

**RADIOAKTIVITÄT UND STRAHLUNG IN ÖSTERREICH
2005 und 2006**

DATEN UND BEWERTUNG

Mai 2009

Eigentümer, Herausgeber und Verleger: Republik Österreich
BMG Sektion III
BMLFUW Sektion V

Für den Inhalt verantwortlich:

Generaldirektor für öffentliche Gesundheit
SC Prof. Dr. Hubert HRABCIK (BMG Sektion III)

SC DI Günter Liebel (BMLFUW Sektion V)

MR Dr. Josef Zechner (BMG Sektion III)

Text und Gestaltung:

MR Mag. Manfred Ditto (BMG Sektion III)

DI Nina Cernohlawek (AGES CC Strahlenschutz und Radiochemie)

VORWORT	1
DANKSAGUNG	2
BEGRIFFE	3
ABKÜRZUNGEN	5
ZUSAMMENFASSUNG	6
SUMMARY	8
1. EINLEITUNG	10
1.1. Natürliche Strahlenexposition	10
1.1.1. Kosmische Strahlung	10
1.1.2. Natürliche Radionuklide	10
1.2. Zivilisatorische Strahlenexposition	12
1.2.1. Reaktorunfall von Tschernobyl	12
1.2.2. Kernwaffenversuche	13
1.2.3. Nuklearmedizin	13
1.2.4. Sonstige Quellen	14
2. DIE ÜBERWACHUNG ÖSTERREICHS AUF RADIOAKTIVE KONTAMINATION	15
2.1. Überwachungsnetz für Radioaktivität	16
2.1.1. Strahlenfrühwarnsystem	16
2.1.2. Laborgestütztes Überwachungsnetz für Radioaktivität	18
2.2. Anlagenüberwachung	20
2.2.1. Austrian Research Centers Seibersdorf (ARCS)	21
2.2.2. Atominstitut der Österreichischen Universitäten (AI)	21
3. ERGEBNISSE AUS DEM STRAHLENFRÜHWARNSYSTEM	23
4. ERGEBNISSE AUS DEM LABORGESTÜTZTEN ÜBERWACHUNGSNETZ	26
4.1. Luft	26
4.2. Niederschlag	31
4.3. Oberflächenwasser	37
4.4. Emissionen aus Kläranlagen	46
4.5. Sonstige Umweltmedien	50
4.5.1. Böden	50
4.5.2. Grundwasser	50

4.6. Lebensmittel	50
4.6.1. Milch und Milchprodukte	51
4.6.2. Obst, Gemüse, Kartoffeln und Getreide	55
4.6.3. Fleisch	56
4.6.4. Pilze	56
4.6.5. Trink- und Quellwasser	58
4.6.6. Gesamtnahrung	59
4.6.7. Sonstige Lebensmittel	59
4.6.8. Lebensmittel aus dem Ausland	59
4.6.9. Grenzwertregelung	59
5. ERGEBNISSE AUS DER ANLAGENÜBERWACHUNG	61
5.1. Austrian Research Centers Seibersdorf	61
5.1.1. Emissionen radioaktiver Stoffe	61
5.1.2. Umgebungsüberwachung	63
5.2. Atominstitut der Österreichischen Universitäten	64
5.2.1. Emissionen radioaktiver Stoffe	64
5.2.2. Umgebungsüberwachung	65
6. STRAHLENEXPOSITION DER BEVÖLKERUNG	66
6.1. Natürliche Strahlenexposition	66
6.1.1. Externe Strahlenexposition	67
6.1.2. Interne Strahlenexposition	67
6.2. Zivilisatorische Strahlenexposition	68
6.2.1. Anwendung radioaktiver Stoffe und ionisierender Strahlung in der Medizin	68
6.2.2. Anwendung radioaktiver Stoffe und ionisierender Strahlung in Forschung, Technik und Haushalt	69
6.2.3. Berufliche Tätigkeit	69
6.2.4. Fallout von Kernwaffenversuchen	69
6.2.5. Kerntechnische Anlagen	69
6.2.6. Reaktorunfall von Tschernobyl	70
6.3. Gesamte Strahlenexposition	71
ANHANG	73
A1. Strahlenexposition von Beschäftigten in oberösterreichischen Wasserwerken (Teil 2: Ergebnisse)	73
A2. Untersuchungsprogramm „Beweissicherung Kernkraftwerk Temelin“	77
LITERATUR	86

Vorwort

In Österreich wird gemäß Strahlenschutzgesetz eine systematische Strahlenüberwachung durchgeführt. Damit erfüllt Österreich auch Verpflichtungen im europäischen Rahmen. Mit dieser Überwachung sind das Bundesministerium für Gesundheit und das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft betraut. Um die Daten aus der Strahlenüberwachung in zusammenhängender und einheitlicher Form der Öffentlichkeit zu präsentieren, werden diese in einem gemeinsamen Bericht der zuständigen Ressorts zusammengefasst.

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 Radioaktivitäts- und Strahlenüberwachung in Österreich in den Jahren 2005 und 2006. Es werden darin Daten zur Radioaktivität und Strahlung in verschiedenen Bereichen sowie die daraus für die Bevölkerung sich ergebenden Strahlendosen 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 von der Österreichischen Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit (AGES) durchgeführte Untersuchungen. Bezüglich der Anlagenüberwachung wurde auch auf Daten aus der betrieblichen Eigenkontrolle zurückgegriffen.

Danksagung

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

Insbesondere gilt unser Dank den Personen, die die Strahlenfrühwarnmessstellen vor Ort betreuen, den Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern der technischen Betriebsführung des Strahlenfrühwarnsystems und den für die Wartung der Messgeräte sowie der Datenübertragungseinrichtungen zuständigen Serviceteams.

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

Begriffe

Radioaktivität

Eigenschaft von instabilen Atomkernen, sich ohne äußere Einwirkung unter Aussendung von Teilchen- und/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 (zB: Gy/h, Sv/h)

Strahlenexposition

Einwirkung ionisierender Strahlung 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

AGES	Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit
AI	Atominstitut der Österreichischen Universitäten
ARCS	Austrian Research Centers Seibersdorf
BAW	Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Wassergüte
BEWAG	Burgenländische Elektrizitätswirtschaft-Aktiengesellschaft
BH	Bezirkshauptmannschaft
Biutec	Biotechnologie und Umwelttechnologie F & E Gesellschaft m.b.H
BMLFUW	Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft
BMG	Bundesministerium für Gesundheit
BMGF	Bundesministerium für Gesundheit, Familie und Jugend
LMAO	Lebensmittelaufsichtsorgane
LR	Landesregierung
ILMU Graz	Institut für Lebensmitteluntersuchung Graz (Dienststelle der AGES)
ILMU Innsbruck	Institut für Lebensmitteluntersuchung Innsbruck (Dienststelle der AGES)
ILMU Linz	Institut für Lebensmitteluntersuchung Linz (Dienststelle der AGES)
CC RARA	Kompetenzzentrum Radioökologie und Radon (Dienststelle der AGES in Linz)
CC STRA	Kompetenzzentrum Strahlenschutz und Radiochemie (Dienststelle der AGES in Wien)
WDS	Wetterdienststelle
ZAMG	Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik

Zusammenfassung

Im diesem Bericht werden Ergebnisse der in Österreich aufgrund des Strahlenschutzgesetzes in den Jahren 2005 und 2006 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 kerntechnischen Anlagen.

Zur großräumigen Überwachung der Umwelt wird ein Strahlenfrühwarnsystem betrieben, das an 336 Orten ständig die Gammadosisleistung registriert und an einigen dieser Orte zusätzlich die Radioaktivität in der Luft bestimmt. Die aktuellen Messwerte dieses Systems werden automatisch an verschiedene öffentliche Stellen weitergeleitet. Weiters wird im Rahmen der großräumigen Umweltüberwachung der Radionuklidgehalt diverser Medien wie Luft, Niederschläge und Oberflächengewässer sowie Lebensmittel und Trinkwasser über regelmäßige Probenahmen und Untersuchungen im Labor überwacht. Ergänzend zu diesen Routineprogrammen werden Schwerpunktprojekte durchgeführt, die der Untersuchung bestimmter Medien sowie der besseren zeitlichen bzw. regionalen Erfassung der in der Umwelt vorhandenen radioaktiven Stoffe dienen.

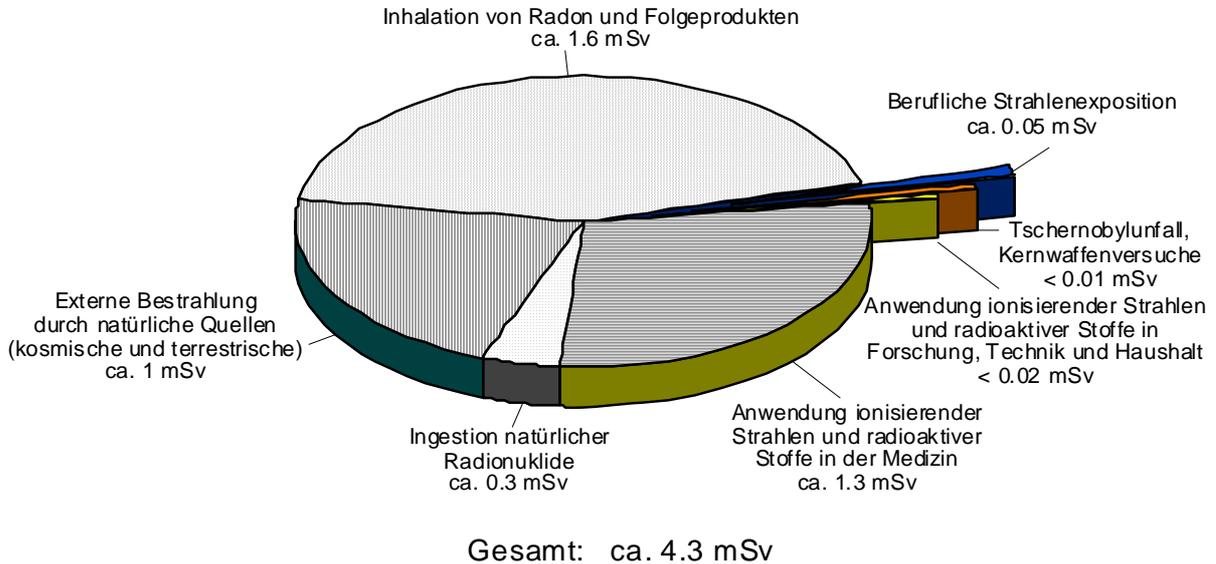
Die behördliche Anlagenüberwachung setzt sich – hinsichtlich Emissionen und Immissionen – aus zwei Elementen zusammen: der Kontrolle der Qualität der betriebsinternen Eigenüberwachung sowie einer unabhängigen Überwachung durch Untersuchen von durch die Behörde selbst gezogenen Proben.

Die durchschnittliche Strahlendosis der österreichischen Bevölkerung betrug im Berichtszeitraum rund 4.3 mSv pro Einwohner und Jahr, wobei die bei weitem überwiegenden Beiträge auf natürliche Strahlenquellen und medizinische Expositionen 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 wegen hoher Radonkonzentrationen die mittlere Dosis bei weitem überschritten wird.

Die zivilisatorische Strahlenexposition ist zum überwiegenden Teil durch die Anwendung radioaktiver Stoffe und ionisierender Strahlung in der Medizin – insbesondere in der Röntgendiagnostik – bedingt und führte im Berichtszeitraum zu einer mittleren effektiven Dosis von ca. 1.4 mSv pro Einwohner und Jahr. Mit weniger als 0.01 mSv pro Jahr war im Vergleich dazu die im Berichtszeitraum sich aus den Auswirkungen des Reaktorunfalls von Tschernobyl für die österreichische Bevölkerung ergebende Strahlendosis gering.

Strahlenexposition der Bevölkerung in den Jahren 2005 und 2006
(effektive Dosis pro Einwohner und Jahr)



Die durch den Betrieb der kerntechnischen Anlagen der Austrian Research Centers Seibersdorf und des Atominstututs der Österreichischen Universitäten sich für die Bevölkerung ergebende Strahlendosis war auch im Berichtszeitraum 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 Lebensmittel und landwirtschaftliche Produkte im Allgemeinen nur noch geringe Aktivitäten an Cäsium-137 auf. Im Vergleich dazu deutlich höhere Werte finden sich 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 die Bevölkerung ergebende Strahlendosis gering ist.

Summary

This report presents results of the radiation surveillance in Austria in 2005 and 2006, performed by the competent authorities, based on the Austrian Radiation Protection Act. In particular data of large scale monitoring concerning radioactive contaminations and data of nuclear plant 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 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, drinking water etc. is monitored by periodic sampling and subsequent analysis in laboratories. In addition to this routine program special projects are carried out for the investigation of specific media and to improve the knowledge of the time dependence respectively of regional aspects of the contamination situation.

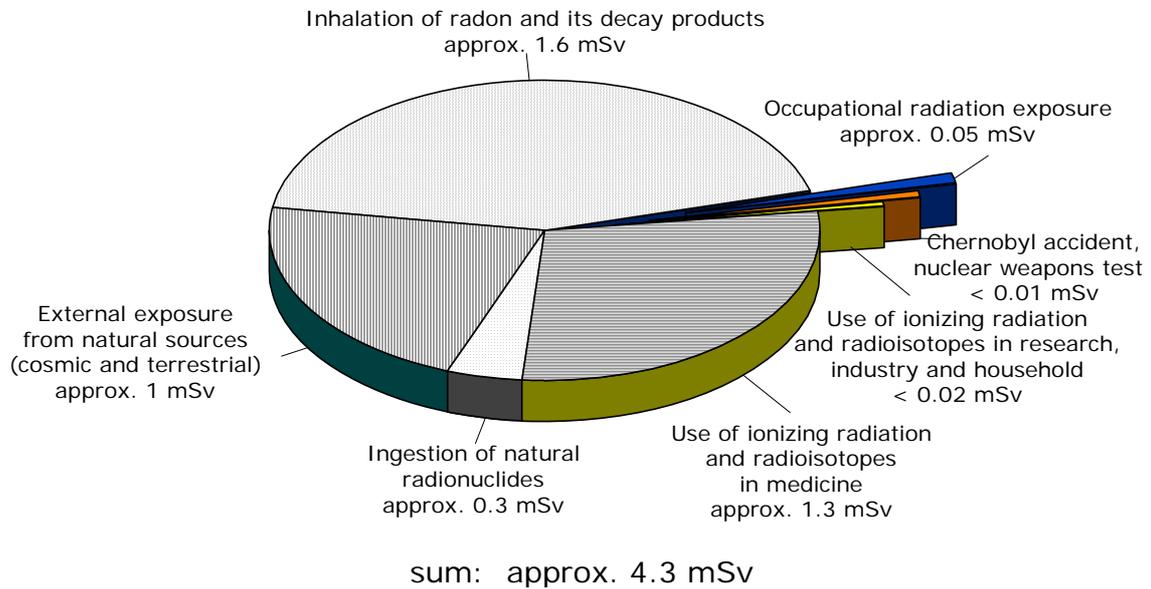
The inspection of the nuclear installations by the authorities concerning emission and immission is set up of two parts: inspection of the quality of the internal control by the operator and independent surveillance by examination of samples taken by the authority.

In 2005 and 2006 the average annual radiation exposure of the Austrian population amounted to about 4.3 mSv effective dose per person. The contributions dominating by far originate from natural sources of radiation and medical exposures. 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 1.4 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 2005 and 2006 to less than 0.01 mSv is small.

Radiation exposure of the population in 2005 and 2006
(effective doses per year and person)



The exposure contribution due to the operation of the nuclear installations at the Austrian Research Centers Seibersdorf and at the Atomic Institute of the Austrian Universities in 2005 and 2006 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 was 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 the population caused by this path generally is small.

1. Einleitung

Der Mensch steht seit jeher unter der Einwirkung der Strahlung von natürlichen radioaktiven Stoffen 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 hauptsächlich durch die Anwendung ionisierender Strahlung in der Medizin bewirkt.

