder mehr über dem österreichweiten Durchschnittswert liegen.

Noch stärker zurückgegangen als die externe Exposition ist die interne Exposition durch die mit der Nahrung erfolgte Aufnahme von Radiocäsium in den Körper. Im österreichweiten Durchschnitt lag die Ingestionsdosis im Jahr 2000 unter 0.003 mSv pro Einwohner, und somit bereits bei weniger als 1 % der Dosis im Jahr 1986, die rund 0.3 mSv betrug /BKA 88/. Mehr als die Hälfte der Ingestionsdosis wurde im Berichtszeitraum durch den Konsum von Milch und Rindfleisch bewirkt (etwa 0.0012 mSv bzw. 0.0004 mSv pro Einwohner und Jahr).

In einigen Produkten aus Waldgebieten und vereinzelt auch bei landwirtschaftlichen Erzeugnissen aus höher kontaminierten Almregionen treten weiterhin Cäsium-137-Gehalte von einigen hundert, in einigen Pilzarten und in Wildfleisch bis zu einigen tausend Bq/kg auf. Solche Produkte werden im Allgemeinen jedoch nicht in erheblichen Mengen verzehrt, weshalb – trotz der relativ hohen Kontamination – die sich daraus für die Gesamtbevölkerung ergebende Ingestionsdosis gering ist. So trägt beispielsweise der Konsum von Wildpilzen im Mittel weniger als 10 % zur Ingestionsdosis bei. Besondere Ernährungsgewohnheiten können aber zu einer überdurchschnittlichen Ingestionsdosis führen. So bewirkt beispielsweise ein Verzehr von 200 g Wildpilzen mit einem Cäsium-137-Gehalt von 1000 Bq/kg eine effektive Dosis von 0.0028 mSv, und damit etwa eine Verdoppelung der zurzeit durchschnittlichen jährlichen Ingestionsdosis aufgrund des Tschernobylunfalls. Verglichen mit der aus der Ingestion von natürlichen Radionukliden resultierenden Dosis von jährlich etwa 0.31 mSv ist sie jedoch noch immer gering.

6.3. Gesamte Strahlenexposition

Die Strahlendosis der österreichischen Bevölkerung betrug im Jahr 2000 im Durchschnitt rund 4.2 mSv pro Person, und setzt sich wie folgt zusammen:



- Die Strahlenexposition aus natürlichen Strahlenquellen führte zu einer Dosis von ca. 2.9 mSv pro Einwohner und Jahr. Dazu trugen das radioaktive Edelgas Radon und seine kurzlebigen Folgeprodukte über die Inhalation im Mittel mehr als die Hälfte bei. Etwa ein Drittel resultierte aus der Bestrahlung von außen durch kosmische Strahlung und terrestrische Gammastrahlung, der Rest stammt aus der Ingestion natürlicher Radionuklide.
- Die zivilisatorisch bedingte Strahlendosis betrug im Mittel ca. 1.4 mSv pro Person und Jahr. Dazu lieferte die Anwendung radioaktiver Stoffe und ionisierender Strahlen in der Medizin – und zwar insbesondere die Röntgendiagnostik – mit etwa 1.3 mSv den weitaus größten Beitrag. Alle übrigen zivilisatorischen Strahlenquellen zusammen bewirkten eine effektive Dosis von weniger als 0.1 mSv pro Einwohner und Jahr.

Anhang

A1. Ermittlung des Radonpotenzials eines Gebäudes durch Anlegen eines kontrollierten Unterdrucks (RACODE)

W. Ringer

Bundesamt für Agrarbiologie, Derfflingerstraße 2, 4020 Linz und
Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft,
Abt. I8/U – Strahlenschutz, Radetzkystraße 2, 1030 Wien
Email: wringer@balulinz.gv.at

Zusammenfassung

Richt- und Grenzwerte für Radon in Wohnbereichen zur Begrenzung der Dosis gelten für die durchschnittliche Radonjahreskonzentration. Aufgrund der starken Schwankungen der Radonkonzentration in Innenräumen sind Kurzzeitmessungen oft ungenau; Langzeitmessungen hingegen erlauben keine rasche Ermittlung der Radonexposition.

In diesem Beitrag werden Methodik und Resultate einer neuen Methode zur raschen Abschätzung des Radonpotenziales eines Gebäudes vorgestellt (RACODE (radon potential determination by controlled building depressurisation)). Dazu wird mit einem Ventilator im Gebäude ein geringer Unterdruck (10 – 50 Pa) erzeugt und durch Messung von Volumenstrom und Radonkonzentration der Ventilatorabluft bei Gleichgewichtsbedingungen die konvektive Radoneintrittsrate ermittelt. Weiters werden Gebäudecharakteristika wie Luftwechselrate, äquivalente Leckageflächen und Leckageverteilung bestimmt und gegebenenfalls die Lüftungsgewohnheiten der Bewohner erhoben. Mithilfe geeigneter Modellrechnungen wird aus diesen Daten die mittlere Radonkonzentration ermittelt.

RACODE wurde bei acht Gebäuden angewandt, bei denen aufgrund von Langzeitmessungen (zwei mal 3 Monate) die durchschnittliche Radonkonzentration bekannt war. Es zeigte sich, dass in einigen Fällen der Einsatz eines zweiten Ventilators (im sogenannten Guard Zone Verfahren) erforderlich ist, um den Unterdruck im unteren Gebäudeteil besser simulieren zu können und um die Leckageverteilung zu bestimmen.

In vielen Fällen stimmen die Ergebnisse aus den Langzeitmessungen und RACODE gut überein. Die Genauigkeit des Unterdruckverfahrens hängt stark vom Gebäudetyp ab, d.h. wie gut die Druckverhältnisse, die durch den Kamineffekt im Gebäude entstehen, mit den Ventilatoren simuliert werden können bzw. die Leckageverteilung bestimmt werden kann.

Neben der Abschätzung der mittleren Radonkonzentration dürfte das Hauptanwendungsgebiet von RACODE in der raschen Beurteilung der Effektivität von durchgeführten Sanierungsmaßnahmen sein, wenn gleichartige Messungen unter definierten Druckverhältnissen (d.h. Ausschaltung des Einflusses der meteorologischen Verhältnisse auf die Radoneintrittsrate) vor und nach der Sanierung durchgeführt werden.

Einführung

Richt- und Grenzwerte für Radon (^{222}Rn) in Wohnbereichen beziehen sich auf die durchschnittliche Radonjahreskonzentration, welche üblicherweise – wegen der starken tages- und jahreszeitlichen Schwankungen – über Langzeitmessungen (mind. 3 Monate) bestimmt wird. In vielen Fällen ist jedoch eine rasche Ermittlung der zu erwartenden Radonbelastung vonnöten (z.B. bei Kaufentscheidungen, nach Sanierungen).

In der Regel werden hohe Radonkonzentrationen in Wohnräumen durch konvektiven Eintritt von radonhaltigem Bodengas – bewirkt durch geringe Druckunterschiede zwischen Gebäude und Boden – verursacht. Ebenso basiert die Verdünnung hauptsächlich auf konvektiven Eintritt von Außenluft. Die Größe der Druckgradienten hängt im Wesentlichen von den herrschenden Temperaturdifferenzen, dem Wind und der Leckageverteilung in der Gebäudehülle und im Gebäudeinneren ab.

Methodik

Zur Bestimmung der konvektiven Radon-Eintrittsrate (S_r) und der Luftwechselrate wird ein sogenanntes Blower Door (BD) verwendet (siehe Abbildung nebenan: Blower Door und Radonmonitor). Mit diesem in einen Türrahmen eingebauten Ventilator lassen sich Über- und Unterdrücke im Gebäudeinneren von bis zu 60 Pa erzeugen. S_r wird über die Messung des Volumenstroms und der Abluft-Radonkonzentration des BD ermittelt. Mit dem Standard-BD-Verfahren wird die mittlere Luftwechselrate bestimmt. Schließlich kann mit weiterführenden BD-Methoden (z.B. Opening A Door, Guard Zone, Adding A Hole) die Leckageverteilung in der Gebäudehülle abgeschätzt werden. Dies gilt vor allem für die Anteile von unterem Gebäudeteil (z.B. Keller) und oberem Gebäudeteil an der Gesamtleckage.



Aus den Messdaten wird über zwei Modellrechnungsmethoden der Erwartungswert der durchschnittlichen Radonkonzentration (= Radonpotenzial des untersuchten Gebäudes) abgeleitet. Die erste Methode basiert auf Überlegungen von Sherman [1] zur Modellierung von Radon in Gebäuden unter Berücksichtigung der Gebäudecharakteristika:

$$Cr = \frac{Sr_{-4Pa}}{ELA4 \times v_0} \times \left\{ \frac{2}{f_{X_s}} \times \frac{1+n}{1+n \times R} \times \left[2 \times Z \times \left(\beta_s + \frac{H_b}{H} \right) \right]^{n_r} \right\} \times \left\{ \left(\frac{\Delta\rho \times g \times H}{2 \times p_0} \right)^{n_r - n} \right\}$$

mit Cr ... Radonkonzentration [Bq/m³]
 Sr_{-4Pa} ... Radoneintrittsrate bei - 4 Pa [Bq/s]
 ELA4 ... äquivalente Leckagefläche des Gebäudes bei 4 Pa [m²]
 v₀ ... Referenzgeschwindigkeit [2.58 m/s]
 f_{X_s} ... Leckage-Asymmetrie Faktor

$$f_{X_s} \equiv (1 - X_s^2) \times \left[\frac{2}{(1 - X_s)^{1/n} + (1 + X_s)^{1/n}} \right]^n$$

mit X_s ... Leckage-Asymmetrie

$$X_s \equiv \frac{ELA4_H - ELA4_0}{ELA4}$$

ELA4_H ... ELA4 der obersten Decke

ELA4₀ ... ELA4 des Fundamentes

n ... Strömungsexponent

R ... Box Parameter

$$R \equiv \frac{ELA4_H + ELA4_0}{ELA4}$$

β_s ... Neutrales-Druckniveau Faktor

$$\beta_s \equiv \frac{1}{1 + \left(\frac{1 - X_s}{1 + X_s} \right)^{1/n}}$$

H ... Gebäudehöhe oberhalb Erdniveau [m]

H_b ... Gebäudehöhe unterhalb Erdniveau [m]

n_r ... Strömungs-Exponent für Radoneintritt

Δρ ... Dichteunterschied der Luft aufgrund Temperaturdifferenz ΔT [kg/m³]

g ... Erdbeschleunigung [m/s²]

p₀ ... Referenzdruck [4 Pa]

Die zweite Methode verwendet ein Computerprogramm (CONTAM96) [2] mithilfe dessen die Radonkonzentrationsverläufe im Gebäude simuliert werden können. Randbedingungen wie meteorologische Verhältnisse und das Lüften von Gebäuden können neben den Leckagebedingungen in die Simulation eingebaut werden.

Ergebnisse und Diskussion

Neben den oben erwähnten Parametern wurden auch die Bodenfeuchte in der oberen Bodenschicht (0-30 cm) sowie die Bodengas-Radonkonzentration und der Strömungswiderstand des Bodens in 1 m Tiefe bestimmt. Die Messungen wurden in zwei Messreihen an acht Wohnhäusern durchgeführt.

Tabelle 1: Wertebereiche der wichtigsten gemessenen Parameter

Parameter	Einheit	Wertebereich
Bodenfeuchte	[Vol%]	27 – 70
Rn-Konzentration im Bodengas	[Bq/m ³]	9500 – 68000
Strömungswiderstand des Bodens	[Pa/mlmin ⁻¹]	1,5 – 22,4
Strömungs-Exponent		0,55 – 0,83
Luftwechselrate bei Normalbedingungen	[1/h]	0,18 – 1,61
Radoneintrittsrate pro Pa	[Bqs ⁻¹ /Pa]	0,15 – 5,74

Die aus den Messergebnissen über die beiden Modellrechnungsmethoden abgeleiteten durchschnittlichen Radonkonzentrationen im Winter 1995/96 sind in Tabelle 2 den Messwerten aus der Langzeitmessung in diesem Winter gegenübergestellt.

Tabelle 2: Abgeleitete und gemessene Winter-Radonkonzentrationen in acht Gebäuden
(¹) Kellerfenster geschlossen, (²) Kellerfenster gekippt)

Code	Cr _{Methode 1}	Cr _{Methode 2}	Cr _{Winter gem.}
	Bq/m ³	Bq/m ³	Bq/m ³
Kain	106	90	211
Klem	75	----	85
Kony	811	603 ¹ /166 ²)	125
Rich	172	153	121
RiEl	405	----	127
RiSt	18	13	174
RiWo	651	689	814
SlaM	126	----	140

Beim Haus RiSt kam es zu einer fehlerhaften Bestimmung der Radoneintrittsrates. Bei drei Häusern konnte CONTAM96 aufgrund der ungenügenden Bestimmung der Leckageverteilung nicht verwendet werden. Die große Stärke von CONTAM96 zeigt sich jedoch beim Haus Kony. Durch die Simulation eines gekippten Kellerfensters (wie es auch tatsächlich der Fall ist) stimmt die berechnete Radonkonzentration gut mit der gemessenen überein.

Zur Umsetzung der neuen Methode wurde sie in einer Art Arbeitsanweisung (RACODE) zusammengefasst, die auch geschulten Technikern die Anwendung der Methode ermöglichen soll. In dieser Arbeitsanweisung werden die erforderliche Messausrüstung, die durchzuführenden Messungen und Berechnungen sowie Anwendbarkeit, Unsicherheiten und Einschränkungen von RACODE beschrieben.

Die Unsicherheit der so ermittelten Jahresdurchschnittskonzentration liegt wie jene der aufgrund einer Langzeitmessung ermittelten Jahresdurchschnittskonzentration bei ca. 30 %.

Der große Vorteil von RACODE – gegenüber Methoden, bei denen über die Messung von Radon-Bodengaskonzentration und Bodenpermeabilität das Radonpotenzial bestimmt wird – ist, dass bei der Bestimmung der konvektiven Radoneintrittsrates durch Anlegen eines Unterdruckes im Gebäude die reale Situation simuliert und über alle Radonkonzentrationen im Bodengas, alle Permeabilitäten und alle Eintrittspfade im Fundamentbereich gemittelt wird. Weiters wird durch spezielle Messungen und Berechnungen der Einfluss der Leckageverteilung auf die Druckgradienten und damit auf die Radoneintrittsrates und der Ventilationsrate berücksichtigt.

Der nächste Schritt ist nun Erfahrung mit RACODE zu sammeln und allfällige Verbesserungen durchzuführen. Das Endziel ist eine zuverlässige, routinemäßig anwendbare Methode zur Ermittlung der zu erwartenden Jahresdurchschnittskonzentration eines Gebäudes innerhalb von ein bis zwei Tagen. Weiters soll die Eignung von RACODE zur raschen Überprüfung des Sanierungserfolges getestet werden. Erste Ergebnisse sind vielversprechend.

Ein ausführlicher Bericht (Dissertation) über diese Forschungsarbeit ist beim Autor erhältlich.

Literatur

- [1] SHERMAN M.H., *Simplified Modeling for Infiltration and Radon Entry*, LBL-31305, Lawrence Berkeley Laboratory, University of California, Berkeley, USA (1992)
- [2] WALTON G.N., *CONTAM96 User Manual*, NISTIR 6056, U.S. Department of Commerce, National Institute of Standards and Technology, Building and Fire Research Laboratory, Gaithersburg, Maryland 20899, USA (1997); das Programm kann kostenfrei von www.nist.gov heruntergeladen werden

A2. Erhebung der Radonbelastung in oberösterreichischen Kindergärten (Teil 1)

W. Ringer

Bundesamt für Agrarbiologie, Derfflingerstraße 2, 4020 Linz und
Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft,
Abt. I8/U – Strahlenschutz, Radetzkystraße 2, 1030 Wien
Email: wringer@balulinz.gv.at

Zusammenfassung

Das Bundesland Oberösterreich hat durch den hohen Anteil kristalliner Böden (Granit, Gneis) an der Landesfläche zahlreiche Regionen mit überdurchschnittlich hohem Radonpotential. Zur Reduktion des Radonrisikos in diesen Regionen wurden seit 1992 zahlreiche Untersuchungsprogramme eingeleitet und vielfältige Maßnahmen gesetzt bis hin zur Förderung von Radonmessungen, Vorsorge- und Sanierungsmaßnahmen in privaten Wohneinheiten durch die Landesbehörden.

Die Erhebung der Radonsituation in Kindergärten war von besonderem Interesse. Dies deshalb, weil die Gruppenräume in zahlreichen Kindergärten Böden mit direktem Erdkontakt haben. Darüber hinaus ist die langfristige Reduktion der Exposition der jüngsten Bevölkerungsgruppen ein allgemeines gesundheitspolitisches Anliegen.

Im Zuge einer Fragebogen-Erhebung zum Thema „Innenraumluftqualität in Oberösterreichs Kindergärten“, zu der alle 712 öffentlichen und privaten Kindergärten eingeladen wurden, wurde die Radonkonzentration in den Gruppenräumen während zweier dreitägiger Expositionszeiträume messtechnisch erhoben. Die Medianwerte der log-normal-Verteilungen der Radon-222-Aktivitätskonzentrationen lagen während der Werktage bei 75 Bq/m³, in der Wochenendperiode bei ca. 130 Bq/m³. Die Maximalwerte lagen bei rund 3500 Bq/m³ bzw. 5500 Bq/m³. In einigen Kindergärten mit stark erhöhten Radonkonzentrationen wurden Sanierungsmaßnahmen eingeleitet. Die Ergebnisse dieses Projekts dienen zur Planung von Vorsorgemaßnahmen bei Kindergarten-Neubauten.

Einführung

Da der Hauptteil der Radonkonzentration in Innenräumen den Ursprung im Gesteinsuntergrund und im Boden unter dem Gebäude hat, sind Gebäudeteile mit direktem Erdkontakt für erhöhte Radonaktivitätskonzentrationen besonders gefährdet. In Kindergärten liegen – wegen der günstigen Nutzungsmöglichkeit – Gruppenräume verbreitet im Erdgeschoß, vielfach ohne

Unterkellerung. Besteht der Gesteinsuntergrund unter dem Gebäude aus kristallinem Erstarungsgestein wie z.B. Granit, bzw. ist der Boden mit Verwitterungsprodukten granitischen Ursprungs angereichert, kann es in erdberührten Räumen zu bedeutend erhöhten Radonaktivitätskonzentrationen kommen. Ein weiterer Faktor, der den Radoneintritt aus dem umgebenden Untergrund in eine Gebäude ungünstig beeinflussen kann, ist die bautechnische Konstruktion der erdberührten Gebäudeteile. Streifenfundamente und nicht abgedichtete Installationsdurchführungen ermöglichen konvektive Radoneintrittspfade, die zu signifikant erhöhten Radonaktivitätskonzentrationen im Innenraum führen können. Die geologischen und baukonstruktiven Gegebenheiten sowie die hohe Schutznotwendigkeit von Kindern in den ersten Lebensjahren führten zu der Entscheidung, alle Kindergärten Oberösterreichs einzuladen, sich an einer Erhebung der Innenraumluft-Radonaktivitätskonzentration zu beteiligen.