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 von 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, zu einem geringen 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 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 natürlichen Radionuklide 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 Bleisotope 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 etwa durch die Flimmerhärchen entfernt werden können, und führen so vor allem im Bronchialbereich zu einer Strahlenexposition.

Von den natürlichen primordialen Radionukliden außerhalb der Zerfallsreihen ist lediglich Kalium-40 von Bedeutung. Andere Radionuklide aus dieser Gruppe (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 Jah-

ren. 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 zu keiner 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 (überwiegend Sekundär-Neutronenreaktionen und Spallationsprozesse) entstehen ständig radioaktive Nuklide (kosmogene Radionuklide). Über Lücken 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 Sechzigerjahre. Bei diesen Tests entstand auch Kohlenstoff-14, wobei die entstandene Menge weit unter der natürlich vorhandenen Menge an Kohlenstoff-14 lag.

1.2. Zivilisatorische Strahlenexposition

Zur künstlichen Strahlenexposition der Bevölkerung tragen hauptsächlich die Anwendung radioaktiver Stoffe und ionisierender Strahlung 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 in den Jahren 2005 und 2006 den größten 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. Auch die nuklearmedizinischen Therapiemethoden basieren auf dem Einsatz solcher Radionuklide.

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 und andere Therapien
Samarium-153	1.95 Tage	Schmerztherapie
Fluor-18	110 Minuten	Positronenemissionstomographie (PET)

In obiger 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.

1.2.4. Sonstige Quellen

Kernanlagen wie Kernkraftwerke, Forschungsanlagen 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 praktisch ohne Bedeutung.

Auch die österreichischen Kernanlagen in Seibersdorf und Wien geben mit dem Abwasser und der Abluft geringe Mengen an Radionukliden an die Umgebung ab. (Die Anlage in Graz wurde 2005 abgeschaltet und 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) der jüngsten Novelle dieses Gesetzes (BGBl. I Nr. 137/2004) heißt es unter anderem: „*Dem Bundesminister für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft obliegt die behördliche Überwachung auf großräumige radioaktive Kontaminationen in der Umwelt, insbesondere in Luft, in Niederschlägen, im Grundwasser, in oberirdischen Gewässern, in Abwässern, im Klärschlamm und im Boden. (...) Dem Bundesminister für Gesundheit und Frauen obliegt die Ermittlung der Radioaktivität in Lebensmitteln ...*“.

Die vorrangigen Ziele der großräumigen Überwachung sind:

- ständige Ermittlung der Radioaktivität in den wesentlichen Medien und der sich daraus für die Bevölkerung ergebenden Strahlenexposition
- 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 Exposition im Fall erhöhter Radioaktivität
- Dokumentation des Istzustandes, um etwa im Fall 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 kern-technischen Anlagen regelmäßig zu überprüfen. Im Berichtszeitraum war das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW) als Bewilli-

gungsbehörde für die Überwachung der nuklearen Anlagen der Austrian Research Centers Seibersdorf zuständig und leistete – hinsichtlich der Kontrolle der radioaktiven Ableitungen an die Umgebung – Amtshilfe bei der Überwachung des Atominstuts der Österreichischen Universitäten.

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.

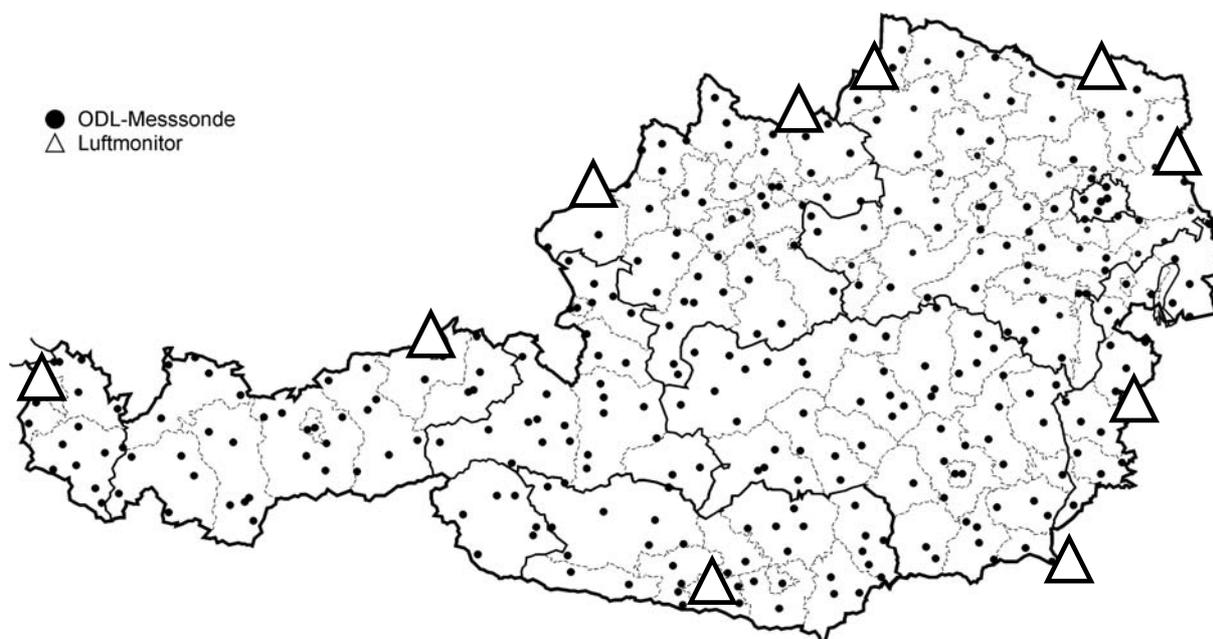
2.1. Überwachungsnetz für Radioaktivität

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 zu Grunde gelegt: 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. 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 unter www.umweltbundesamt.at zu finden.)



Um insbesondere in Fällen großräumiger Kontaminationen die herrschende Situation rasch beurteilen zu können, wurden acht Warnpegel festgelegt (siehe untenstehende Tabelle). 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/.

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

Der Pegel 1 wird häufig während und nach Regenfällen erreicht, da durch den Regen natürliche 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 den am stärksten betroffenen Gebieten wurden Ortsdosisleistungen bis in den unteren Bereich des Warnpegels 3 registriert.

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. Durch die Umstellung auf eine neue Generation von Luftmessanlagen können jetzt auch nuklidspezifische Analysen durchgeführt werden.

Neben den Einrichtungen zur Messung von α -, β - und γ -strahlenden Radionukliden sind die Anlagen mit einer Sonde zur Messung der Dosisleistung sowie mit einer meteorologischen Station ausgestattet, mit der für den Strahlenschutz relevante Wetterdaten erfasst werden. Im Hinblick auf allfällige Emissionen im Ausland sind diese Geräte bevorzugt grenznah aufgestellt. Derzeit sind in Österreich zehn Luftmonitorstationen in Betrieb; vier weitere werden von Österreich in der Nähe von Kernkraftwerken in der Tschechischen Republik, der Slowakei, Ungarn und Slowenien betrieben.

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, teilweise 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 Konzeption des Systems wird diese Aufgabe voll erfüllt. Darüber hinaus 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 (zB 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 werden die Ergebnisse der im laborgestützten Messnetz durchgeführten nuklidspezifischen Analysen herangezogen.

2.1.2. Laborgestütztes Überwachungsnetz für Radioaktivität

Das laborgestützte Überwachungsnetz, das neben dem Strahlenfrühwarnsystem den zweiten tragenden Bestandteil im Überwachungsnetz für Radioaktivität darstellt, bilden die Strahlemesslabors der Österreichischen Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit (AGES).

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

Die in den Labors überwiegend angewandten Messmethoden sind die hochauflösende Gammaskpektrometrie 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 Strahlenfrüh-

warnsystem, 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 m³/h aufweisen. Für besondere Fälle stehen in Wien, Linz und Graz Sammler mit einer Leistung von 500 m³/h zur Verfügung. Neben diesen stationären Anlagen stehen auch einige mobile Geräte mit Saugleistungen von 100 m³/h sowie ein äußerst leistungsstarkes Gerät (10 000 m³/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 bzw. 10 000 cm² 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 Strahlenbetrieben (ua kerntechnischen Anlagen) von der Bewilligungsbehörde periodisch zu überprüfen. Im Berichtszeitraum war das BMLFUW Bewilligungsbehörde für die nuklearen Anlagen der Austrian Research Centers Seibersdorf (ARCS) und daher für die § 17-Betriebsüberwachung zuständig. Mit der § 17-Überprüfung des Atominstututs der Österreichischen Universitäten (AI) war das Wissenschaftsressort betraut. Die bei dieser Überwachung des AI anfallenden Emissions- und Immissionskontrollen wurden im Rahmen der Amtshilfe ebenfalls vom BMLFUW durchgeführt.

Grundsätzlich war das 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 im Beobachtungszeitraum 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 der ARCS 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 Umgebungsüberwachung durchgeführt.

Mit der Durchführung der Emissions- und Immissionskontrollen war im Berichtszeitraum das Kompetenzzentrum für Strahlenschutz und Radiochemie (CC STRA), eine Dienststelle der AGES, beauftragt. 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 Flüssigszintillationspektrometrie. Im Folgenden wird ein kurzer Überblick über das jeweils durchgeführte Überwachungsprogramm gegeben (detaillierte Angaben sind den entsprechenden Berichten der AGES zu entnehmen).

2.2.1. Austrian Research Centers Seibersdorf (ARCS)

Emissionskontrolle

Entsprechend den Auflagen in den Bewilligungsbescheiden kontrollieren die ARCS das Abwasser der Anlage sowie die Abluft der potenziellen Emittenten. Einige der bei dieser Eigenüberwachung anfallenden Abwasser- und Abluftproben, die zur Überprüfung durch die Behörde aufbewahrt werden, werden vom CC STRA zur Nachmessung übernommen. Die Auswahl dieser Proben erfolgt nach Sichtung der im Rahmen der Eigenüberwachung von den ARCS 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 vom CC STRA direkt aus den Lagerbecken entnommene Abwasserproben untersucht.

Umgebungsüberwachung

Die ARCS führen 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 amtliche Emissionskontrolle, die in erster Linie aus Kontrollmessungen an Proben aus der Eigenüberwachung besteht, erfolgt die amtliche Immissionskontrolle hauptsächlich durch das Untersuchen der in der Umgebung der Anlage im Auftrag 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 die ARCS – eine umfangreiche Umgebungsüberwachung, bestehend aus einer Direktmessung der externen Strahlung und einer Bestimmung der Radioaktivität in verschiedenen Umweltmedien, durch. Die Umgebungsüberwachung im Auftrag der

Behörde 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 vom CC STRA zu Kontrollzwecken auch Aerosolfilter aus der betriebsinternen Luftimmissionsüberwachung untersucht.

3. Ergebnisse aus dem Strahlenfrühwarnsystem

Mit Hilfe des Strahlenfrühwarnsystems erfolgte auch in den Jahren 2005 und 2006 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 beispielhaft einige Ergebnisse aus dem Strahlenfrühwarnsystem präsentiert und erläutert.

In Abbildung 3.1. ist die zeitliche Entwicklung der Dosisleistung seit 1986 exemplarisch für die Messstelle Wolfsegg dargestellt. Es handelt sich dabei um eine durch den Reaktorunfall von Tschernobyl höher kontaminierte Region. (In weniger stark betroffenen 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.

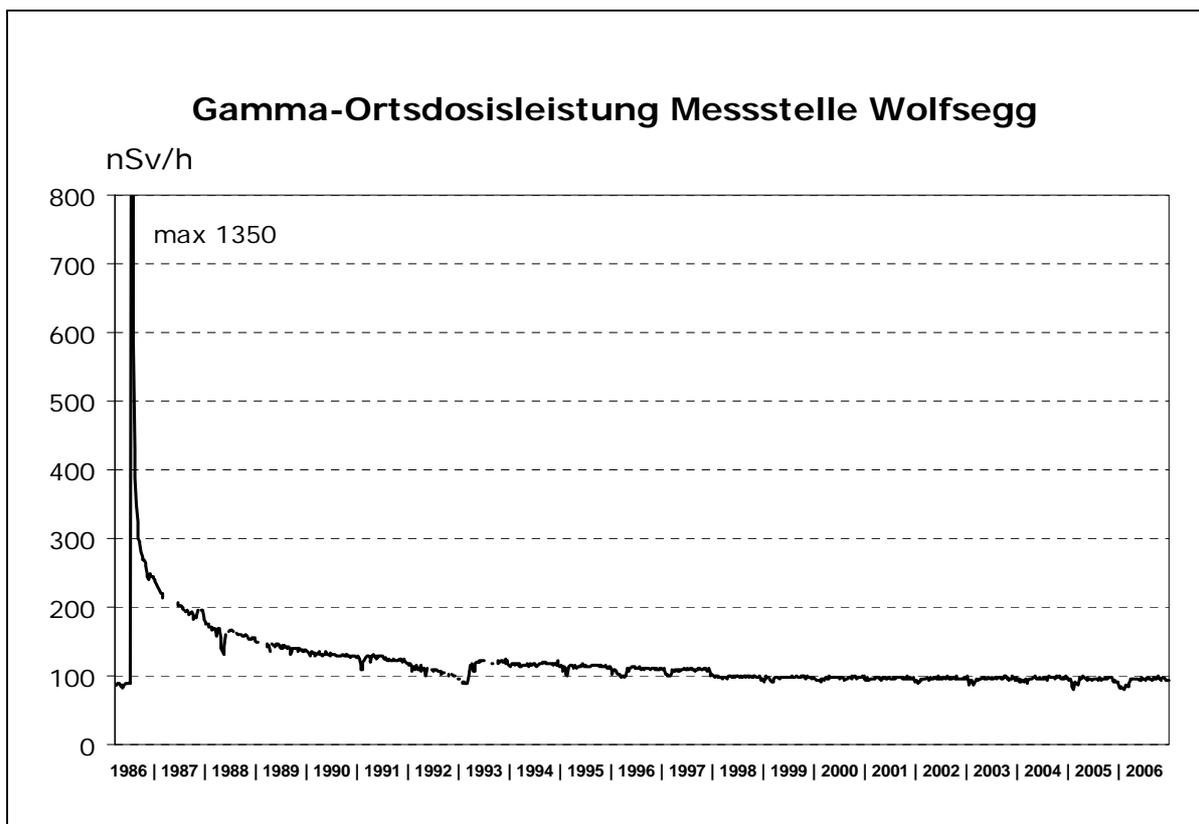


Abb. 3.1.: Verlauf der Ortsdosisleistung (Wochenmittelwerte) während der Jahre 1986 bis 2006 an der Messstelle Wolfsegg (OÖ)

Der dargestellte Langzeitverlauf der Dosisleistung ist 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 nur noch an wenigen Messstellen (z.B. Zwettl und Freistadt) deutlich über den vor dem Reaktorunfall üblichen Werten.

An Höhenmessstellen zeigt der Verlauf der Ortsdosisleistung aufgrund der Abschirmwirkung der Schneedecke einen ausgeprägten Jahregang. Durch die Schneedecke wird nämlich die Gammastrahlung der natürlichen Radionuklide im Boden sowie die der nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl deponierten, künstlichen 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 Gammadosisleistung. 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 3.2. der zeitliche Verlauf der Gammadosisleistung an der Messstation Feuerkogel (Oberösterreich) in 1618 m Seehöhe gemeinsam mit der Schneehöhe für die Jahre 2000 bis 2006 dargestellt.

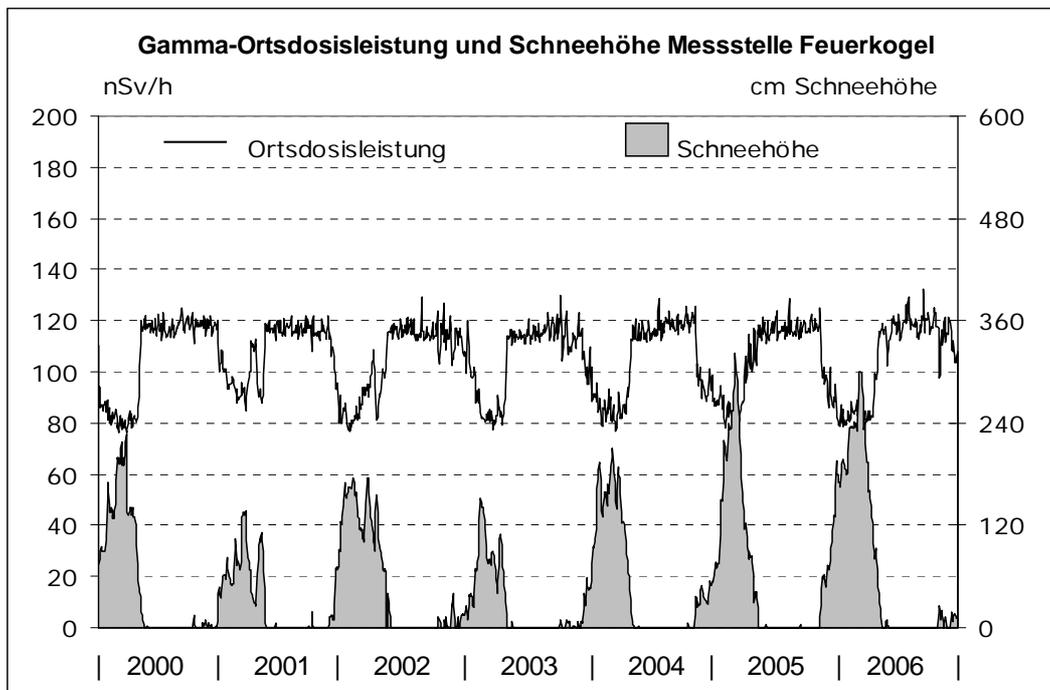


Abb. 3.2.: Verlauf der Ortsdosisleistung (Tagesmittelwerte) und der Schneehöhe während der Jahre 2000 bis 2006 an der Höhenmessstation Feuerkogel (1618 m) in Oberösterreich

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/m³. Die Abbildung 3.3. zeigt am Beispiel des Monats August 2006 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.

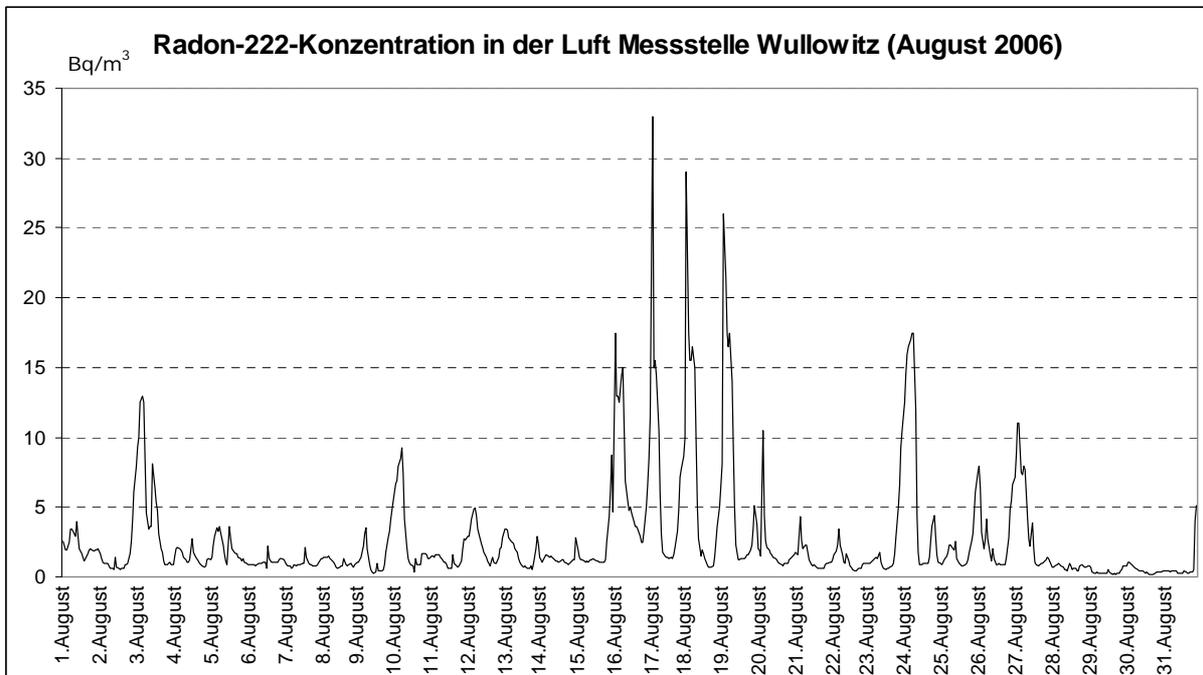


Abb. 3.3.: Verlauf der Radon-222-Konzentration (Stundenwerte) im August 2006 an der Messstelle Wulowitz

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 und des Trinkwassers 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 in den Jahren 2005 und 2006 eine ausreichende Überwachung auf radioaktive Kontaminationen sichergestellt.

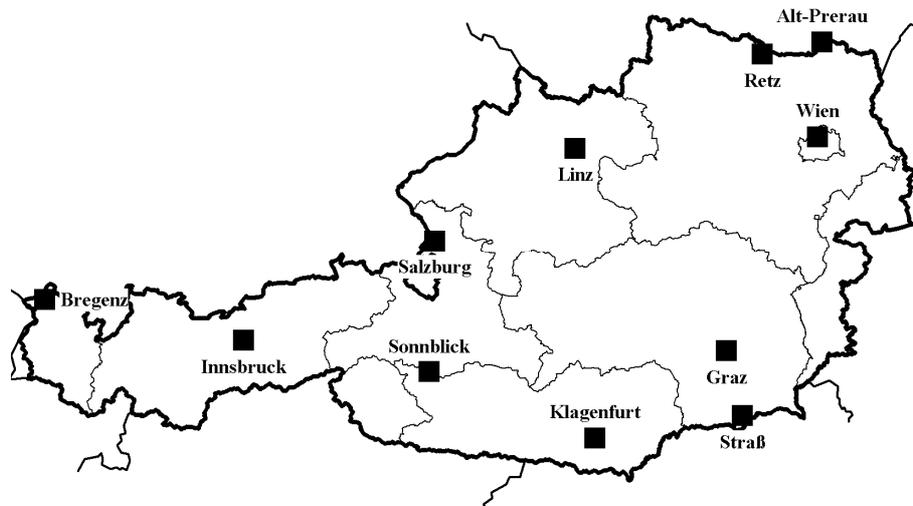
Die meisten Lebensmittel und Umweltmedien wiesen – wie schon in den Vorjahren – auch im Berichtszeitraum nur noch geringe Gehalte an künstlichen Radionukliden auf. Lediglich im Boden gewisser Regionen und in einigen Waldprodukten wie bestimmten Pilzen und Wild treten noch immer gegenüber der Zeit vor 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 Hochvolumensammler eigener Entwicklung mit einem Luftdurchsatz von etwa 80 bis 100 m³/h. Am Kompetenzzentrum Radioökologie und Radon der AGES in Linz (CC RARA) 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	Landwirtschaftliche Industriegesellschaft Alt-Prerau	CC STRA
Straß	Bundesheer Straß	CC STRA
Bregenz	WDS Bregenz	CC RARA
Graz	ILMU Graz	CC STRA
Innsbruck	ZAMG Innsbruck	CC RARA
Klagenfurt	ZAMG Klagenfurt	CC STRA
Linz	CC RARA	CC RARA
Retz	WDS Retz	CC STRA
Salzburg	ZAMG Salzburg	CC RARA
Sonnblick	ZAMG Salzburg	CC RARA
Wien	CC STRA	CC STRA

Aerosolsammler in Österreich (Überblick)



Die Luftproben werden nach Einlangen an der jeweiligen Messstelle so bald wie möglich gammaspektrometrisch 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 Kap. 3). 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 Expositionen 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.

Beryllium-7

In Abbildung 4.1.1. sind exemplarisch die seit 1987 gemessenen Wochenwerte für das durch die kosmische Strahlung erzeugte Beryllium-7 für die Sammelstelle Klagenfurt grafisch dargestellt. An den übrigen Sammelstellen wurden naturgemäß sehr ähnliche Werte und Verläufe gefunden. In Tabelle 4.1.1. sind für alle Sammelstellen die Jahresmittelwerte sowie die minimalen und maximalen Wochenwerte der Beryllium-7-Aktivitätskonzentration für die Jahre 2005 und 2006 zusammengestellt.

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. Der österreichweite Jahresmittelwert der Beryllium-7-Aktivitätskonzentration betrug im Jahr 2005 etwa 4.3 mBq/m^3 , im Jahr 2006 etwa 4.9 mBq/m^3 . Die durch die Inhalation von Beryllium-7 verursachte Strahlenexposition liegt bei einigen Milliostel Millisievert Effektivdosis pro Jahr und Einwohner und ist somit vernachlässigbar gering. Der Nachweis von Beryllium-7 erfüllt jedoch eine wichtige Indikatorfunktion für stratosphärische Einträge.

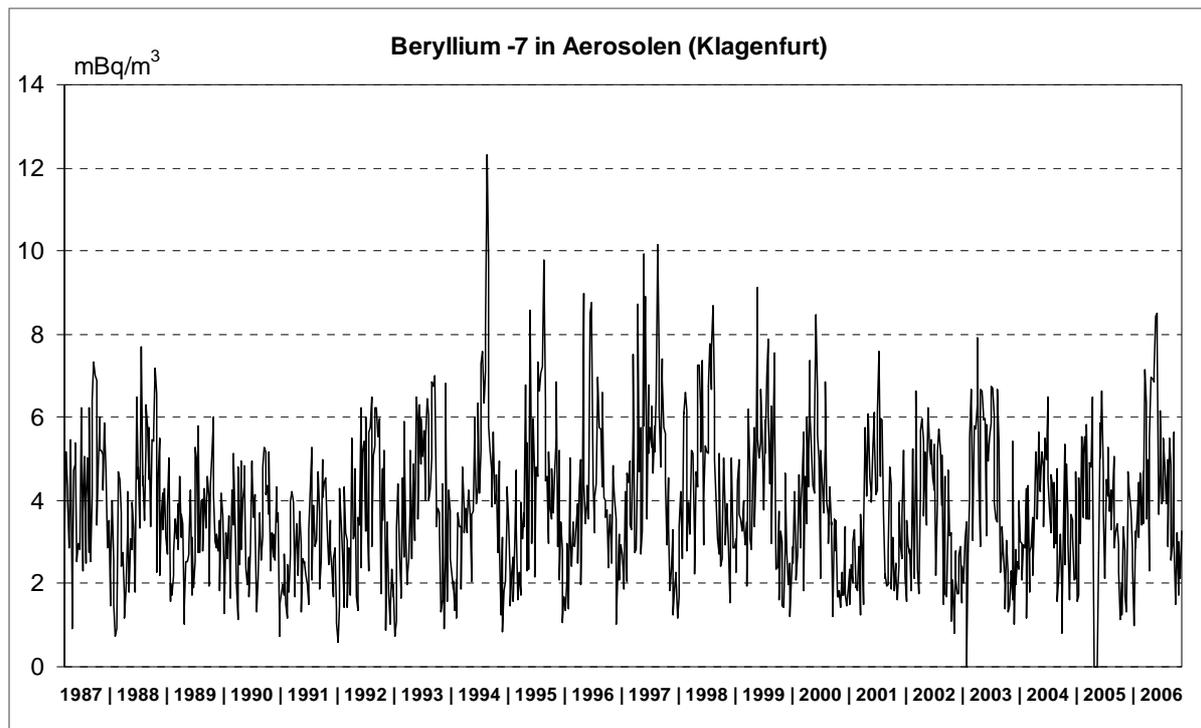


Abb. 4.1.1.: Verlauf der Beryllium-7-Aktivitätskonzentration (Wochenwerte) in Aerosolen während der Jahre 1987 bis 2006 an der Sammelstelle Klagenfurt

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

Beryllium-7-Aktivitätskonzentration in Aerosolen [$\mu\text{Bq}/\text{m}^3$]						
	2005			2006		
	Mittelwert	Minimum	Maximum	Mittelwert	Minimum	Maximum
Alt-Prerau	3520	740	7250	4050	1610	7720
Bregenz	4670	1380	10580	5340	1930	10440
Graz	5580	1750	10320	6260	1470	11430
Innsbruck	4880	2010	9120	5540	1520	10560
Klagenfurt	3820	1150	6620	4300	980	8500
Linz	4800	1560	9840	5400	1650	11550
Retz	3530	1450	5810	4070	1880	8160
Salzburg	4100	1650	8870	5080	1180	10730
Straß	4230	1270	7320	4990	690	9890
Wien	4200	1630	7770	4440	1760	8410

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.

In Abbildung 4.1.2 sind exemplarisch die seit 1987 gemessenen Wochenwerte für Cäsium-137 für die Sammelstelle Klagenfurt grafisch dargestellt (logarithmische Skala!). An den übrigen Sammelstellen wurden ähnliche Werte und Verläufe registriert. In Tabelle 4.1.2. sind für alle Sammelstellen die Jahresmittel- bzw. Jahresmedianwerte sowie die minimalen und maximalen Wochenwerte der Cäsium-137-Aktivitätskonzentration für die Jahre 2005 und 2006 zusammengestellt.

Die gemessenen Wochenwerte für Cäsium-137 lagen im Berichtszeitraum im Bereich von einigen bis zu etwa $100 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$. Die in den Herbst- und Wintermonaten regelmäßig auftretenden Erhöhungen der Radiocäsiumkonzentration in der bodennahen Luft (siehe Abb. 4.1.2.) lassen sich mit dem häufigen Auftreten von austauscharmen Wetterlagen in dieser Jahreszeit erklären /Hötzl 93/.

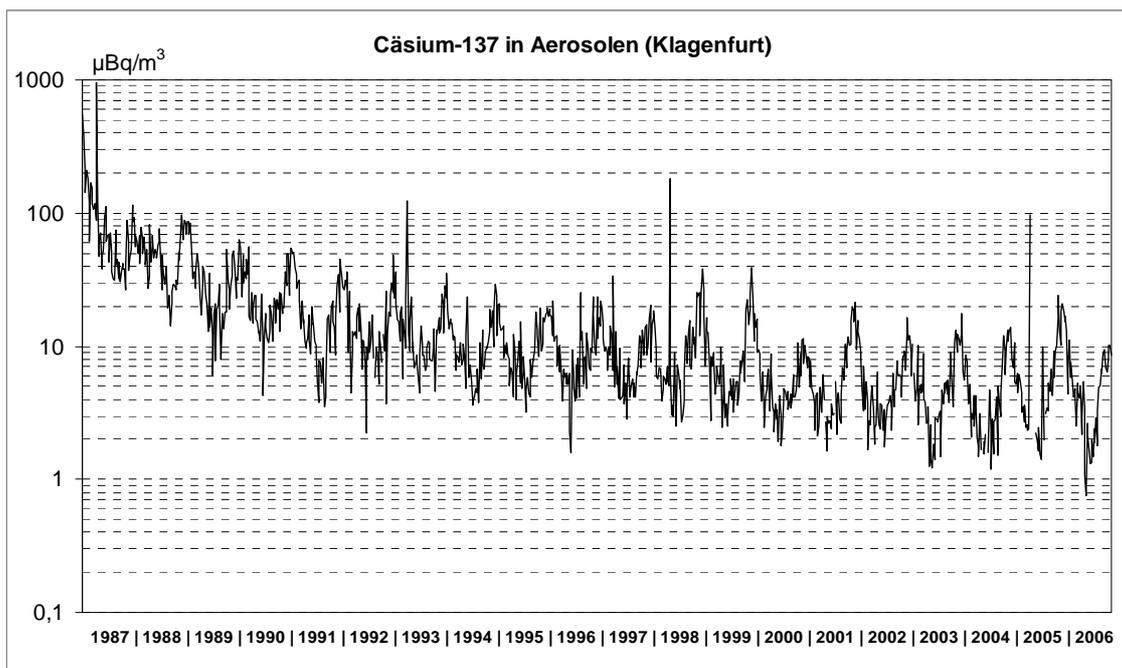


Abb. 4.1.2.: Verlauf der Cäsium-137-Aktivitätskonzentration (Wochenwerte) in Aerosolen während der Jahre 1987 bis 2006 an der Sammelstelle Klagenfurt (log. Skala)