Untersuchungskonzept und Durchführung

Vor Beginn der Radonmessungen wurde gemeinsam mit dem statistischen Dienst, der Hochbau-Abteilung und der Fachabteilung für Kindergärten des Landes Oberösterreich ein Fragebogen erarbeitet, mit dem alle, die Gebäudesituation betreffende Faktoren erfasst werden sollten.

Die Radonmessungen erfolgten in der Ersterhebungsphase im Jänner und Februar 2000 in jeweils zwei erdberührten Gruppenräumen je Kindergarten mittels Aktivkohledetektoren. Der Expositionszeitraum betrug jeweils drei Tage – die erste Serie werktags, die zweite Serie am Wochenende. Die exponierten Aktivkohleabsorber wurden in der Bundesanstalt für Lebensmitteluntersuchung und -forschung in Wien mittels Flüssigszintillationsmessung ausgewertet. Die Radonmessungen wurden im Winterhalbjahr durchgeführt, um mit den Messwerten auf der sicheren Seite zu liegen.

Zur Miterhebung weiterer Faktoren, die die Innenraumluftqualität und das Wohlbefinden beeinträchtigen können (z.B. chemische Schadstoffe, Geruch, Gebäudedichtheit, Zugluft, Akustik, Gewerbebetriebe), wurden mittels des Fragebogens standortspezifische und gebäudespezifische Daten und Parameter abgefragt [1].

Ergebnisse

Von den 712 in Oberösterreich gelegenen und eingeladenen Kindergärten beteiligten sich 644 an der freiwilligen Erhebung. Es konnten die Radondetektoren von 633 Kindergärten ausgewertet werden. Die Radon-222-Messwerte der dreitägigen Ersterhebung in den Gruppenräumen lagen werktags zwischen 5 Bq/m³ und 3500 Bq/m³ [1].

Die logarithmisch normal verteilten Messwerte sind mit deren statistischen Kennwerten in Abbildung 1 in Form einer Summenhäufigkeitsverteilung dargestellt. Dass die Messwerte

während der Werktagen gegenüber dem Wochenende signifikant niedriger sind (siehe Abb. 2, links) resultiert aus dem Nutzungsverhalten während des Betriebes (lüften). Den Einfluss der Unterkellerung unter dem jeweils gemessenen Gruppenraum zeigen deutlich die unterschiedlichen Verteilungen bei Voll- bzw. Teilunterkellerung und bei nicht unterkellerten Räumen (siehe Abb. 2, rechts) [2].

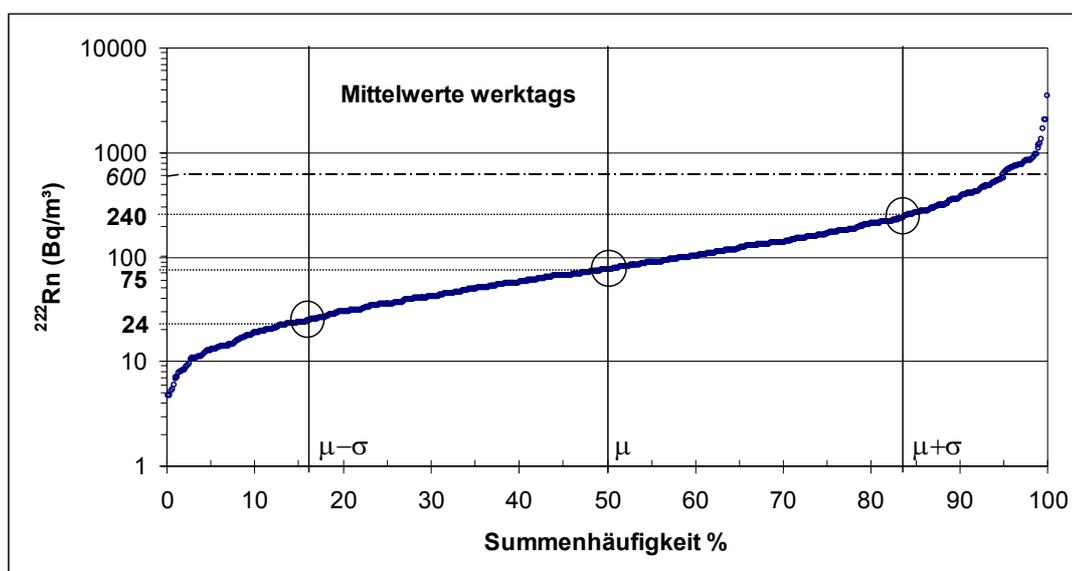


Abbildung 1: Summenhäufigkeitsverteilung der Radonmesswerte (werktags) bei der Ersterhebung

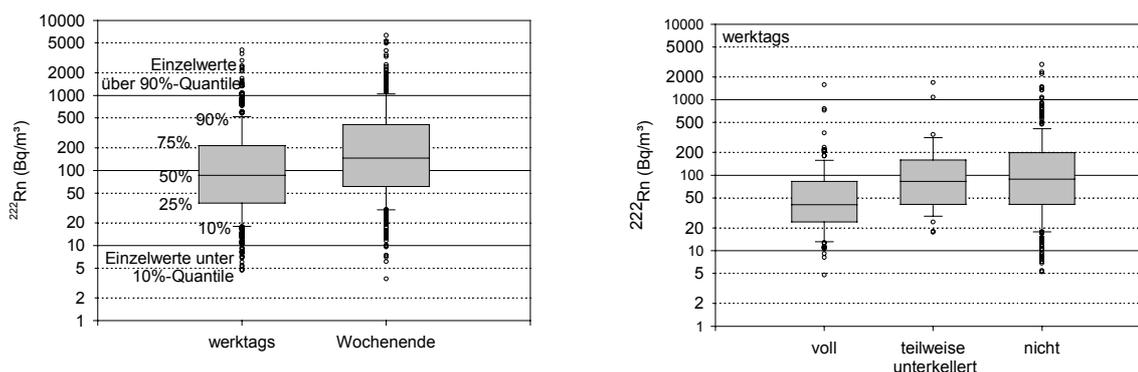


Abbildung 2: Unterschiede in den Summenhäufigkeitsverteilungen der Radonmesswerte: links: Werktags- und Wochenendmessungen; rechts: Art der Unterkellerung

In den Kindergärten mit den höchsten Radon-Einzelmessungen (6 Fälle) wurden als erste Maßnahme detaillierte, stundenweise aufzeichnende Radonmessungen durchgeführt. Aus diesen Detailmessungen hat sich ergeben, dass in zwei Kindergärten sofortige organisatorische Maßnahmen ergriffen werden mussten und in einem Fall bautechnische Sanierungsmaßnahmen zur Reduktion der Radonkonzentration kurzfristig umzusetzen sind (Einbau einer

beheizbaren Zuluftanlage zur Frischluftzufuhr und Erzeugung eines Überdrucks in den erdbe-rührten Gruppenräumen).

Weiters ist geplant, in allen Kindergärten mit Radonkonzentrationen über 600 Bq/m³ (werk-tags) bei der Ersterhebung in einer zweiten Phase detaillierte messtechnische Erhebungen mittels Elektretdetektoren und aktiven, aufzeichnenden Radonmessgeräten über mehrwöchige Zeiträume durchzuführen. Dabei kommen auch zeitgesteuerte Elektretmesssysteme zum Ein-satz, mit denen die Radonaktivitätskonzentration ausschließlich während der Betriebszeiten des Kindergartens erfasst wird. Damit kann die tatsächliche Radonexposition der Kinder und des Personals während der Betriebszeiten des Kindergartens ohne Beeinflussung durch Nacht- bzw. Wochenendmaxima über einen mehrwöchigen Zeitraum zeitintegrativ bestimmt werden.

Die Ergebnisse dieser Detailuntersuchungen sowie die Erfolge der ersten Sanierungsmaß-nahmen werden im nächsten Jahresbericht dargestellt.

Eine Zusammenfassung der Erhebung und Beurteilung anderer Schadstoffe (Schimmel, For-maldehyd, flüchtige Kohlenwasserstoffe (VOC), Pentachlorphenol, Lindan, Geruchsbelästi-gungen, Zugluft, Gebäudeundichtheiten, Akustik) im Rahmen dieses Projektes ist in [1] er-sichtlich.