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

Cäsium-137-Aktivitätskonzentration in Aerosolen [$\mu\text{Bq}/\text{m}^3$]						
	2005			2006		
	Mittelwert	Minimum	Maximum	Mittelwert	Minimum	Maximum
Alt-Prerau	- ¹⁾	n.n.	1.7	0.7 ²⁾	n.n.	3.3
Bregenz	- ¹⁾	n.n.	11.7	- ¹⁾	n.n.	15.4
Graz	3.0 ²⁾	n.n.	13.8	3.1 ²⁾	n.n.	14.9
Innsbruck	2.0 ²⁾	n.n.	12.2	2.8 ²⁾	n.n.	14.6
Klagenfurt	7.7	n.n.	98.0	5.0	0.7	20.8
Linz	3.3	n.n.	9.1	3.9	n.n.	17.1
Retz	- ¹⁾	n.n.	3.1	0.7 ²⁾	n.n.	3.9
Salzburg	1.9 ²⁾	n.n.	16.0	3.0 ²⁾	n.n.	28.6
Straß	1.7 ²⁾	n.n.	12.5	2.4 ²⁾	n.n.	11.0
Wien	0.9 ²⁾	n.n.	2.7	0.9 ²⁾	n.n.	4.2

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

Eine Abschätzung der durch Cäsium-137 im Berichtszeitraum bewirkten Inhalationsdosen ergibt Effektivdosen von weniger als 1 nSv pro Jahr und Einwohner. Zum Vergleich: Die mit

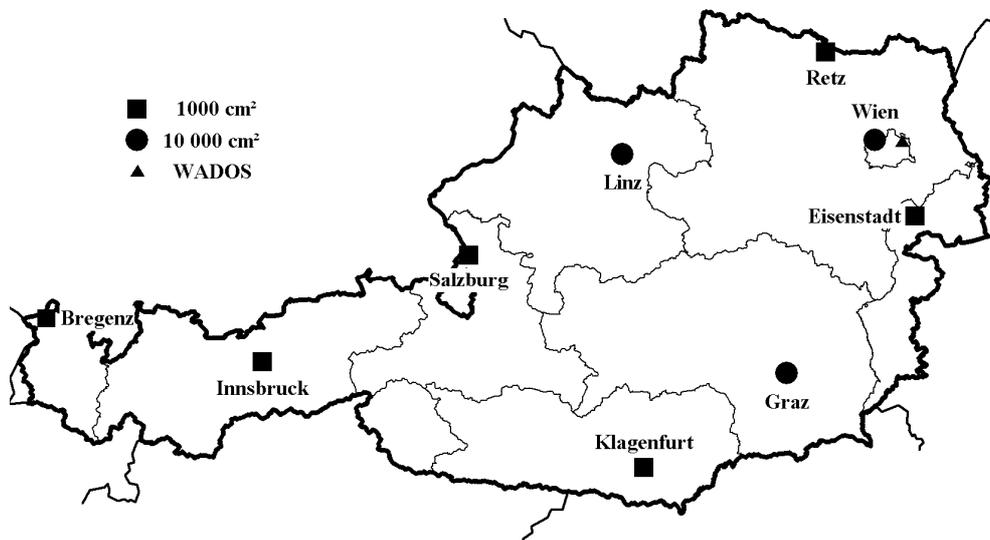
dem Strahlenfrühwarnsystem registrierte Dosisleistung liegt in Österreich im Mittel bei etwa 90 nSv/h. Das bedeutet, dass allein aufgrund der externen Bestrahlung durch natürliche Radionuklide und die kosmische Strahlung in weniger als einer Minute eine höhere Dosis als durch die Inhalation von Cäsium-137 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 cm² bzw. 10 000 cm² im Einsatz. In der untenstehenden Tabelle sind die Sammelorte für Niederschlagsproben, die Probenehmer sowie die zuständigen Stellen angeführt – die Abbildung gibt einen geografischen Überblick.

Niederschlagssammler in Österreich		
Sammelort	Probenehmer	zuständige Stelle
Bregenz	WDS Bregenz	CC RARA
Eisenstadt	BEWAG Eisenstadt	CC STRA
Graz	ILMU Graz	ILMU Graz
Innsbruck	ZAMG Innsbruck	CC RARA
Klagenfurt	ZAMG Klagenfurt	CC STRA
Linz	CC RARA	CC RARA
Retz	WDS Retz	CC STRA
Salzburg	ZAMG Salzburg	CC RARA
Wien	CC STRA	CC STRA

Niederschlagssammler in Österreich (Übersicht)



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 cm²-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 ein Monat – bei großen Niederschlagsmengen werden gelegentlich auch kürzere Intervalle verwendet. Die Zuständigkeit für die Proben ist nach regionalen Gesichtspunkten geregelt.

Die Niederschlagsproben werden an der zuständigen Stelle gammaspektrometrisch untersucht, wobei die Proben im Allgemeinen vor der Messung zwecks Volumsreduktion eingedampft werden. Weiters wird am CC STRA 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.

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.

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 2006 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 2005 und 2006 zusammengestellt. Die mittlere Aktivitätskonzentration – also die Aktivität pro Liter – in den Niederschlagsproben lag im Jahr 2005 bei etwa 680 mBq/l, im Jahr 2006 bei etwa 770 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.

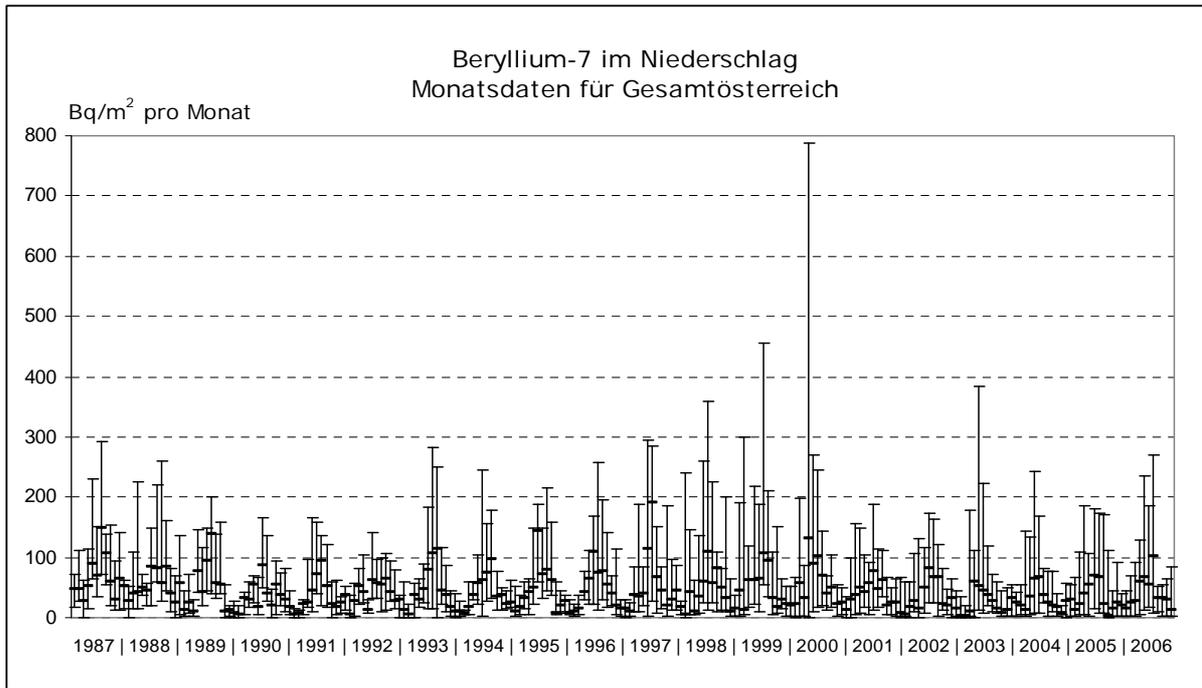


Abb. 4.2.1.: Monatliche Beryllium-7-Flächendeposition während der Jahre 1987 bis 2006 (Median- und Extremwerte)

Tabelle 4.2.1.: Mittel- und Extremwerte der monatlichen Beryllium-7-Flächendeposition für alle Sammelstellen für die Jahre 2005 und 2006

	monatliche Beryllium-7-Flächendeposition [Bq/m ²]					
	2005			2006		
	Mittelwert	Minimum	Maximum	Mittelwert	Minimum	Maximum
Bregenz	43,6	3,1	185,2	40,1	9,2	186,2
Eisenstadt	20,8	1,4	53,8	17,5	2,4	48,9
Graz	54	2,7	170,8	31,7	2,7	123,5
Innsbruck	42,5	1,7	173,9	39,9	2	110,1
Klagenfurt	36,7	0,1	110,9	16,6	1,5	54,2
Linz	55,5	2,4	181	69,3	2,9	157,6
Retz	26,7	0,1	92,7	54,4	7,7	166
Salzburg	62,5	9,7	163,7	91,8	19,8	270,4
Wien	31,7	0,1	62,4	41,4	1,3	142,4

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 sinkt daher seit dem Einstellen der oberirdischen Kernwaffentests stetig (/Rank 85/, /Rank 94/, /Schönhofer 85a/). Hin

und wieder auftretende lokale Erhöhungen, wie beispielsweise im April 1989 in Westösterreich /BKA 91/, sind durch aktuelle Einträge von Tritium bedingt. Mögliche Quellen für solche Einträge sind der Betrieb von Kernanlagen sowie industrielle, militärische und wissenschaftliche Anwendungen von Tritium.

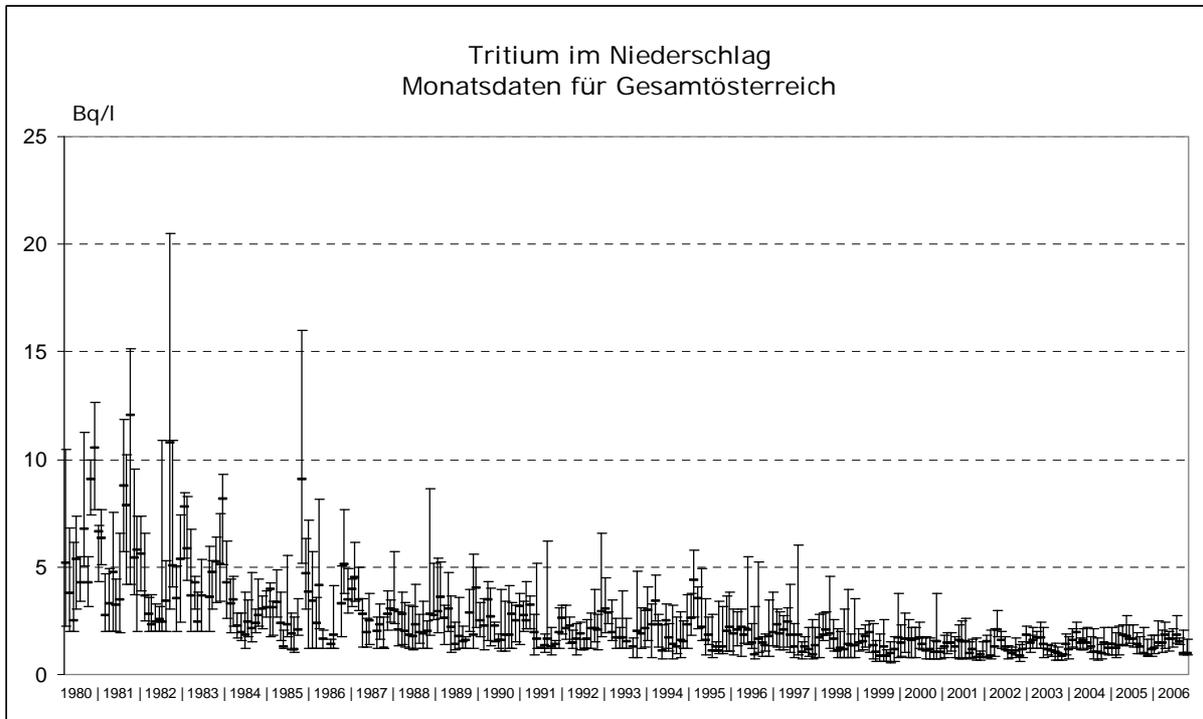


Abb. 4.2.2.: Tritium-Aktivitätskonzentration im Niederschlag während der Jahre 1980 bis 2006 (Median- und Extremwerte)

Tabelle 4.2.2.: Mittel- und Extremwerte der Tritium-Aktivitätskonzentration für alle Sammelstellen (ermittelt aus den Monatswerten) für die Jahre 2005 und 2006

Tritium-Aktivitätskonzentration im Niederschlag [Bq/l]						
	2005			2006		
	Mittelwert	Minimum	Maximum	Mittelwert	Minimum	Maximum
Bregenz	1,47	0,93	2,20	1,43	0,94	2,17
Eisenstadt	1,46	0,77	2,27	1,35	0,85	1,97
Graz	1,38	0,93	2,29	1,64	0,98	2,45
Innsbruck	1,59	1,09	2,29	1,50	0,90	2,50
Klagenfurt	1,35	0,92	1,78	1,48	0,85	2,18
Linz	1,43	0,92	2,21	1,50	0,85	2,75
Retz	1,46	0,99	2,06	1,28	0,85	1,80
Salzburg	1,59	1,27	2,31	1,40	0,85	1,72
Wien	1,71	0,97	2,72	1,47	0,85	1,88

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 2006 darge-

stellt. In Tabelle 4.2.2. sind für alle Sammelstellen die Jahresmittelwerte sowie die minimalen und maximalen Monatswerte der Tritium-Aktivitätskonzentration für die Jahre 2005 und 2006 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.

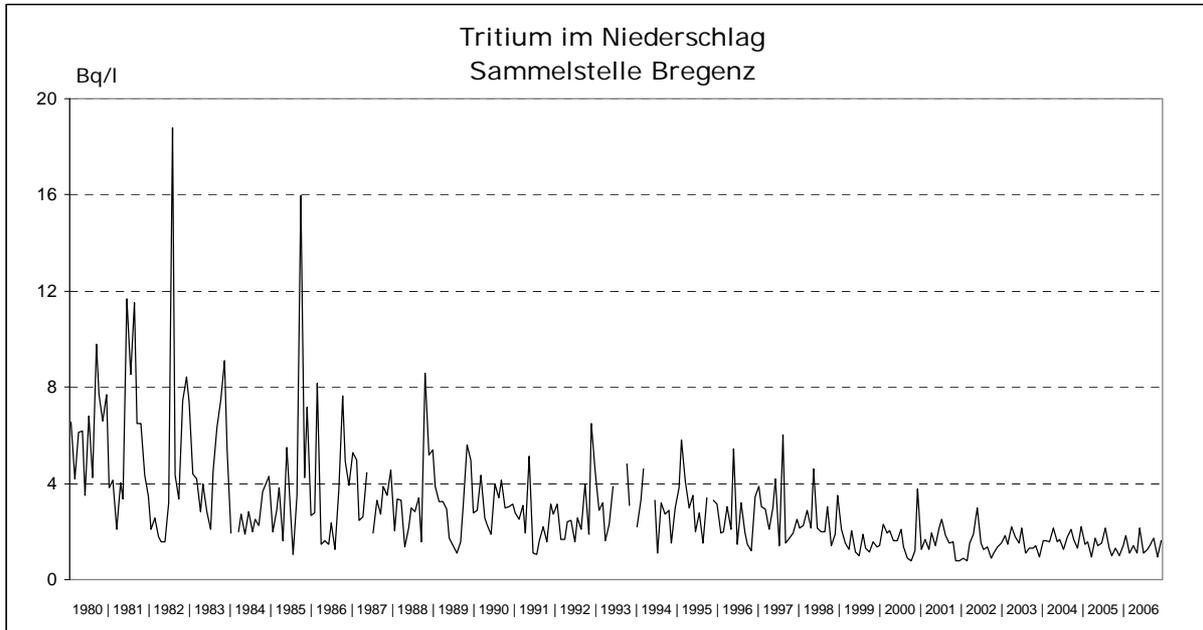


Abb. 4.2.3.: Verlauf der Tritium-Aktivitätskonzentration (Monatswerte) im Niederschlag während der Jahre 1980 bis 2006 für die Sammelstelle Bregenz

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 2005 und 2006 zusammengestellt. Die Strahlenexposition durch Cäsium-137 im Niederschlag ist – selbst bei Verwendung von Niederschlagswasser zu Trinkzwecken – äußerst gering.

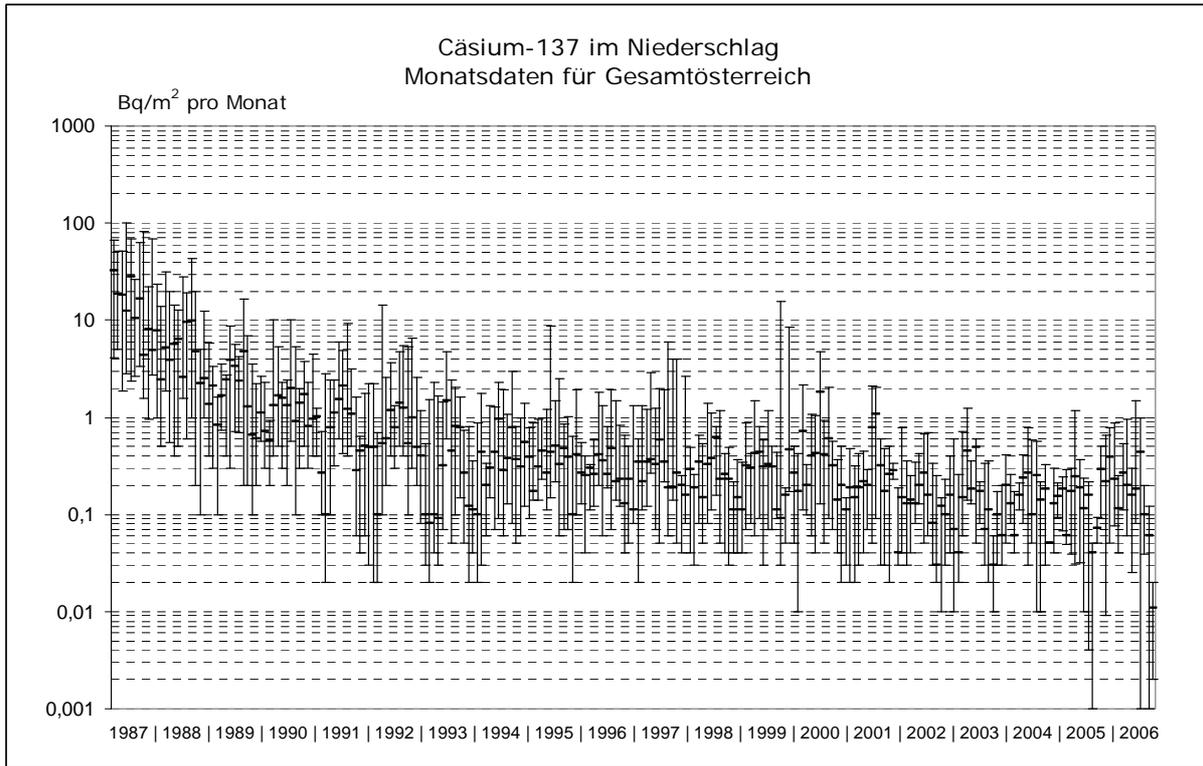


Abb. 4.2.4.: Monatliche Cäsium-137-Flächendeposition während der Jahre 1987 bis 2006
Median- und Extremwerte (log. Skala)

Tabelle 4.2.3.: Median- und Extremwerte der monatlichen Cäsium-137-Flächendeposition für
alle Sammelstellen

	monatliche Cäsium-137-Flächendeposition [Bq/m ²]					
	2005			2006		
	Median	Minimum	Maximum	Median	Minimum	Maximum
Bregenz	– ¹⁾	n.n.	0,40	– ¹⁾	n.n.	0,30
Eisenstadt	– ²⁾			– ¹⁾	n.n.	0,20
Graz	0,09	0,04	0,24	0,12	0,05	0,35
Innsbruck	– ²⁾			– ¹⁾	n.n.	0,53
Klagenfurt	– ¹⁾	n.n.	1,17	– ¹⁾	n.n.	0,23
Linz	0,23	0,04	0,37	0,25	0,02	0,95
Retz	– ²⁾			– ¹⁾	n.n.	1,50
Salzburg	– ¹⁾	n.n.	0,29	– ¹⁾	n.n.	0,79
Wien	0,04	0,01	0,13	0,04	0,01	0,11

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.

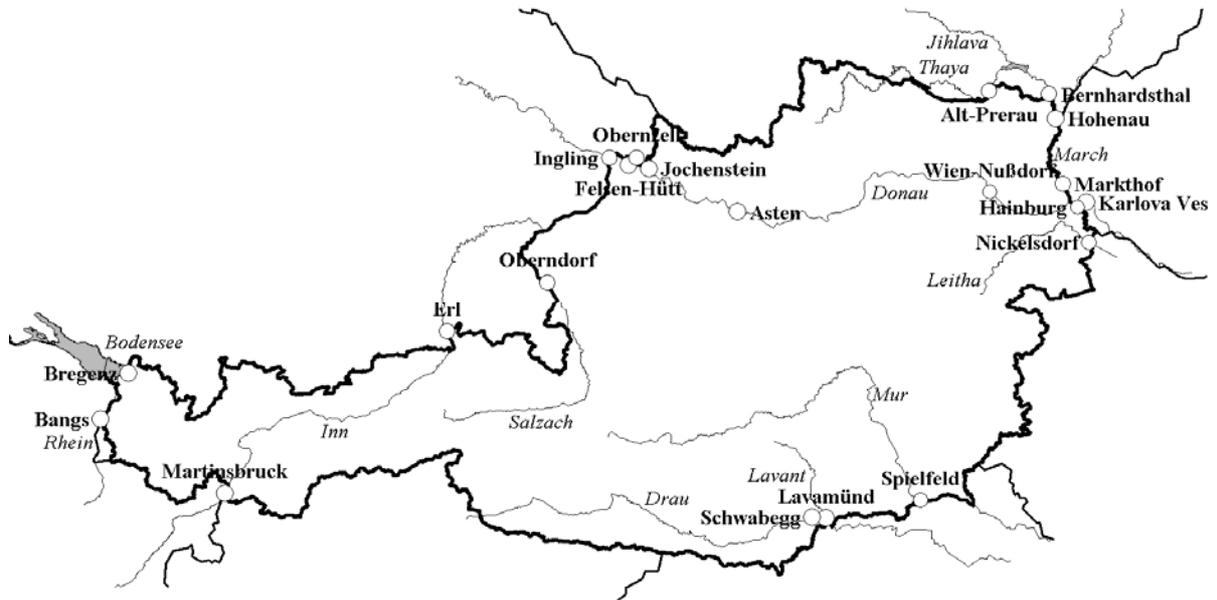
Aus den Gewässern werden im Allgemeinen monatlich Stichproben mit einem Volumen von 20 bis 50 Liter entnommen; bei einigen Gewässern erfolgen zusätzlich quasikontinuierliche Probenahmen (Volumen 15 bis 60 Liter) mit automatischen Sammelgeräten, wobei der Sammelzeitraum etwa ein Monat beträgt. Die Zuständigkeit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

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

S ... Stichprobe

K ... kontinuierliche Probenahme

Sammelstellen für Oberflächenwasser (Übersicht)



Alle Wasserproben werden an der regional zuständigen Stelle gammaspektrometrisch untersucht, wobei sie vor der Messung zwecks Volumsreduktion eingedampft werden. Am CC STRA erfolgt an allen Proben eine Bestimmung der Tritium- und der Gesamt- α + β -Konzentration mittels Flüssigszintillationsspektrometrie.

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. In den Jahren 2005 und 2006 lag nur in wenigen Proben die Gesamt- α + β -Aktivität oberhalb der Nachweisgrenze von etwa 0.5 Bq/l. Die höchsten gemessenen Werte lagen bei etwa 1 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 Oberflächengewässern 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 Oberflächengewässern befindlichen Radionuklide aus den Zerfallsreihen tragen zur Strahlenexposition äußerst wenig bei.

Kalium-40

Das primordiale Radionuklid Kalium-40 ist ebenfalls stets in Oberflächengewässern vorhanden, wobei die Aktivitätskonzentrationen üblicherweise unter 100 mBq/l liegen. Höhere Werte treten in Gewässern auf, die durch landwirtschaftlich intensiv genutzte Gebiete flie-

ßen, oder von Flüssen aus solchen Gebieten gespeist werden, wobei die Ursache Verwendung und Ausschwemmung von Mineraldünger ist. Bei Hochwässern können durch Sedimentaufwirbelung und erhöhten Eintrag von Bodenmaterial die Kalium-40-Werte vorübergehend ansteigen. In Tabelle 4.3.1. sind für alle Sammelstellen die Mittelwerte sowie die gemessenen Minimal- und Maximalwerte der Kalium-40-Aktivitätskonzentration für die Jahre 2005 und 2006 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]					
	2005			2006		
	Mittelwert	Minimum	Maximum	Mittelwert	Minimum	Maximum
Bodensee/Bregenz	44	35	51	37	10	61
Donau/Asten	122	57	406	134	63	674
Donau/Felsen-Hütt	189	58	1319	74	23	115
Donau/Hainburg	138	62	391	104	75	172
Donau/Jochenstein	140	53	1138	93	49	119
Donau/Karlova Ves	196	79	822	137	102	247
Donau/Wien-Nussdorf	136	22	773	82	60	113
Donau/Oberzell	167	6	1288	73	45	94
Drau/Schwabegg	53	10	101	52	41	70
Inn/Erl	114	27	426	143	64	435
Inn/Ingling	126	40	537	124	31	683
Inn/Martinsbruck	40	10	73	111	25	704
Lavant/Lavamünd	121	49	187	95	57	128
Leitha/Nickelsdorf	145	90	315	159	106	278
March/Hohenau	299	183	368	296	191	484
March/Markthof	311	165	1047	237	170	351
Mur/Spielfeld	147	48	827	80	69	113
Rhein/Bangs	129	10	544	65	10	242
Salzach/Oberndorf	128	39	832	80	10	391
Thaya/Alt-Prerau	522	306	770	686	221	1408
Thaya/Bernhardsthal	315	197	423	306	252	364

In Thaya und March werden seit einigen Jahren erhöhte Kaliumwerte registriert, die in erster Linie auf Emissionen der Lebensmittelindustrie (zB 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. Aus der Sicht des Strahlenschutzes sind die erhöhten Kaliumwerte ohne Bedeutung.

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.

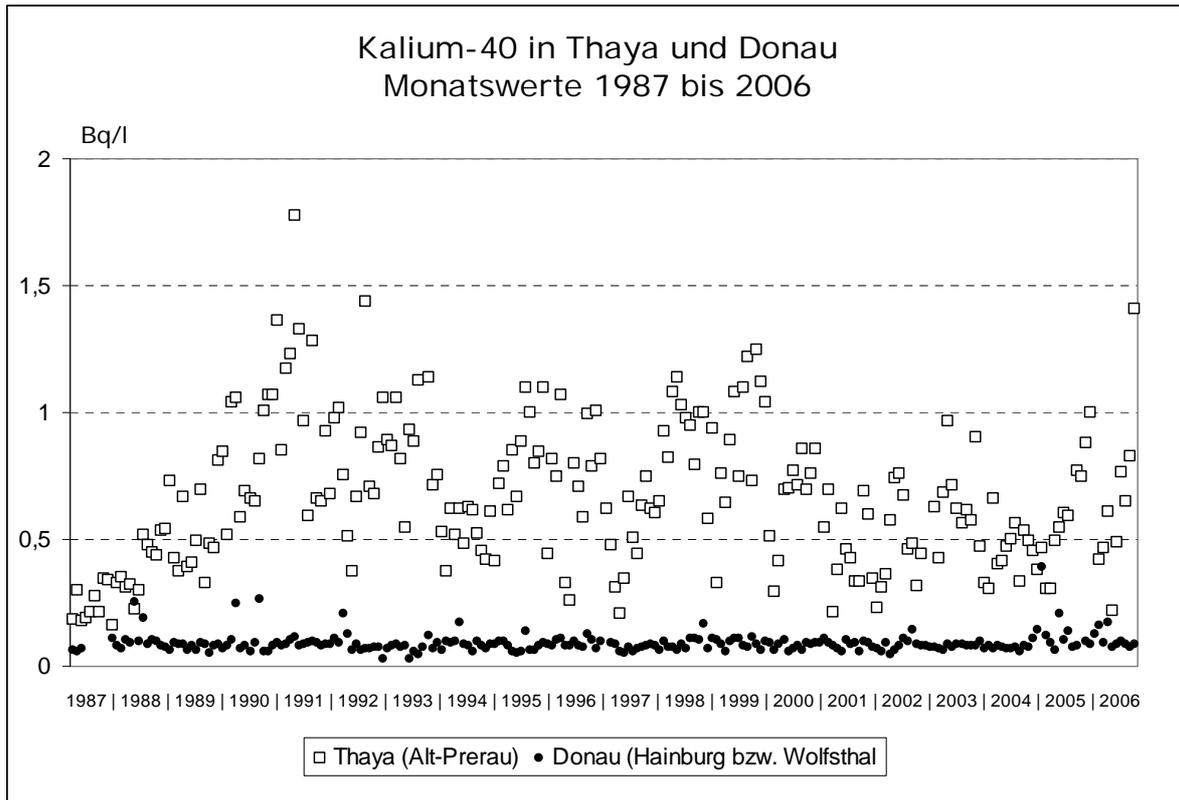


Abb. 4.3.1.: Verlauf der Kalium-40-Aktivitätskonzentration in der Thaya bei Alt-Prerau und in der Donau bei Hainburg bzw. Wolfsthal während der Jahre 1987 bis 2006

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 Oberflächengewässern 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 42) zu erkennen.

In Abbildung 4.3.2. sind die Jahresmittelwerte sowie der jeweilige Wertebereich zwischen Minimal- und Maximalwert der Tritium-Aktivitätskonzentration für die einzelnen Sammelstellen für die Jahre 2005 und 2006 dargestellt – in Tabelle 4.3.2. sind diese Werte in tabellarischer Form angeführt.