Literatur

- [1] Amt der o.ö. Landesregierung, Lärm- und Strahlenschutz; *Gesunde Luft für Oberösterreichs Kinder. Ergebnisse des Messprogramms zur Erhebung der Innenraumluftqualität und Belastungsfaktoren in ober-österreichischen Kindergärten*; Zusammenfassender Endbericht, Linz 2001
- [2] Maringer, F.J., Kaineder, H., Nadschläger, E., Sperker, S., Karg, V., Ringer, W.; *Radon in oberösterreichischen Kindergärten: Erhebung, Sanierung und Vorsorge*; in Proceedings „Strahlenschutz für Mensch und Gesellschaft im Europa von Morgen“, Gemeinsame Tagung des österreichischen Verban-des für Strahlenschutz und des Fachverbandes für Strahlenschutz e.V., Gmunden, 17.-21. Sept. 2001

A3. Bestimmung von Be-7 in Luft: Vergleich und Bewertung der Methoden von vier hochalpinen Stationen in Europa

W. Ringer

Bundesamt für Agrarbiologie, Derfflingerstraße 2, 4020 Linz und
Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft,
Abt. I8/U – Strahlenschutz, Radetzkystraße 2, 1030 Wien
Email: wringer@balulinz.gv.at

Zusammenfassung

Seit einigen Jahren werden Be-7-Messungen an hochgelegenen Stationen in Österreich (Sonnblick, 3106 m), der Schweiz (Jungfrauoch, 3580 m), Deutschland (Zugspitze, 2962 m) und Italien (Mte. Cimone, 2165 m) im Rahmen eines EU-Projektes zum Studium des vertikalen Ozontransportes in den Alpen (VOTALP) durchgeführt. Dabei werden Aerosolproben gesammelt und mit hochauflösender Gammaskopie analysiert.

Vor der Veröffentlichung der Be-7-Zeitreihen der vier Stationen wurden die Methoden für die Probensammlung und Messung verglichen und bewertet. Die Ergebnisse dieses Ringversuches werden in diesem Beitrag dargestellt.

Einführung

Die Verwendung von natürlich vorkommenden Radionukliden als Tracer in Umweltstudien stellt ein anerkanntes und historisch dokumentiertes Instrumentarium dar, insbesondere bei atmosphärischen Untersuchungen [1,2,3,4]. Die Radionuklide Rn-222, Be-7 und Pb-210 finden am häufigsten in derartigen Untersuchungen Verwendung, wobei das erstere Radionuklid gasförmig ist während die beiden anderen typischerweise an Aerosole gebunden sind.

Be-7 wird hauptsächlich durch die Höhenstrahlung durch Spallation in der Stratosphäre produziert und wird deshalb als Tracer für den Transport von Luft von der unteren Stratosphäre/oberen Troposphäre in die untere Troposphäre verwendet [1,5]. Da diese Transporterscheinungen eine wichtige Rolle für das troposphärische Ozon-Budget spielen und die Stratosphäre sowohl für Ozon als auch für Be-7 das Hauptreservoir darstellt, werden diese beiden Elemente seit einigen Jahren an den vier in Abbildung 1 eingezeichneten Stationen bestimmt.

Um die Genauigkeit, Wiederholbarkeit und Vergleichbarkeit der Be-7-Daten der vier Stationen sicherzustellen, wurde ein Ringversuch durchgeführt.

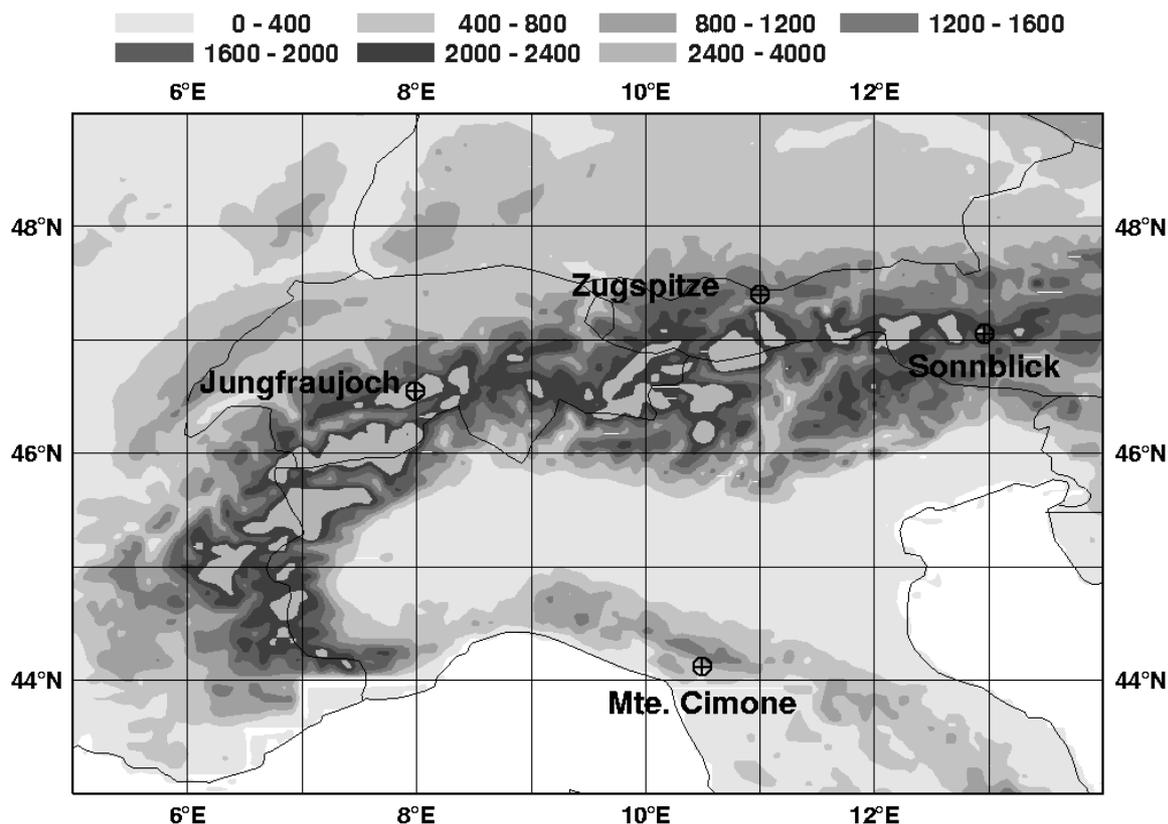


Abbildung 1: Lage der vier Höhenstationen für die Bestimmung von Be-7

Durchführung

Zu Beginn wurden mit Hilfe eines Fragebogens die individuellen Probenahme- und Analysemethoden erhoben (die vier Stationen/Labors werden im Folgenden in anonymisierter Weise A, B, C und D bezeichnet).

Probenahme

Alle vier Stationen verwenden kommerzielle Aerosolsammler; A, B und C verwenden einen Digital DHA80 (mit Durchflussraten zwischen 32 Nm³/h und 46 Nm³/h), D betreibt einen Aerosolsammler von Wedding and Associate Inc. (jetzt Metal Works) bei einer Durchflussrate von 68 Nm³/h.

Die Gesamtunsicherheit der Probenahme wird von allen Teilnehmern mit 5 % beziffert.

Zwei der Sammler haben einen PM10-Ansaugkopf (50 % der Teilchen mit einem AMAD > 10 µm werden abgeschieden). Dieser Umstand hat praktisch keine Auswirkung auf die Be-7-Bestimmungen und somit auf die Vergleichbarkeit der Be-7-Daten, da Be-7 hauptsächlich an der submikronischen Aerosolfraktion gebunden ist [6,7].

Als Filtermaterial wird entweder Glasfaser oder Zellulosenitrat verwendet. Das Rückhaltevermögen der Filter ist aufgrund der Abhängigkeit von Aerosoldurchmesser und Durchflussrate schwierig zu vergleichen und ist im Allgemeinen nicht für die tatsächliche Durchflussrate bekannt. Jedenfalls wird das Rückhaltevermögen von den Herstellern der Filter nicht ausreichend spezifiziert. Es wird im Allgemeinen mit größer 98 % angegeben.

Das Sammelintervall bei den einzelnen Stationen beträgt entweder 24 h oder 48 h.

Gammaskpektrometrie

Alle Labors verwenden zur Bestimmung der Be-7-Konzentration die hochauflösende Gammaskpektrometrie mit Koaxial- oder Bohrlochdetektoren. Die Filter werden gefaltet und in einen Plastikbehälter – manuell oder mit einer hydraulischen Presse – gepresst. Kommerzielle Software wird von allen Teilnehmern für die Analyse der Spektren verwendet. Die Messzeiten liegen zwischen 10 h und 48 h.

Messung der Ringversuchsproben

Nach der Erfassung der Basisdaten über den Fragebogen wurden vom österreichischen Labor Filterproben zur Be-7-Bestimmung zur Verfügung gestellt. Die vier Filter wurden auf einer speziellen Filterhalterung simultan besaugt, d.h. der Aerosolsammler hatte vier gleich große Einlässe, sodass das Luftvolumen durch jeden Filter gleich groß war (ca. 3400 m³, Besaugungszeit: 1 Woche). Nach der Probenahme wurde je ein Filter an die Labors geschickt; dieser Vorgang wurde viermal wiederholt, damit jedes Labor jeweils einen Filter von jedem Einlass bekam.

Ergebnisse und Diskussion

Die gemessenen Be-7 Konzentrationen sind in Abbildung 2 grafisch dargestellt. Alle Ergebnisse liegen innerhalb der zweifachen Standardabweichung des Mittelwertes (Labor D analysierte die Proben mit zwei verschiedenen Efficiency-Kalibrierungen).

Statistische Tests wurden durchgeführt, um zu testen, ob die Unterschiede in den Ergebnissen signifikant sind. Zuerst wurden die Ergebnisse der einzelnen Labors auf den Mittelwert der jeweiligen Kalenderwoche normalisiert, um die unterschiedliche Be-7-Konzentration in den vier Kalenderwochen zu eliminieren. Mit diesen Daten wurde eine Varianzanalyse durchgeführt (ANOVA), deren Ergebnisse auf signifikante Unterschiede zwischen den Labors deuten (F-Wert = 18,1 mit $p < 0,00002$; siehe Tabelle 1).

Um zu bestimmen zwischen welchen Labors ein signifikanter Unterschied in den Ergebnissen besteht, wurde weiters der Duncan Test angewendet. Die Ergebnisse sind in Tabelle 2

dargestellt. Labors mit dem gleichen Buchstaben in der ersten Spalte der Tabelle weisen keinen signifikanten Unterschied auf (5% Konfidenzniveau). Werden schließlich die Be-7-Ergebnisse eines jeden Labors auf den Labormittelwert der vier Messperioden normalisiert, so verringert sich die Varianz der (nun normalisierten) Ergebnisse innerhalb einer Messperiode deutlich. Die verbleibende Varianz ist auf zählstatistische Unsicherheiten zurückzuführen (siehe Tabelle 3).

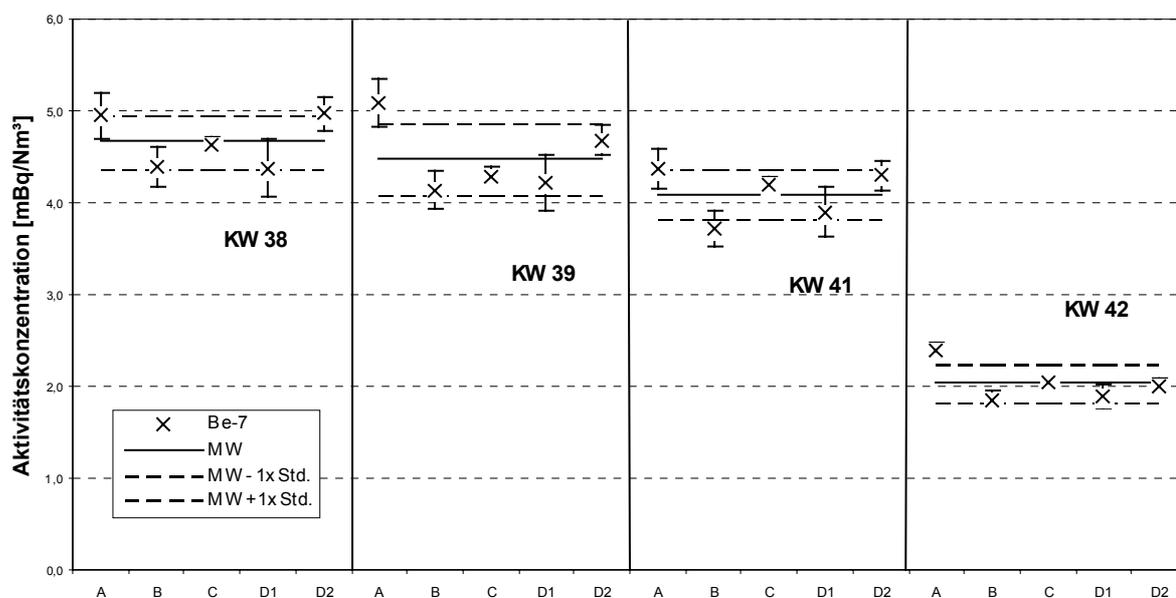


Abbildung 2: Ergebnisse der Be-7-Bestimmung durch die Ringversuchs-Teilnehmer

Source of Variation	SS	DF	MS	F-ratio
Between Groups	0.0745	4	0.01862	18.1
Within Groups	0.0154	15	0.00103	
Total	0.0899	19		

Tabelle 1: Ergebnisse der Varianzanalyse ANOVA (single factor)

Duncan Grouping	Mean	n	lab
A	1.104	4	A
B	1.026	4	D2
B C	0.988	4	C
C D	0.951	4	B
D	0.932	4	D1

Tabelle 2: Ergebnisse des Duncan Tests

sampling period	A	B	C	D1	D2	mean	CV %
week 38	1.179	1.245	1.223	1.217	1.246	1.222	2.2
week 39	1.210	1.174	1.133	1.172	1.173	1.173	2.3
week 41	1.041	1.055	1.107	1.083	1.078	1.073	2.4
week 42	0.569	0.525	0.537	0.528	0.504	0.532	4.5

Tabelle 3: Normalisierung der Be-7 Ergebnisse auf den Labormittelwert

Schließlich sind in Tabelle 4 die routinemäßig verwendeten Analyseparameter der Labors aufgelistet. Es werden leicht unterschiedliche Emissionswahrscheinlichkeiten für Be-7 verwendet, doch kann dies nicht als systematischer Fehler angesehen werden, da die „wahre“ Emissionswahrscheinlichkeit nicht bekannt ist. Die Unterschiede in der Festlegung des Referenzzeitpunktes und in der Zerfallskorrektur während der Probensammmlung kompensieren sich. Eine Zerfallskorrektur während der Messung wirkt sich mit maximal 0.6 % auf das Be-7-Ergebnis aus, ist also vernachlässigbar.

Parameter	A	B	C	D	effect on ⁷ Be result
sampling time t_s (h)	24	48	24	48	
typ. acquisition time t_c (sec.)	80 000	86 400 to 172800	36 000	80 000	
half-time (d)	53.44	53.29	53.44	53.3	<i>negligible</i>
emission prob. (%)	10.42	10.34	10.42	10.3	<i>~ 1.2% max.</i>
reference date with respect to sampling period	end	end	middle	middle	<i>0.7% for $t_s = 24h$, 1.3% for $t_s = 48h$</i>
correction for decay during sampling	yes	yes	no	no	<i>0.7% for $t_s = 24h$ 1.3% for $t_s = 48h$</i>
correction for decay during acquisition	yes	yes	no	no	<i>0.3% for $t_c = 36 000 sec$ 0.6% for $t_c = 80 000 sec$</i>

Tabelle 4: Routinely applied measurement parameters and their effect on the ⁷Be result

Schlussfolgerungen

Alle Be-7-Ergebnisse liegen innerhalb der zweifachen Standardabweichung des Mittelwertes. Wenngleich von den einzelnen Labors z.T. etwas unterschiedliche Analyseparameter verwendet werden, ist die Auswirkung auf das Be-7-Ergebnis vernachlässigbar.

Statistische Tests zeigen einen geringen, jedoch signifikanten Unterschied zwischen den Be-7-Ergebnissen einzelner Labors; diese Unterschiede werden auf Unterschiede in der Efficiency-Kalibrierung zurückgeführt (siehe z.B. D1 und D2: analoge Bearbeitung und Analyse der Proben, jedoch unterschiedliche Efficiency-Kalibrierungen).

Die Ergebnisse des Ringversuches bestätigen jedoch, dass alle Labors die Bestimmung von Be-7 auf Luftfiltern beherrschen.

Betreffend den Sammelmethode bestehen zwei wesentliche Unsicherheiten. Erstens sind die verschiedenen Filtermaterialien in Bezug auf das Rückhaltevermögen schwierig zu vergleichen, da von den Herstellern für die Abscheidung von Aerosolen aus der Luft keine konkrete Angaben gemacht werden.

Zweitens werden bei zwei Stationen PM10-Ansaugköpfe verwendet. Messungen mit Kaskadenimpaktoren zeigten jedoch, dass das Be-7 hauptsächlich an Aerosole mit aerodynamischen Durchmessern von 0.7 μm bis 1.1 μm gebunden sind [6]. Untersuchungen von Brost [8] ergaben, dass die Be-7-Atome hauptsächlich an Teilchen mit Durchmessern von 0.03 μm und 1.0 μm adsorbiert sind. Es kann deshalb davon ausgegangen werden, dass für den Zweck der Be-7-Bestimmung in der Umgebungsluft PM10-Ansaugköpfe keine nennenswerte Auswirkung haben.

Eine ausführlichere Zusammenstellung der Ringversuchsergebnisse ist in [9] publiziert.

Literatur

- [1] Lal, D. and Peters, B., 1967. Cosmic ray produced radioactivity on the Earth, in *Encyclopedia of Physics*, Springer Verlag, New York, pp. 551-612.
- [2] Reiter, E.R., 1978. Atmospheric transport processes part 4: Radioactive tracers. Technical Information Center, US Department of Energy, Springfield, VA.
- [3] Garland, J.A., Cambray, R.S., and Johnson, C.E., 1993. Atmospheric radioactivity and its variations in *Global atmospheric chemical change* (Hewitt C.N., Sturges W.T. eds.).
- [4] Gägeler, H.W., 1995. Radioactivity in the atmosphere. *Radiochim. Acta*, 70-71, 345-353.
- [5] Reiter, R., Munzert, K., Kanter, H.-J., and Pötzl, K., 1983. Cosmogenic radionuclides and ozone at a mountain station at 3.0 km a.s.l. *Arch. Met. Geophys. Biocl.*, Ser. B, 32, 131-160.
- [6] Papastefanou, C. and Ioannidou, A., 1995. Aerodynamic size association of ^7Be in ambient aerosols. *J. Environ. Radioactivity*, 26, 273-282.
- [7] Winkler, R., Dietl, F., Frank, G., and Tschiersch, J., 1998. Temporal variation of ^7Be and ^{210}Pb size distributions in ambient aerosol. *Atmos. Environ.*, 32, 983-991.
- [8] Brost, R.A., Feichter, J., and Heimann, M., 1991. Three-dimensional simulation of ^7Be in a global climate model. *J. Geophys. Res.*, 96, 22423-22445.
- [9] Tositti, L., Hübener, S., Kanter, H.J., Ringer, W., Sandrini, S., Tobler, L., 2001. Intercomparison of sampling and measurement of ^7Be in air at four high-altitude locations in Europe. submitted to *Atmos. Environ.* (special issue VOTALP).