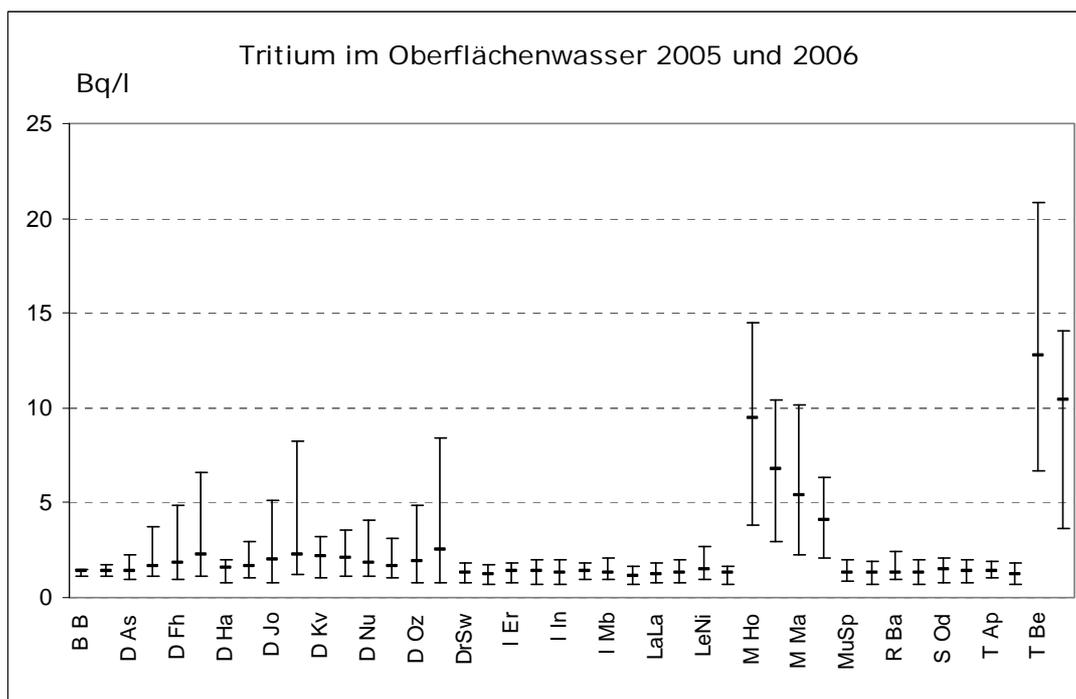


Abb. 4.3.2.: Mittelwerte sowie minimale und maximale Werte der Tritium-Aktivitätskonzentration in Oberflächenwasser für die Jahre 2005 und 2006

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

Tritium-Aktivitätskonzentration in Oberflächenwasser [Bq/l]						
	2005			2006		
	Mittelwert	Minimum	Maximum	Mittelwert	Minimum	Maximum
Bodensee/Bregenz	1,4	1,1	1,5	1,4	1,1	1,7
Donau/Asten	1,4	1,0	2,3	1,7	1,1	3,8
Donau/Felsen-Hütt	1,8	1,0	4,9	2,2	1,1	6,6
Donau/Hainburg	1,5	0,8	2,0	1,7	1,1	3,0
Donau/Jochenstein	2,0	0,8	5,1	2,3	1,2	8,3
Donau/Karlova Ves	2,2	1,1	3,2	2,1	1,2	3,6
Donau/Wien-Nussd.	1,8	1,2	4,1	1,6	1,0	3,1
Donau/Obernzell	1,9	0,8	4,9	2,5	0,8	8,5
Drau/Schwabegg	1,3	0,8	1,9	1,2	0,7	1,8
Inn/Erl	1,4	0,8	1,8	1,4	0,7	2,0
Inn/Ingling	1,3	0,7	2,0	1,4	1,0	1,8
Inn/Martinsbruck	1,3	1,0	2,1	1,2	0,7	1,6
Lavant/Lavamünd	1,2	0,8	1,8	1,3	0,8	2,0
Leitha/Nickelsdorf	1,5	1,0	2,7	1,3	0,7	1,6
March/Hohenau	9,5	3,8	14,5	6,7	2,9	10,5
March/Markthof	5,4	2,3	10,2	4,1	2,1	6,3
Mur/Spielfeld	1,3	0,9	2,0	1,3	0,7	1,9
Rhein/Bangs	1,3	1,0	2,4	1,3	0,7	2,0
Salzach/Oberndorf	1,4	0,8	2,1	1,4	0,8	2,0
Thaya/Alt-Prerau	1,4	1,0	1,9	1,2	0,7	1,8
Thaya/Bernhardsthal	12,7	6,7	20,9	10,4	3,6	14,1

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 38), 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/.

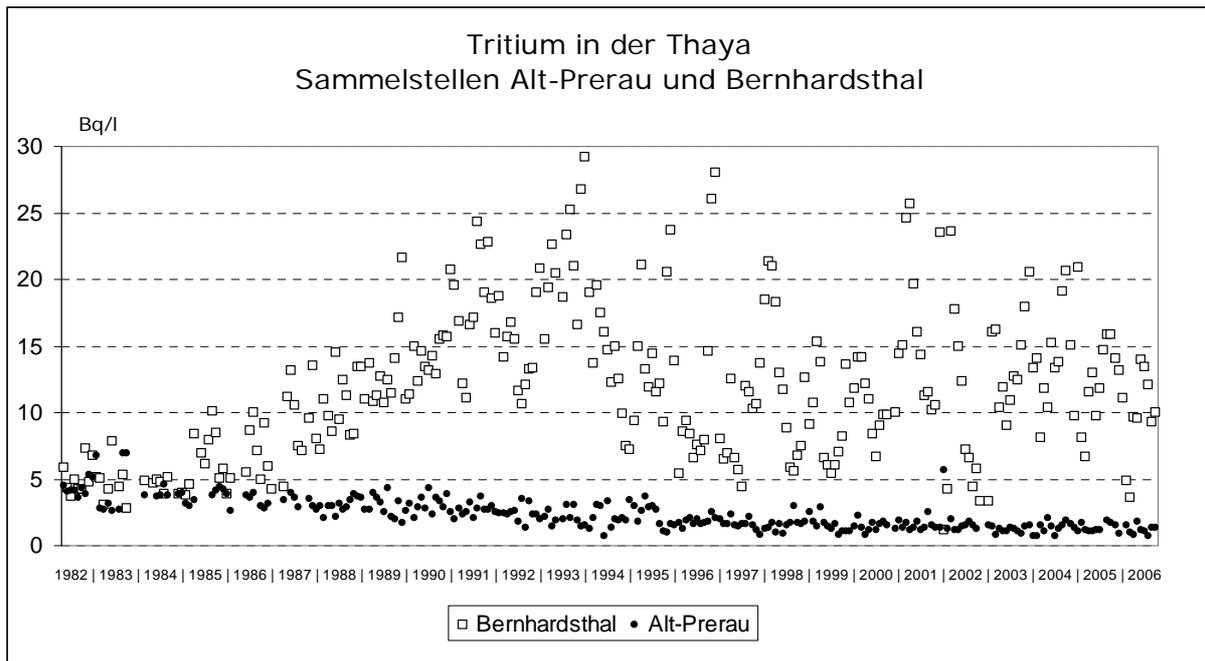


Abb. 4.3.3.: Verlauf der Tritium-Aktivitätskonzentration (Monatswerte) in der Thaya bei Alt-Prerau bzw. bei Bernhardsthal während der Jahre 1982 bis 2006

Der Jahresmittelwert der Tritiumkonzentration betrug an der Sammelstelle Bernhardsthal im Jahr 2005 etwa 12,7 Bq/l, im Jahr 2006 etwa 10,4 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 2005 liefert diese Abschätzung eine verfrachtete Tritiummenge von etwa 10,7 TBq, für das Jahr 2006 von etwa 8,7 TBq.

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 für die Jahre 2005 und 2006 dargestellt – in Tabelle 4.3.3. sind diese Werte in tabellarischer Form angeführt.

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 2006 (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, bedeutend stärker aufgewirbelt werden, und mehr Bodenmaterial, das ebenfalls Radiocäsium enthält, in die Oberflächenwässer eingetragen wird. Die durch Cäsium-137 im Oberflächenwasser bewirkte Strahlenexposition ist dennoch äußerst gering.

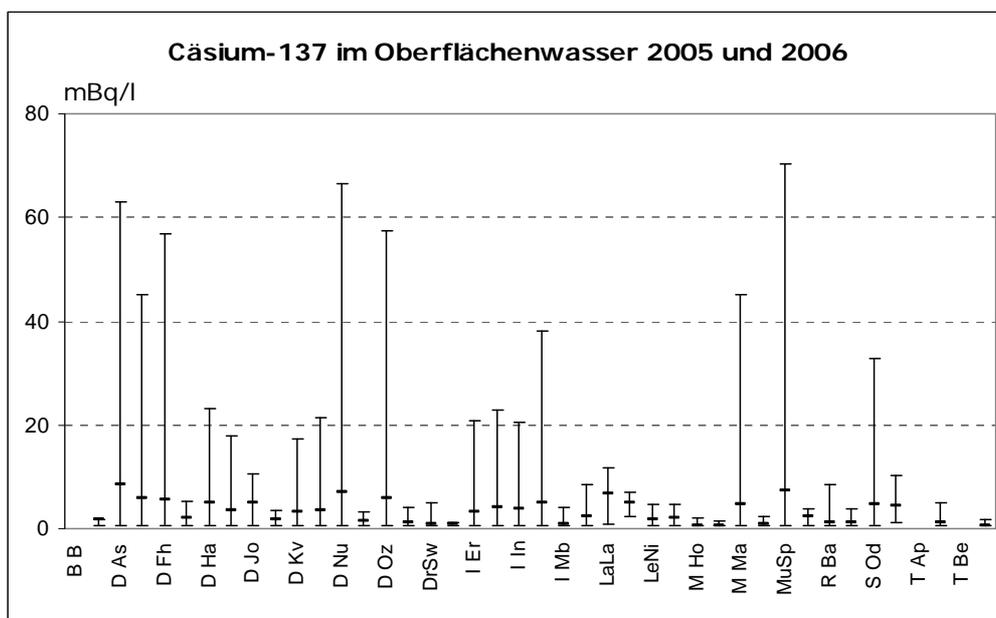


Abb. 4.3.4.: Jahresmittelwerte sowie minimale und maximale Werte der Cäsium-137-Aktivitätskonzentration in Oberflächenwasser für die Jahre 2005 und 2006

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

Cäsium-137-Aktivitätskonzentration in Oberflächenwasser [mBq/l]						
	2005			2006		
	Mittelwert	Minimum	Maximum	Mittelwert	Minimum	Maximum
Bodensee/Bregenz	– ¹⁾			– ²⁾	n.n.	1,9
Donau/Asten	8,6	n.n.	63,0	5,9	n.n.	45,2
Donau/Felsen-Hütt	5,5	n.n.	56,8	2,0	n.n.	5,3
Donau/Hainburg	5,0	n.n.	23,1	3,4	n.n.	17,8
Donau/Jochenstein	5,1	n.n.	10,4	1,9	n.n.	3,6
Donau/Karlova Ves	3,2	n.n.	17,4	3,6	n.n.	21,4
Donau/Wien-Nussdorf	7,1	n.n.	66,7	1,5	n.n.	3,1
Donau/Oberzell	5,8	n.n.	57,4	1,1	n.n.	4,0
Drau/Schwabegg	1,0	n.n.	4,91	0,7	n.n.	1,3
Inn/Erl	3,1	n.n.	20,8	4,2	n.n.	23,0
Inn/Ingling	3,7	n.n.	20,5	4,9	n.n.	38,1
Inn/Martinsbruck	1,0	n.n.	4,0	2,2	n.n.	8,5
Lavant/Lavamünd	6,6	0,8	11,8	4,9	2,3	7,0
Leitha/Nickelsdorf	1,7	n.n.	4,6	2,2	n.n.	4,6
March/Hohenau	0,7	n.n.	2,2	0,7	n.n.	1,6
March/Markthof	4,8	n.n.	45,1	0,8	n.n.	2,4
Mur/Spielfeld	7,4	n.n.	70,5	2,3	n.n.	3,9
Rhein/Bangs	1,2	n.n.	8,6	1,2	n.n.	3,7
Salzach/Oberndorf	4,7	n.n.	32,9	4,4	1,3	10,4
Thaya/Alt-Prerau	– ²⁾	n.n.	1,3	1,2	n.n.	5,1
Thaya/Bernhardsthal	– ²⁾	n.n.	0,7	0,6	n.n.	1,7

¹⁾ Cäsium-137 in keiner Probe nachgewiesen

²⁾ keine Angabe möglich, da Cäsium-137 in vielen Proben dieses Jahres nicht nachgewiesen wurde
n.n. ... nicht nachgewiesen

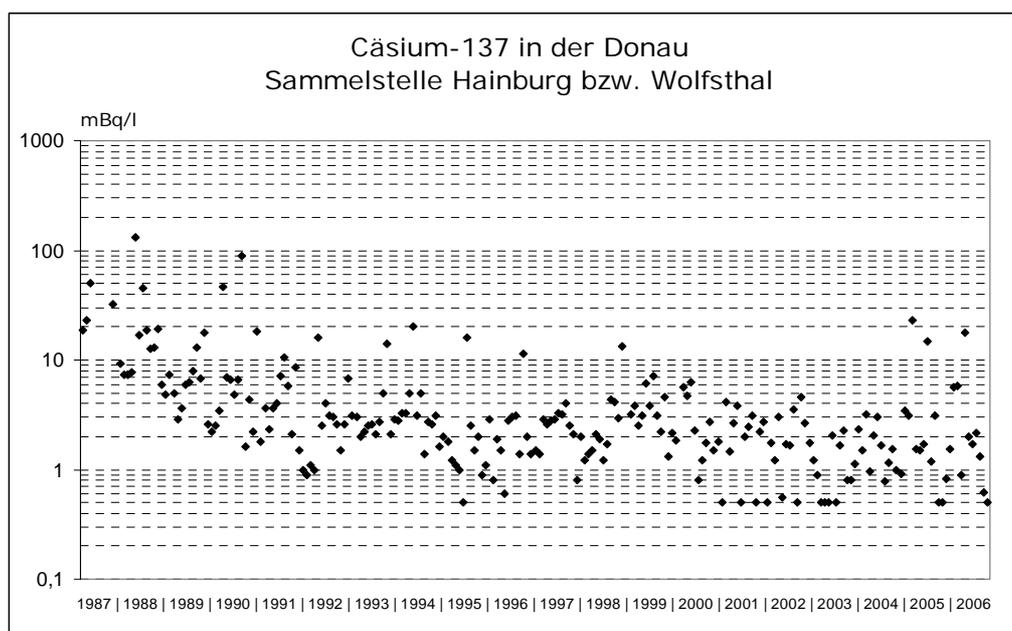


Abb. 4.3.5.: Verlauf der Cäsium-137-Aktivitätskonzentration in der Donau bei Hainburg bzw. Wolfsthal während der Jahre 1987 bis 2006 (log. Skala)

Iod-131

Im Berichtszeitraum wurde – mit Ausnahme von Bodensee, Inn, Lavant, Rhein, Salzach und Thaya – 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 Oberflächengewässern nicht nachgewiesen werden.

Die Iod-131-Konzentrationen bewegten sich im Berichtszeitraum im Bereich von unterhalb der Nachweisgrenze (im Allgemeinen einige mBq/l) bis zu etwa 21 mBq/l. In Tabelle 4.3.4. sind für die Jahre 2005 und 2006 die Bereiche angegeben, in denen die gemessenen Iod-131-Werte lagen. Für die Probenahmestelle Mur/Spielfeld sind in Abbildung 4.3.6. die in den Jahren 1994 bis 2006 gemessenen Iod-131-Konzentrationen dargestellt.

Tabelle 4.3.4.: Wertebereiche der Iod-131-Aktivitätskonzentrationen für verschiedene Sammelstellen für die Jahre 2005 und 2006

Iod-131-Aktivitätskonzentration in Oberflächenwasser [mBq/l]		
	2005	2006
	Wertebereich	Wertebereich
Donau/Hainburg	1,3 – 3,8	2,7 ¹⁾
Donau/Karlova Ves	– ²⁾	2,8 ¹⁾
Drau/Schwabegg	2,7 ¹⁾	1,8 – 2,0
Leitha/Nickelsdorf	2,4 ¹⁾	– ²⁾
March/Hohenau	2,2 – 14,2	– ²⁾
Mur/Spielfeld	1,4 – 3,4	2,34 – 21,2

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

²⁾ Iod-131 in diesem Jahr in keiner Probe nachgewiesen

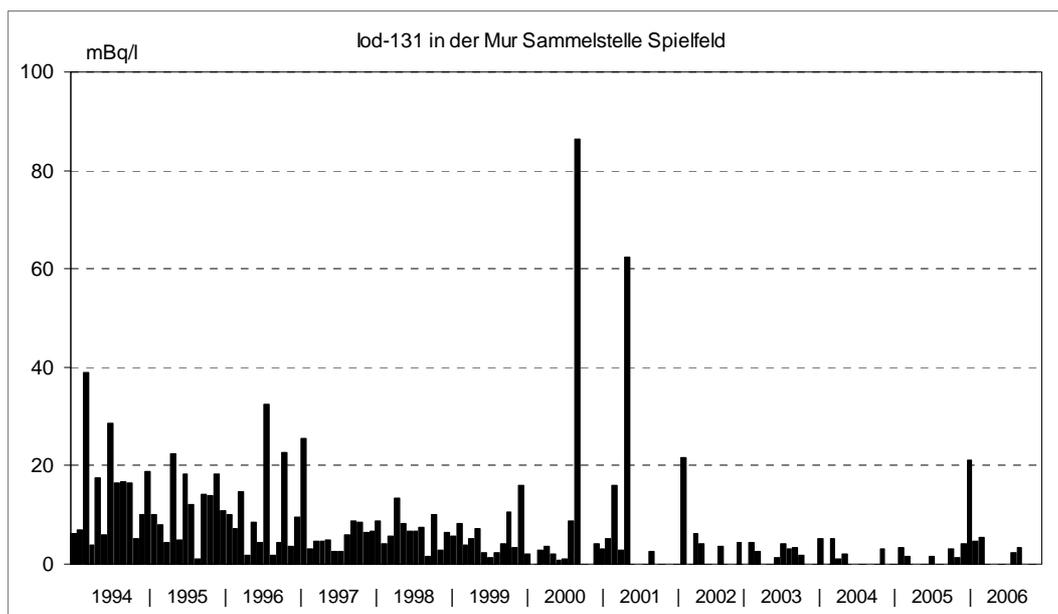


Abb. 4.3.6.: Verlauf der Iod-131-Konzentration (Monatswerte) in der Mur bei Spielfeld während der Jahre 1994 bis 2006

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 zuständigen Messstelle gammaspektrometrisch untersucht. An den Abwasserproben erfolgt am CC STRA zusätzlich eine Tritiumbestimmung mittels Flüssigszintillationsspektrometrie.