A4. Langzeittrends von Cs-137 und K-40 in Boden und Bewuchs und deren Abhängigkeit von ausgewählten Bodenparametern

W. Ringer

Bundesamt für Agrarbiologie, Derfflingerstraße 2, 4020 Linz und
Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft,
Abt. I8/U – Strahlenschutz, Radetzkystraße 2, 1030 Wien
Email: wringer@balulinz.gv.at

Im Rahmen des Projektes „Beweissicherung Temelin“ [1,2] werden seit 1992 jährlich von acht Dauerwiesen Boden- und Bewuchsproben genommen und radiometrische und chemische Bestimmungen durchgeführt. Diese Zeitreihen bilden eine umfassende radioökologische Datengrundlage für den Nachweis von möglichen Immissionen nach der Inbetriebnahme des KKW Temelin (CZ).

In diesem Beitrag werden die wichtigsten Erkenntnisse im Hinblick auf das zeitabhängige Verhalten von Cs-137 im Boden und Bewuchs unter Berücksichtigung der Bodencharakteristika wiedergegeben. Eine genauere Darstellung der Ergebnisse ist in [3] publiziert. Darin können auch die Methodik der Probenahme und Analysen, statistische Methoden und eine genaue Charakterisierung der betrachteten Böden nachgelesen werden.

Abbildung 1 zeigt die Lage der Probenahmeorte. Abgesehen von Schöneben mit geringer Produktivität (Seehöhe > 1000 m) ähneln sich alle Stellen im Bezug auf ihre landwirtschaftliche Nutzung (zwei bis drei Schnitte pro Jahr).

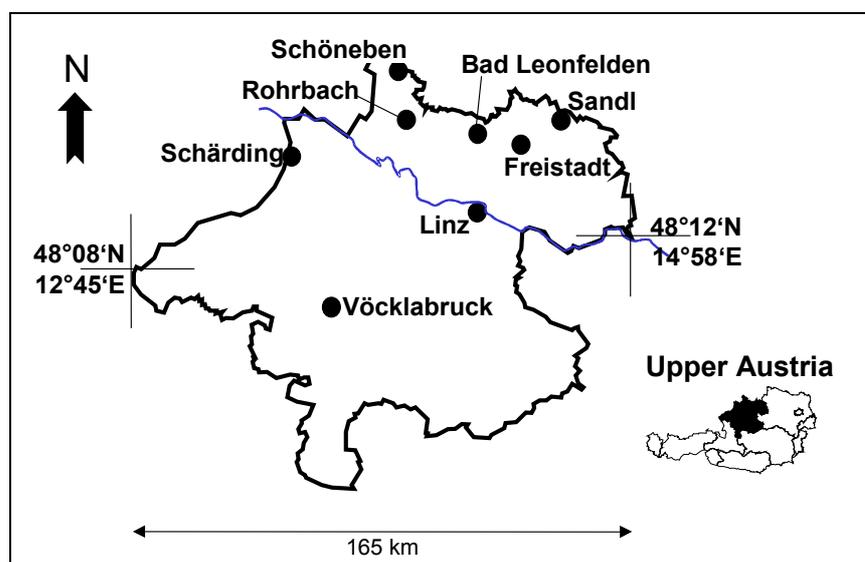


Abbildung 1: Lage der Probenahmeorte

Die Cs-137-Deposition reicht von 5 kBq/m² (Rohrbach) bis 36 kBq/m² (Vöcklabruck) in guter Übereinstimmung mit der österreichischen Cäsium-Bodenkarte [4]. Der K-40-Gehalt in den untersuchten Böden liegt im Bereich von 300 – 1100 Bq/kg. Das entspricht einem Kaliumgehalt von 9.5 – 35 g/kg.

In Tabelle 1 sind die Werte für die Cs-137- und K-40-Konzentration im Bewuchs sowie für TF und T_{agg} zusammengestellt. Die mittleren TF-Werte für Cs-137 überspannen einen großen Bereich (0.03 – 1.06), ebenso die T_{agg}-Werte (0.0005 – 0.018). Die TF-Werte für K-40 variieren weniger, sie liegen im Bereich von 0.31 – 2.01. Der Cs-137-TF- und der T_{agg}-Wert für Schöneben ist aufgrund der Höhenlage (und den damit verbundenen klimatischen und bodenchemischen Bedingungen) um ca. eine Größenordnung höher als für die anderen Probenahmestellen. Eine statistisch signifikante Abnahme der Cs-137-Konzentration im Bewuchs konnte nur für Vöcklabruck festgestellt werden; bei allen anderen Probenahmestellen sind deutliche Schwankungen in der Cs-137-Konzentration, jedoch keine eindeutigen Trends beobachtbar.

	¹³⁷ Cs in grass	⁴⁰ K in grass	TF - ¹³⁷ Cs	T _{agg} ¹³⁷ Cs (0-10 cm)	TF - ⁴⁰ K
	Geometric mean (min – max)				Arithmetic mean ± S.D.
	Bq kg ⁻¹ d.m.	Bq kg ⁻¹ d.m.	kg kg ⁻¹	m ² kg ⁻¹	kg kg ⁻¹
Bad Leonfelden	8.2 (4.1-24.0)	897 (766-1096)	0.030 (0.012 – 0.083)	0.0005 (0.0002 – 0.0014)	1.04 ± 0.07
Freistadt	136. (96.1-178)	523 (425-689)	0.278 (0.219 – 0.360)	0.0047 (0.0035 – 0.0066)	0.72 ± 0.15
	6				
Linz	18.5 (9.0-30.1)	467 (383-580)	0.052 (0.024 – 0.079)	0.0007 (0.0003 - 0.0011)	0.98 ± 0.14
Sandl	101. (43.1-359)	541 (360-940)	0.221 (0.101 – 0.340)	0.0037 (0.0016 – 0.0128)	0.63 ± 0.21
	9				
Schärding	11.3 (6.51-17.4)	751 (569-894)	0.159 (0.078 – 0.245)	0.0033 (0.0010 – 0.0032)	1.48 ± 0.17
Schöneben	162. (129-191)	295 (176-451)	1.061 (0.868 – 1.333)	0.0184 (0.0153 – 0.0227)	0.31 ± 0.08
	5				
Vöcklabruck	27.9 (16.2-45.4)	566 (371-753)	0.071 (0.049 – 0.096)	0.0009 (0.0006 – 0.0012)	2.01 ± 0.29
Rohrbach (n = 2!)	4.1 (2.4-18.5)	830 (734-892)	0.195 (0.094 – 0.405)	0.0025 (0.0014 – 0.0047)	0.67 ± 0.26

Tabelle 1: Cs-137- und K-40-Konzentrationen in Bewuchsproben von 1995 – 1999 und die daraus abgeleiteten Transferfaktoren (n=5) (S.D.: Standardabweichung; d.m.: Trockenmasse)

Abbildung 2 zeigt den saisonalen Verlauf der Cs-137- und K-40-Konzentration im Bewuchs der Probenahmestelle Vöcklabruck. Von Anfang Mai bis Juli sinkt die Konzentration beider Elemente und steigt dann im August und September wieder an.

Schließlich wurden die Transferfaktoren mit den Bodenparametern korreliert. Es zeigte sich eine negative Korrelation des Cs-137-TF mit dem pH-Wert und den austauschbaren Anteilen an Mg, Ca und Na und eine positive Korrelation mit der austauschbaren Al-Konzentration (siehe Tab. 2).

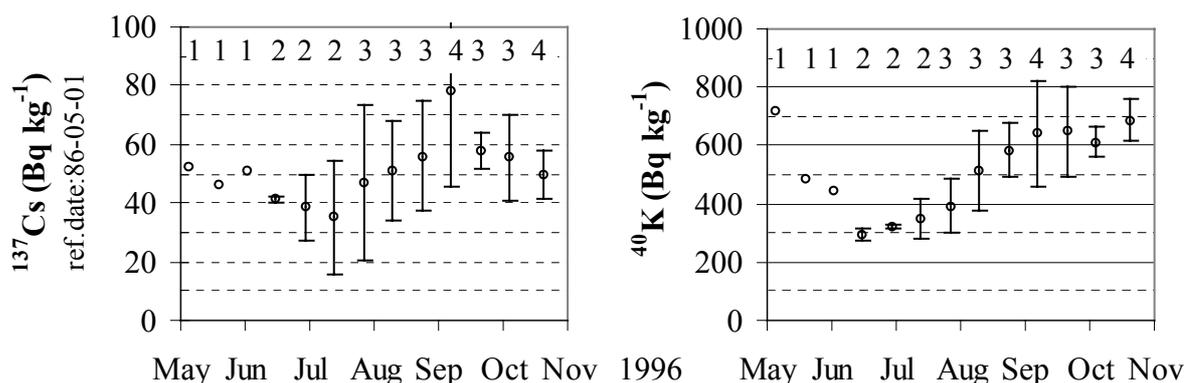


Abbildung 2: Jahreszeitlicher Verlauf der Cs-137- und K-40-Konzentration im Bewuchs (Vöcklabruck)

	number of valid n	Spearman correlation coefficient	Level of significance
TF_BP & pH	8	-0.83	0.01
TF_BP & Mg_{exch}	8	-0.76	0.03
TF_BP & Ca_{exch}	8	-0.78	0.02
TF_BP & Ca_{tot}	8	-0.83	0.01
TF_BP & Al_{exch}	7	0.82	0.02
TF_BP & Na_{tot}	8	-0.86	0.03
TF_BP & Mg_{tot}	8	-0.74	0.04
TF_BP & $\text{K}_{\text{exch}}/^{40}\text{K}$	8	-0.91	0.01

Tabelle 2: Spearman Korrelation der Transferfaktoren mit chemischen Bodenparametern (nur Werte mit $p \leq 0,05$)

Folgende Schlussfolgerungen können aus den gewonnenen Ergebnissen gezogen werden:

Sowohl saisonale als auch jährliche Schwankungen im Transfer von Cs-137 vom Boden in den Bewuchs sind beträchtlich, können jedoch nur teilweise durch die jeweils herrschenden klimatischen Bedingungen erklärt werden. Nur bei einer Probenahmestelle zeigten die zerfallskorrigierten Cs-137-Konzentrationen im Bewuchs und die Transferfaktoren im Zeitraum von 1992 – 1999 eine signifikante Abnahme. Die berechnete Halbwertszeit der Abnahme beträgt 7.7 Jahre. Die höher gelegene Probenahmestelle Schöneben weist eine beträchtlich höhere Aufnahme von Cs-137 in den Bewuchs auf.