Ort	Kläranlage	Probenart	Probenehmer	Messstelle
Graz	Gössendorf	Abwasser, Frischschlamm	Amt der Stmk. LR	CC STRA
Klagenfurt	Feuerbach	Abwasser, Faulschlamm	Amt der Ktn. LR	CC STRA
Linz	Asten	Abwasser (Zu- und Ablauf) Frischschlamm, Faulschlamm	CC RARA	CC RARA
Wien	Simmering	Abwasser, Frischschlamm	CC STRA	CC STRA

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 0.7 bis 1.6 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 eingeschwennte 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 (zB getrennte oder gemeinsame Kanäle für Regenwasser und Schmutzwasser) ausschlaggebend. So lag im Berichtszeitraum in der Kläranlage Linz-Asten die mittlere Cäsium-137-Konzentration im Abwasser bei etwa 24 mBq/l, in den Klärschlämmen bei etwa 60 Bq/kg Trockensubstanz. In den Kläranlagen Graz-Gössendorf und Klagenfurt-Feuerbach traten im Abwasser Werte von einigen mBq/l, in den Klärschlämmen von einigen Bq/kg Frischsubstanz auf. Im Abwasser der Kläranlage Wien-Simmering lag die Cäsium-137-Konzentration im Mittel bei etwa 2,3 mBq/l, die Werte für den Klärschlamm lagen unter 1 Bq/kg Frischsubstanz.

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. Die gemessenen Werte sind in Tabelle 4.4.1. zusammengestellt.

Tabelle 4.4.1.: Tritium-Aktivitätskonzentration im Abwasser von Kläranlagen

Tritium-Aktivitätskonzentration im Abwasser von Kläranlagen [Bq/l]								
	Graz		Klagenfurt		Linz		Wien	
	Gössendorf		Feuerbach		Asten		Simmering	
	2005	2006	2005	2006	2005	2006	2005	2006
Jänner	1,1	1,0	1,1	1,5	2,1	1,3	2,3	1,2
Februar	*)	0,9	2,3	1,7	2,5	1,2	2,1	n.n.
März	*)	1,4	1,2	2,1	1,1	1,8	2,3	2,2
April	n.n.	1,2	n.n.	1,6	1,1	1,7	1,2	1,5
Mai	1,6	1,6	0,9	1,9	n.n.	1,7	2,1	*)
Juni	1,0	1,3	n.n.	1,8	1,6	1,2	1,2	1,5
Juli	1,9	1,1	2,2	1,5	2,1	n.n.	1,7	1,1
August	1,1	1,3	1,7	n.n.	1,9	1,9	1,7	2,3
September	1,3	1,1	1,7	1,4	1,9	2,0	1,4	n.n.
Oktober	1,6	1,9	1,3	1,4	1,5	2,3	2,0	2,3
November	1,3	1,7	n.n.	1,2	1,8	1,8	1,4	1,6
Dezember	1,6	1,7	1,1	*)	2,4	1,0	1,2	1,5

*) keine Probenahme bzw. keine Untersuchung auf Tritium
n.n. nicht nachgewiesen

Radionuklide aus medizinischen Anwendungen

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 Radioiod-Therapien sowie Therapien mit anderen Radionukliden werden in der Regel ambulant durchgeführt; mittel- bis hochdosierte Radioiod-Therapien 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.

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 Wertebereiche für den Berichtszeitraum zusammengestellt.

Die Konzentration an aus medizinischen Anwendungen stammenden Radionukliden im Abwasser der beprobten Kläranlagen lag weit unter den für Trinkwasser gemäß dem österreichischem Lebensmittelbuch (4. Auflage) festgelegten Eingreifwerten. Die im Abwasser und Klärschlamm registrierten Werte waren ähnlich hoch wie in den Jahren davor, was auf einen etwa gleichbleibenden Anwendungsumfang hinweist.

Tabelle 4.4.2.: Wertebereich für im Abwasser der jeweiligen Kläranlage nachgewiesene Radionuklide aus der Nuklearmedizin im Zeitraum 2005/2006

Radionuklide aus der Nuklearmedizin im Abwasser von Kläranlagen [mBq/l]				
	Graz-Gössendorf	Klagenfurt-Feuerbach	Linz-Asten	Wien-Simmering
Iod-131	4 - 890	8 – 1870	8 – 452	32 – 371
Technetium-99m	n.n. – 1900	*)	n.n. – 1464	n.n. – 868
Indium-111	n.n. – 717	n.n. – 16	n.n. – 13	n.n. – 126
Thallium-201	n.n. – 14	*)	n.n. – 50	n.n. – 58
Iod-123	*)	*)	*)	n.n. – 49
Samarium-153	*)	*)	*)	n.n. – 75

*) Nuklid in keiner Probe nachgewiesen
n.n. ... nicht nachgewiesen

Tabelle 4.4.3.: Wertebereich für im Klärschlamm der jeweiligen Kläranlage nachgewiesene Radionuklide aus der Nuklearmedizin im Zeitraum 2005/2006

Radionuklide aus der Nuklearmedizin im Klärschlamm von Kläranlagen				
	Graz-Gössendorf [Bq/kg FS]	Klagenfurt-Feuerbach [Bq/kg FS]	Linz-Asten [Bq/kg TS]	Wien-Simmering [Bq/kg FS]
Iod-131	0,9 – 10,4	8,0 – 39,3	n.n. – 62,4	0,5 – 9,7
Technetium-99m	n.n. – 2,4	1)	n.n. – 2797	n.n. – 25,1
Indium-111	n.n. – 0,7	n.n. – 0,3	n.n. – 8,4	n.n. – 4,5
Thallium-201	n.n. – 9,5	1)	n.n. – 507,5	n.n. – 19,3
Thallium-202	n.n. - 0,3	1)	n.n. – 8,5	n.n. – 0,3
Iod-123	1)	1)	1)	n.n. – 1,0
Samarium-153	n.n. - 2,1	1)	2)	n.n. – 16,4
Gallium-67	1)	1)	n.n. – 179,6	n.n. – 1,8

1) Nuklid in keiner Probe nachgewiesen
2) nicht gemessen
n.n. ... nicht nachgewiesen
TS...Trockensubstanz
FS...Frischsubstanz

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 des Kläranlagenpersonals) oder durch die Handhabung des Materials im Betrieb ist bei den auftretenden Aktivitäten 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.

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.

Aufgrund 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“ Österreichs durchgeführt. Dabei wurden 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 – mit Spitzenwerten 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.

4.5.2. Grundwasser

Seit dem Jahr 1993 wird seitens des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft eine österreichweite Grundwassergüteerhebung durchgeführt, bei der vierteljährlich Wasser von etwa 2000 auf das gesamte Bundesgebiet verteilte Probenahmestellen auf eine Vielzahl von Parametern untersucht wird. Im Zuge der Probenahmen für dieses Projekt wurden auch Proben für Radioaktivitätsmessungen entnommen, die an der damaligen BALUF Wien und an der damaligen BALU Innsbruck mittels Flüssigszintillationspektroskopie 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 bis 2006 wurde dieses Projekt weitergeführt und die Untersuchungen auf Radium-226 ausgedehnt.

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 lediglich noch Cäsium-137 eine gewisse 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 nach wie vor vergleichsweise hohe Cäsium-137-Aktivitäten auftreten. Ebenfalls höhere Werte können Erzeugnisse aus Almgebieten aufweisen. Die wesentlichen Ursachen für diese zum Teil erheblichen Unterschiede in der Kontamination 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 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 Kontaminationen 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 von 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.). Die meisten Sammeltouren werden alle zwei Monate beprobt, einige Touren jedes Monat.

Neben diesen routinemäßigen Kontrollen von Rohmilch erfolgt noch eine regelmäßige Untersuchung der Auslieferungsmilch aus der Molkerei Maishofen auf Radiocäsium und von Milch aus dem Handel (immer das gleiche Produkt) auf Radiocäsium und Strontium-90.

In Tabelle 4.6.1.1. sind die Mittelwerte der Cäsium-137-Konzentration für die Rohmilch aus den routinemäßig beprobten Milchsammeltouren für den Zeitraum 2005/2006 zusammengestellt. Bei bestimmten Touren wird eine Jahresmischprobe gesammelt, und diese Probe auf Strontium-90 untersucht. Die Ergebnisse dieser Messungen sind ebenfalls in Tabelle 4.6.1.1. enthalten.

Tabelle 4.6.1.1.: Routinemäßig beprobte Milchsammeltouren sowie Mittelwerte der Cäsium-137-Konzentration und Werte der Strontium-90-Konzentration für den Zeitraum 2005/2006

Bundesland	Einzugsgebiet der Milchsammeltour	Politischer Bezirk	Cs-137 [Bq/l]	Sr-90 [mBq/l]
Burgenland	Oberwart Lutzmannsburg-Deutschkreutz	Oberwart	0,1	61,4 ^{*)}
		Oberpullendorf	0,1	
Kärnten ^{*)}	Mölltal Gailtal-Lesachtal Bleiburg-Waisenberg Reichenfels-Breitenegg	Spittal an der Drau	0,2	51,0 ^{*)}
		Villach Land	0,1	
		Völkermarkt	0,5	
		Wolfsberg	0,7	
Niederösterreich	Ulmerfeld Litschau-Haugschlag Beinwachs-Reichenau ^{*)} Traunstein	Amstetten	0,1	73,5
		Gmünd	0,5	
		Neunkirchen	0,1	
		Zwettl	0,7	
Oberösterreich	Leopoldschlag Ebensee Geinberg Ulrichsberg-Aigen Schardenberg-Münzkirchen Reichraming-Arzberg Ampflwang	Freistadt	0,5	85,8
		Gmunden	0,8	
		Ried im Innkreis	0,2	
		Rohrbach	0,2	
		Schärding	0,1	
		Steyr-Land	0,2	
		Vöcklabruck	0,7	
Salzburg	Elixhausen-Seekirchen Flachau-Wagrain Mittersill	Salzburg-Umgebung	0,4	132,2
		St. Johann im Pongau	2,2	
		Zell am See	2,4	
Steiermark	Aflenz-Turnau Eibiswald Sulmtal-Gams Obersaifen Admont-Ardning Pruggern-Kleinsölk Dürnstein in der Steiermark	Bruck an der Mur	0,2	104,3 ^{*)}
		Deutschlandsberg	1,0	
		Deutschlandsberg	0,7	
		Hartberg	0,1	
		Liezen	0,3	
		Liezen	2,2	
		Murau	0,3	
Tirol	Waidring Schwoich Kals Reutte Brandberg Innsbruck	Kitzbühel	1,0	
		Kufstein	0,5	
		Lienz	2,4	
		Reutte	0,1	
		Schwaz	0,9	
		Innsbruck-Land	0,5	
Vorarlberg	Möggers Feldkirch-Gisingen	Bregenz	0,3	43,5 ^{*)}
		Feldkirch	n.n.	

^{*)}...nur 2006

Die Abbildung 4.6.1.1. zeigt die aus den Daten der Rohmilchüberwachung für den Zeitraum 2005/2006 ermittelte regionale Verteilung der Cäsium-137-Kontamination von Milch in Österreich. Das Kontaminationsmuster entspricht erwartungsgemäß im Wesentlichen der Radiocäsiumdeposition nach dem Reaktorunfall von Tschernobyl. Mittelwerte über 2 Bq/l werden nur noch in Rohmilch aus der Tauernregion gefunden.

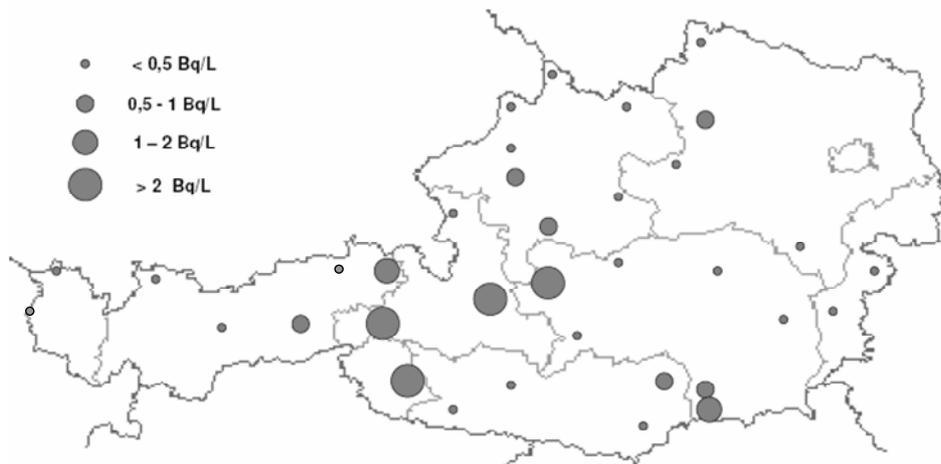


Abb. 4.6.1.1.: Regionale Verteilung der Cäsium-137-Kontamination von Rohmilch in Österreich für den Zeitraum 2005/2006

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 den Zeitraum 2005/2006 ein gesamtösterreichischer Durchschnittswert von etwas unter 1 Bq/l. Dieser Wert wurde als Grundlage für die Abschätzung der durch Radiocäsium in Milch und Milchprodukten verursachten Dosis herangezogen.

Für die Auslieferungsmilch der Molkerei Maishofen wurde für den Berichtszeitraum eine Cäsium-137-Konzentration von 1,65 Bq/l ermittelt, für die Milch aus dem Handel ein Cäsium-137-Wert von 0,1 Bq/l und ein Strontium-90-Wert von 63,7 mBq/l.

In Abbildung 4.6.1.2. ist der Verlauf der Cäsium-137-Kontamination der Rohmilch aus der Sammeltour Flachau-Wagrain während der Jahre 1988 bis 2006 dargestellt. Daraus ist ersichtlich, dass in diesem Zeitraum die Cäsium-137-Werte auf etwa ein Zehntel der Ausgangswerte zurückgegangen sind. Die in den Sommermonaten auftretenden Spitzen sind auf Zutmischungen von stärker kontaminierter Almmilch zurückzuführen.