Cs-137 und K-40 zeigen kein analoges Verhalten im Bewuchs über längere Zeiträume nach einem Depositionsereignis.

Die saisonale Variation des Transferfaktors sowie die kleinräumige Schwankung der Cs-137-Deposition können Langzeittrends überdecken. Deshalb sollte bei Langzeit-Beobachtungen

die Probenahme mit einer genügend großen Anzahl von Einzelproben erfolgen. Beim Probenahmezeitpunkt sollte man sich nicht an fixe jährliche Termine halten, sondern den Entwicklungsstand des Bewuchses berücksichtigen.

Die negative Korrelation des Cs-137-Transferfaktors mit dem pH-Wert und den austauschbaren Mg und Ca Anteilen deuten auf eine mögliche Eignung der Ausbringung von Kalk zur Reduktion der Cs-137-Aufnahme in die Pflanzen. Eine Quantifizierung dieses Effekts für das untersuchte Gebiet ist jedoch ohne weitere Forschungsarbeiten nicht möglich.

Literatur

- [1] BKA; *Radioaktivitätsmessungen in Österreich 1996 und 1997: Daten und Bewertung; Anhang A.2: Beweissicherung Kernkraftwerk Temelin*; Bundeskanzleramt, Sektion VI, Forschungsberichte; 12/98
- [2] Land Oberösterreich; *Beweissicherung Kernkraftwerk Temelin, Zwischenbericht 2001*; Land OÖ., Unterabt. Lärm- und Strahlenschutz; 2001
- [3] Strebl, F., Ringer, W., Gerzabek, M.H.; *Radiocaesium contamination of meadow vegetation - time-dependent variability and influence of soil characteristics at grassland sites in Austria*; *Journal of Environmental Radioactivity*, Vol 58/2-3, pp 143-161; 2001
- [4] Bossew, P., Ditto, M., Falkner, T., Henrich, E., Kienzl, K., & Rappelsberger, U.; *Cäsiumbelastung der Böden Österreichs*; Federal Environment Agency - Monographs, 60, 1-93; 1996

Literatur

- /BKA 88/** „Die Auswirkungen des Reaktorunfalls von Tschernobyl auf Österreich“; 2., verbesserte Ausgabe, Beiträge Lebensmittelangelegenheiten, Veterinärverwaltung, Strahlenschutz (Bundeskanzleramt, Sektion VII), 2/88, Wien (1990)
- /BKA 91/** „Radioaktivitätsmessungen in Österreich 1988 und 1989; Daten und Bewertung“; Beiträge Lebensmittelangelegenheiten, Veterinärverwaltung, Strahlenschutz (Bundeskanzleramt, Sektion VII), 2/91, Wien (1991)
- /BKA 97/** „Radioaktivitätsmessungen in Österreich 1994 und 1995; Daten und Bewertung“; Beiträge Lebensmittelangelegenheiten, Veterinärverwaltung, Strahlenschutz, Toxikologie, Gentechnik (Bundeskanzleramt, Sektion VI), 3/97, Wien (1997)
- /BKA 98/** „Radioaktivitätsmessungen in Österreich 1996 und 1997; Daten und Bewertung“; Beiträge Lebensmittelangelegenheiten, Veterinärverwaltung, Strahlenschutz, Toxikologie, Gentechnik (Bundeskanzleramt, Sektion VI), 12/98, Wien (1998)
- /BKA 99/** „Radioaktivitätsmessungen in Österreich 1998; Daten und Bewertung“; Beiträge Lebensmittelangelegenheiten, Veterinärverwaltung, Strahlenschutz, Toxikologie, Gentechnik (Bundeskanzleramt, Sektion VI), 9/99, Wien (1999)
- /BMGK 95/** „Radioaktivitätsmessungen in Österreich 1992 und 1993; Daten und Bewertung“; Beiträge Lebensmittelangelegenheiten, Veterinärverwaltung, Strahlenschutz (Bundesministerium für Gesundheit und Konsumentenschutz, Sektion III), 5/95, Wien (1995)
- /BMGSK 92a/** „Rahmenempfehlungen für die Festlegung und Durchführung von Maßnahmen zum Schutz der Bevölkerung vor ionisierender Strahlung in Fällen großräumiger radioaktiver Verunreinigung“; Beiträge Lebensmittelangelegenheiten, Veterinärverwaltung, Strahlenschutz (Bundesministerium für Gesundheit, Sport und Konsumentenschutz, Sektion III), 3/92, 3., erweiterte Ausgabe, Wien (1992)
- /BMGSK 92b/** „Radon in Österreich: Bestandsaufnahme bisheriger Untersuchungen und Konzepte für ein weiteres Vorgehen hinsichtlich eines nationalen Radonprogrammes“; Beiträge Lebensmittelangelegenheiten, Veterinärverwaltung, Strahlenschutz (Bundesministerium für Gesundheit, Sport und Konsumentenschutz, Sektion III), 4/92, Wien (1992)
- /BMGSK 94a/** „Radioaktivitätsmessungen in Österreich 1990 und 1991; Daten und Bewertung“; Beiträge Lebensmittelangelegenheiten, Veterinärverwaltung, Strahlenschutz (Bundesministerium für Gesundheit, Sport und Konsumentenschutz, Sektion III), 1/94, Wien (1994)
- /BMGSK 94b/** „Radon in Österreich - 1993“; Beiträge Lebensmittelangelegenheiten, Veterinärverwaltung, Strahlenschutz (Bundesministerium für Gesundheit, Sport und Konsumentenschutz, Sektion III), 3/94, Wien (1994)
- /CEC 98/** „Atlas of Caesium Deposition on Europe after the Chernobyl Accident“; Europäische Kommission, GD XII, (1998)
- /Ditto 99/** M. Ditto et al.: „Radon-222 im Grundwasser – Ein österreichweiter Überblick“; Bericht der BALUF Wien, Jänner 1999
- /Duftschmid 81/** K.E. Duftschmid: „Die berufliche Strahlenbelastung in Österreich im Jahr 1980“; Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf, OEFZS--4097, (1981)
- /Friedmann 96/** H. Friedmann et al.: „The Austrian Radon Project“; Environment International, Vol. 22, Suppl. 1, pp S677-S686, (1996)

/Frischauf 80/ H. Frischauf, K. Kletter, R. Dudzak: „Bericht über die Erhebung der genetisch signifikanten Dosis durch nuklearmedizinische Maßnahmen in Österreich“; Beiträge Umweltschutz, Lebensmittelangelegenheiten, Veterinärverwaltung (Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz), 5/80, Wien (1980)

/Henrich 85/ E. Henrich, F. Schönhofer: „Gammastrahlende künstliche Radionuklide in der Umwelt“; Beiträge Umweltschutz, Lebensmittelangelegenheiten, Veterinärverwaltung (Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz), 4/85, Wien (1985)

/Henrich 89/ E. Henrich, J. Weisz, W. Haider: „Tritium in der Thaya“; BALUF Wien, Interner Bericht BALUF-STS-89.04, (November 1989)

/Henrich 93/ E. Henrich, V. Karg, M. Ditto, J. Weisz, M. Zapletal, M. Korner: „Tritium in Nutzwasserproben aus dem Gebiet Thaya-March; Untersuchungen von 1990 bis 1992“; BALUF Wien, Interner Bericht BALUF-STS-01.93, (Februar 1993)

/Hötzl 93/ H. Hötzl, G. Rosner, R. Winkler: „Einfluß der Sonnenfleckenaktivität auf die Be-7-Konzentration in Luft und Niederschlag“; 25. Jahrestagung des Fachverbands für Strahlenschutz e.V. „Umweltradioaktivität, Radioökologie, Strahlenwirkungen“, Binz auf Rügen; Publikationsreihe „Fortschritte im Strahlenschutz“, FS-93-67-T (1993)

/Hötzl 93a/ H. Hötzl, R. Winkler: „Ursachen der jahreszeitlichen Schwankungen der Konzentrationen von Cs-134/Cs-137 in der bodennahen Luft“; 25. Jahrestagung des Fachverbands für Strahlenschutz e.V. „Umweltradioaktivität, Radioökologie, Strahlenwirkungen“, Binz auf Rügen; Publikationsreihe „Fortschritte im Strahlenschutz“, FS-93-67-T (1993)

/Kallinger 79a/ W. Kallinger: „Die genetisch signifikante Strahlenbelastung der österreichischen Bevölkerung durch diagnostische Anwendung von Röntgenstrahlen in der Medizin“; Beiträge Umweltschutz, Lebensmittelangelegenheiten, Veterinärverwaltung (Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz), 6/79, Wien (1979)

/Kallinger 79b/ W. Kallinger: „Die genetisch signifikante Strahlenbelastung der österreichischen Bevölkerung durch therapeutische Anwendung von Röntgen- und e⁻-Strahlen sowie umschlossenen radioaktiven Stoffen in der Medizin“; Beiträge Umweltschutz, Lebensmittelangelegenheiten, Veterinärverwaltung (Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz), 6/79, Wien (1979)

/Lagoni 63/ H. Lagoni, O. Paakkola, K.H. Peters: „Untersuchungen über die quantitative Verteilung radioaktiver Fallout-Produkte in der Milch“; Milchwissenschaft 18, 340-344, (1963)

/Mück 90/ K. Mück, M. Gerzabek, F. Steger: „¹³⁷Cs-Activity Concentration in Milk Two Years After the Chernobyl Accident Compared to Deposition Rates“, in G. Desmet (ed.): „Transfer of Radionuclides in Natural and Semi-Natural Environments“, Proceedings eines Workshops, 11. - 15. Sept. 1989, Udine, Elsevier Applied Science, S. 575-582, London (1990)

/Mück 91/ K. Mück, F. Steger: „Wash-Off Effects in Urban Areas“; Radiation Protection Dosimetry, Vol. 37, No. 3, pp. 189-194, (1991)

/Mück 95/ K. Mück: „Langzeitfolgedosis nach großräumiger Kontamination“; Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf, OEFZS-A--3605 (1995)

/Rank 85/ D. Rank: „Umwelttritium in Mitteleuropa“; 10. Jahrestagung der ÖSRAD, Wien, Mai 1985, in: ÖVS-Mitteilungen 2/1988

/Rank 94/ D. Rank: „Umwelttritium im Donaauraum“; 15. Jahrestagung der ÖSRAD, Wien, Juni 1994, in: Radioökologie 1994 - Tagungsbericht

/Schönhofer 85a/ F. Schönhofer, E. Henrich: „Tritium im Niederschlag. Eine Bestandsaufnahme in Österreich - Oktober 1980 bis Dezember 1983“; Beiträge Umweltschutz, Lebensmittelangelegenheiten, Veterinärverwaltung (Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz), 4/85, Wien (1985)

/Schönhofer 85b/ F. Schönhofer, E. Henrich: „Tritium in Oberflächenwässern. Eine Bestandsaufnahme in Österreich - Donau, March, Thaya, Mur und Drau“; Beiträge Umweltschutz, Lebensmittelangelegenheiten, Veterinärverwaltung (Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz), 4/85, Wien (1985)

/STATIS 93/ Österreichisches Statistisches Zentralamt: „Ergebnisse der landwirtschaftlichen Statistik im Jahre 1993“; Beiträge zur Österreichischen Statistik, Heft 1.137, (1994)

/STATIS 97/ Österreichisches Statistisches Zentralamt: „Ergebnisse der landwirtschaftlichen Statistik im Jahre 1997“; Beiträge zur Österreichischen Statistik, Heft 1.271, (1998)

/Strebl 95/ F. Strebl: „Die Modellierung des Radiocäsiumtransfers (Boden-Pflanze-Rehwild) in Waldökosystemen“; Dissertation, Universität Wien (1995)

/Tschirf 75/ E. Tschirf, W. Baumann, R. Niesner, P. Vychytil: „Strahlenkarte Österreichs - Mittlere Bevölkerungsdosen im Freien durch terrestrische und kosmische Strahlung“; Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien (1975)

/Tschirf 80/ E. Tschirf, W. Baumann, R. Niesner: „Ermittlung der Bevölkerungsstrahlendosis durch die natürliche äußere Strahlung in Innenräumen“; Beiträge Umweltschutz, Lebensmittelangelegenheiten, Veterinärverwaltung (Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz), 5/80, Wien (1980)

/UBA 93/ „Tritiummeßnetz Österreich, Jahresbericht 1992“; Bericht UBA-93-082, Umweltbundesamt Wien (1993)

/UBA 96/ P. Bossew, M. Ditto, T. Falkner, E. Henrich, K. Kienzl, U. Rappelsberger: „Cäsiumbelastung der Böden Österreichs“; Umweltbundesamt Wien, März 1996

/UBA 97/ S. Scharf, M. Schneider, G. Zethner: „Zur Situation der Verwendung und Entsorgung des kommunalen Klärschlammes in Österreich“; Umweltbundesamt Wien, 1997

/UNSCEAR 00/ „Sources and Effects of Ionizing Radiation“; United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly, New York (2000)

/Vychytil 79/ P. Vychytil: „Das österreichische Strahlenfrühwarnsystem“; in: Tagung 1979: Österreichisches Überwachungsnetz für Umweltradioaktivität; Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz, Wien (1979)

/Watson 85/ A. P. Watson: „Polonium-210 and Lead-210 in Food and Tobacco Products: Transfer Parameters and Normal Exposure and Dose“; Nuclear Safety, Vol. 26, No. 2, p. 179, (1985)

/ZAMG 93/ „TAWES – Teilautomatisches Wettererfassungssystem der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik“; Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik, Publ. Nr.: 350, Wien (1993)

/Zechner 89/ J. Zechner: „Das österreichische Strahlenfrühwarnsystem“; ÖSRAD-Tagung, Wien (1989)

Forschungsberichte aus dem Bereich Strahlenschutz

In der den Strahlenschutz betreffenden Berichtsserie sind bisher erschienen:

- /79 Österreichisches Überwachungsnetz für Umweltradioaktivität – Tagung 1979 (vergriffen)
- 6/79 Genetisch signifikante Strahlenbelastung der österreichischen Bevölkerung durch medizinische Untersuchungen und Behandlungen der Patienten (vergriffen)
- 5/80 Strahlendosen durch nuklearmedizinische Maßnahmen / Natürliche äußere Strahlung in Innenräumen / Bestimmung von Radiostrontium in Umweltproben (vergriffen)
- 8/82 Umweltradioaktivität (vergriffen)
- 4/85 Umweltradioaktivität in Österreich – Ergebnisse 1980 bis 1983 (vergriffen)
- 2/88 Die Auswirkungen des Reaktorunfalls von Tschernobyl auf Österreich (2., verbesserte Auflage)
- 1/89 Überwachungsnetz für Radioaktivität, Messungen 1987
- 2/89 Rahmenempfehlungen für die Festlegung und Durchführung von Maßnahmen zum Schutz der Bevölkerung vor ionisierender Strahlung in Fällen großräumiger radioaktiver Verunreinigung (1. Ausgabe; ersetzt durch 3/92)
- 5/89 Meteorologische Studie über den Zusammenhang zwischen Emissionen der Wiederaufarbeitungsanlage Wackersdorf, Bayern, und den dadurch verursachten Immissionen in Österreich
- 6/89 Die Auswirkungen des Reaktorunfalls in Tschernobyl auf Österreich – Folgestudien
- /90 Verteilung und Wanderung von Radionukliden in Böden und deren Aufnahme in Pflanzen nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl
- 3/90 Bestimmung des Strontium-90-Gehaltes in Luftfiltern aus der Zeit nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl
- 2/91 Radioaktivitätsmessungen in Österreich 1988 und 1989, Daten und Bewertung
- 3/91 Rahmenempfehlungen für die Festlegung und Durchführung von Maßnahmen zum Schutz der Bevölkerung vor ionisierender Strahlung in Fällen großräumiger radioaktiver Verunreinigung (2., erweiterte Ausgabe; ersetzt durch 3/92)
- 5/91 Möglichkeiten einer regionalen Prognose in Fällen großräumiger Verstrahlung basierend auf dem Modell ECOSYS
- 1/92 UV-Exposition der österreichischen Bevölkerung durch solare Strahlung in Beruf, Freizeit und Urlaub sowie durch die Nutzung von Solarien
- 3/92 Rahmenempfehlungen für die Festlegung und Durchführung von Maßnahmen zum Schutz der Bevölkerung vor ionisierender Strahlung in Fällen großräumiger radioaktiver Verunreinigung (3., erweiterte Ausgabe)
- 4/92 Radon in Österreich: Bestandsaufnahme bisheriger Untersuchungen und Konzepte für ein weiteres Vorgehen hinsichtlich eines nationalen Radonprogrammes
- 4/93 Literaturstudie zur Immissionsabschätzung bei Nuklearunfällen
- 1/94 Radioaktivitätsmessungen in Österreich 1990 und 1991, Daten und Bewertung
- 3/94 Radon in Österreich 1993
- 5/95 Radioaktivitätsmessungen in Österreich 1992 und 1993, Daten und Bewertung
- 7/96 Immissionsabschätzung bei Nuklearunfällen, Entwicklung von Tamos: Diagnostische Windfelder und Trajektorien

-
- 1/97 Studie dokumentierter Forschungsergebnisse über die Wirkung elektromagnetischer Felder
Teil 1: Niederfrequente elektrische und magnetische Felder
Teil 2: Hochfrequente elektromagnetische Felder
Teil 3: Wissenschaftliche Veröffentlichungen und relevante Dokumente
- 3/97 Radioaktivitätsmessungen in Österreich 1994 und 1995, Daten und Bewertung
- 12/98 Radioaktivitätsmessungen in Österreich 1996 und 1997, Daten und Bewertung
- 9/99 Radioaktivitätsmessungen in Österreich 1998, Daten und Bewertung
- 12/00 Radioaktivitätsmessungen in Österreich 1999, Daten und Bewertung