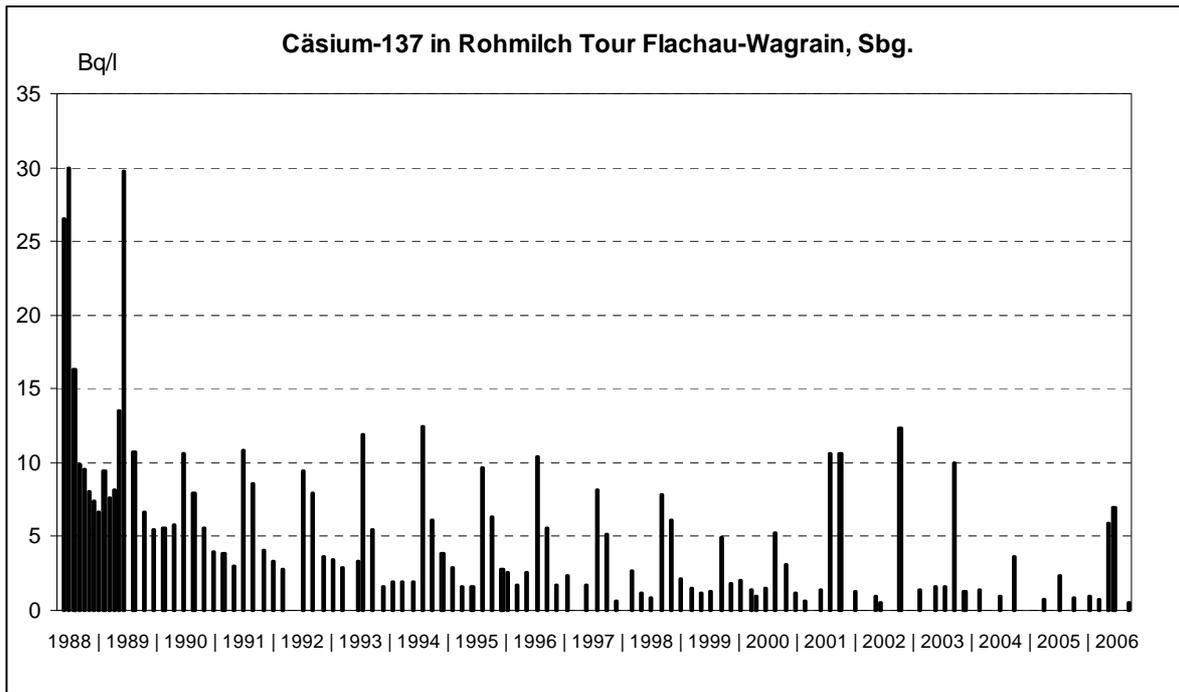


Abb. 4.6.1.2.: Verlauf der Cäsium-137-Aktivitätskonzentration in Rohmilch aus der Sammeltour Flachau-Wagrain

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 4.6.1.3., 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 Milch aus dem Handel dargestellt sind, ist ein allmähliches Absinken der Werte erkennbar. Aus den Daten ergibt sich für die Abnahme eine effektive Halbwertszeit von etwa 8 Jahren. Die Strontium-90-Werte für diese Proben lagen im Berichtszeitraum zwischen etwa 30 bis 120 mBq/l. Ähnliche Strontium-90-Konzentrationen weisen auch die Jahresmischproben aus der Rohmilchkontrolle auf (siehe Tabelle 4.6.1.1.).

Die räumliche Verteilung von Strontium-90 ist viel gleichmäßiger als die von Radiocäsium aus dem Tschernobylunfall. Trotzdem kommt es auch beim Strontium-90-Gehalt der Milch zu Schwankungen, insbesondere zu höheren Werten in den Sommermonaten. Diese auch in der Abbildung 4.6.1.3. erkennbaren Spitzen sind auf die Zumischung von höher kontaminierter Rohmilch aus alpinen Regionen zurückzuführen. Ähnlich wie für Radiocäsium ist in alpinen Regionen auch der Transfer von Strontium-90 vom Boden in die Pflanzen durch die dort herrschende Bodenchemie begünstigt.

In den Milchproben wird auch das natürliche Radionuklid Kalium-40 bestimmt. Der Kaliumgehalt der Milch wird durch biochemische Mechanismen annähernd konstant gehalten und liegt bei rund 48 Bq/l.

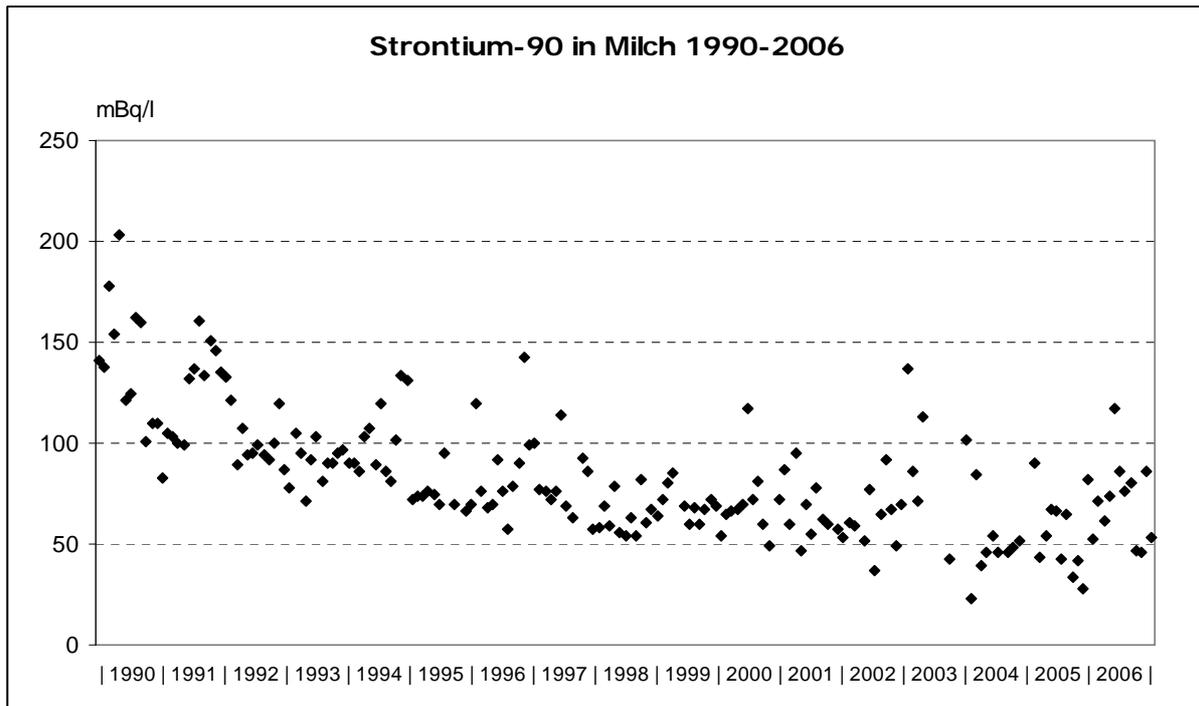


Abb. 4.6.1.3.: Strontium-90-Kontamination von Rohmilch aus Wiener Molkereien bzw. der Molkerei Baden (bis 1999) und Milch aus dem Handel (ab 2000)

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 ab dem 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 messtechnischen Nachweisgrenze. 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.

Die im Berichtszeitraum untersuchten Obstproben zeigten keine auffälligen Aktivitätswerte. Lediglich in Waldbeeren wurde Cäsium-137 gefunden, wobei innerhalb einer 2006 durchgeführten Schwerpunktaktion Werte bis etwa 70 Bq/kg auftraten. 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 lagen die in den untersuchten Gemüseproben ermittelten Cäsium-137-Aktivitäten in allen Fällen unter 2 Bq/kg.

Ebenso wie in gezüchtetem Obst und Gemüse wurde auch in Kartoffeln und Getreide in den letzten Jahren Radiocäsium nicht oder nur in sehr geringen Mengen nachgewiesen.

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.

So wurde in etwa 55 % der im Berichtszeitraum untersuchten 136 Rindfleischproben Cäsium-137 festgestellt. Von allen untersuchten Proben wiesen 23 % Werte unter 1 Bq/kg, 31 % Werte zwischen 1 und 10 Bq/kg und nur eine Probe einen Wert über 10 Bq/kg auf. Der Mittelwert lag bei etwa 2 Bq/kg. Der höchste Wert wurde in einem Rind aus Salzburg mit 20 Bq/kg gemessen. Die Cäsium-137-Werte weisen auf keine signifikanten Änderungen gegenüber den Werten der letzten Jahre hin. (Auch die Milchwerte, die einen direkten Indikator für die Fleischkontamination darstellen, bestätigen diesen Hinweis.)

In den im Berichtszeitraum untersuchten Schweine- und Geflügelfleischproben wurde Cäsium-137 – wie auch schon in den Vorjahren – nicht oder nur in sehr geringen Mengen nachgewiesen.

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 Depositionssituation, 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, treten in wildwachsenden Pilzen und Beeren im Vergleich dazu deutlich höhere Gehalte auf. 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 bestimmten wildwachsen-

den Pilzen – wie beispielsweise Maronenröhrlingen und Semmelstoppelpilzen – werden hingegen noch immer Cäsium-137-Werte bis zu einigen tausend Bq/kg gemessen. Die Werte für in Österreich gesammelte Steinpilze und Eierschwammerl liegen meist unter 200 Bq/kg, gebietsweise treten jedoch auch höhere Werte auf. 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 Maronenröhrlinge in der Regel deutlich höher kontaminiert als Steinpilze, obwohl beide Arten zur Gattung der Röhrlinge gehören.

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 andere Faktoren das Ausmaß der Aufnahme von Radiocäsium aus dem Boden stark beeinflussen. Solche Faktoren sind beispielsweise Wald- und Bodenart, Bodenparameter wie pH-Wert und Feuchtigkeit, 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 2.9 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 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 in den Jahren 2005 und 2006 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.

Am ILMU Innsbruck, einer Dienststelle der AGES, wird täglich eine 100-ml-Probe 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.

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 am ILMU Graz und CC STRA begonnen, regelmäßig Menüs, in erster Linie aus Großküchen, gammaspektrometrisch zu untersuchen. Im Berichtszeitraum wurde in etwa einem Drittel der Proben Cäsium-137 nachgewiesen, wobei Maximalwerte von etwa 1 Bq/kg gemessen wurden.

4.6.7. Sonstige Lebensmittel

In allen sonstigen untersuchten Lebensmitteln wurden im Berichtszeitraum keine auffälligen Radioaktivitätswerte festgestellt.

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 Dienststellen der AGES 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 auch Steinpilze.

Seit dem Jahr 1998, wo von den insgesamt 188 untersuchten Eierschwammerlproben 13 den Grenzwert von 600 Bq/kg (für die Summe von Cäsium-137 und Cäsium-134) überschritten, wurden bei diesen Kontrollen keine Grenzwertüberschreitungen mehr festgestellt. Auch lagen die Durchschnittswerte in den letzten vier Jahren deutlich unter jenen des Jahres 1998 /BKA 99/. Die Werte für die untersuchten Steinpilze, bei denen ebenfalls keine Grenzwertüberschreitungen festgestellt wurden, lagen im selben Bereich wie jene für Eierschwammerl. Verglichen mit den in den letzten Jahren ermittelten durchschnittlichen Cäsium-137-Gehalten für Eierschwammerl und Steinpilze aus Österreich (ca. 100 Bq/kg) liegen die Werte für die untersuchten Importpilze deutlich niedriger.

Neben Wildpilzen wurden im Berichtszeitraum 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 Schutzmaßnahmen 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 „gefahrlos“ und „gefährlich“ angesehen werden. Selbst der gelegentliche Verzehr von Lebensmitteln mit über dem Grenzwert liegenden Radiocäsiumgehalten 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 der Mitgliedstaaten und einer entsprechenden Empfehlung der Kommission auch beim Handel bzw. Inverkehrbringen innerhalb der Europäischen Union angewendet. Diese Verordnung (737/90/EWG) wurde mehrmals geändert, weshalb im Jahr 2008 eine Kodifizierung in Form der Verordnung (EG) 733/2008 des Rates erfolgte.

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 Berichtszeitraum untersuchten Milchproben lag weit unterhalb des Grenzwertes von 370 Bq/l (für die Summe von Cäsium-134 und Cäsium-137). Mit etwa 0,6 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 70 Bq/kg lediglich bei rund 12 % 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, der höchste in einer Rindfleischprobe gefundene Radiocäsium-Wert lag bei 20 Bq/kg (etwa 3 % des Grenzwertes).

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. Maronenhöhrlinge und Reispilze weisen sogar im Mittel noch immer Cäsium-137-Gehalte über dem Grenzwert auf. Bei den als Speisepilze sehr geschätzten Eierschwammerln wurden in den letzten Jahren bei einigen Prozent der Proben Werte über dem Grenzwert festgestellt, wobei es sich dabei in allen Fällen um in Österreich gesammelte Schwammerl handelte. Bei Stein-

pilzen kam es lediglich fallweise zu geringfügigen Überschreitungen des Grenzwertes. 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 der Austrian Research Centers Seibersdorf (ARCS) und des Atominstituts 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 in den Jahren 2005 und 2006 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 der ARCS 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. Austrian Research Centers Seibersdorf

5.1.1. Emissionen radioaktiver Stoffe

Abluft

Verbrennungsanlage

Die Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Abluft aus der Verbrennungsanlage und die Mittelwerte der Aktivitätskonzentrationen sind in den Tabellen 5.1.1.1. bzw. 5.1.1.2. für die Jahre 2005 bzw. 2006 angeführt. Ein Vergleich der ermittelten Konzentrationen mit den ebenfalls in den Tabellen 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 der ARCS im Jahr 2005

	Jahres- emission [kBq]	mittlere Aktivitäts- konzentration [mBq/m ³]	maximal zulässige Aktivitätskonzentration [mBq/m ³]	Verhältnis tatsächlicher zu maximal zulässiger Abgabemenge
Alpha	< 37,5	< 0,14 ^{*)}	5920	< 2,3x10 ⁻⁵
Beta	< 101	< 0,37 ^{*)}	370000	< 1x10 ⁻⁶
Tritium	7,3x10 ⁵	3,4x10 ⁴ ^{**)}	7,4x10 ¹⁰	4,6x10 ⁻⁷

^{*)} Jahresmittel

^{**)} Betriebszeitmittel

Tabelle 5.1.1.2.: Ableitung radioaktiver Stoffe mit der Abluft aus der Verbrennungsanlage der ARCS im Jahr 2006

	Jahres- emission [kBq]	mittlere Aktivitäts- konzentration [mBq/m ³]	maximal zulässige Aktivitätskonzentration [mBq/m ³]	Verhältnis tatsächlicher zu maximal zulässiger Abgabemenge
Alpha	49	0,19 ^{*)}	5920	3,2x10 ⁻⁵
Beta	76	0,29 ^{*)}	370000	0,8x10 ⁻⁶
Tritium	2,3x10 ⁶	3,0x10 ⁴ ^{**))}	7,4x10 ¹⁰	4,0x10 ⁻⁷

*) Jahresmittel

**) Betriebszeitmittel

Chemische Verfahrenstechnik

Die Überwachung der Labors der Abteilung Chemische Verfahrenstechnik und des Heißzellenlaboratoriums auf Abgabe an radioaktiven Aerosolen ergab, dass die in den Jahren 2005 und 2006 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. Gammaskopmetrische 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.

Die Radioiod-Abgabe aus den beiden Iod-Laboratorien wird mittels Aktivkohlepatronen überwacht. In den Tabellen 5.1.1.3. und 5.1.1.4. sind die Jahresemissionswerte und die Werte für die mittleren Aktivitätskonzentrationen für das Jahr 2005 bzw. 2006 zusammengestellt. Die ermittelten Werte liegen weit unter den maximal zulässigen Werten.

Tabelle 5.1.1.3.: Radioiod-Abgabe mit der Abluft aus der Radiopharmakaproduktion der ARCS im Jahr 2005

Labor	Nuklid	Jahresemission [MBq]	mittlere Aktivitätskonzentration [Bq/m ³]
DD 1-43	Iod-131	0,04	0,002
	Iod-123	827	40
DD 1-44	Iod-131	5,5	0,68
	Iod-123	2,8	0,36

Tabelle 5.1.1.4.: Radioiod-Abgabe mit der Abluft aus der Radiopharmakaproduktion der ARCS im Jahr 2006

Labor	Nuklid	Jahresemission [MBq]	mittlere Aktivitätskonzentration [Bq/m ³]
DD 1-43	Iod-131	8,17	0,45
	Iod-123	712	33,4
DD 1-44	Iod-131	5,36	0,72
	Iod-123	19,97	2,51

ASTRA-Reaktor

Obwohl der Forschungsreaktor am 31. Juli 1999 endgültig abgeschaltet wurde, wurde die Kontrolle der Reaktorhallenabluft sowohl vom Betreiber als auch von der Behörde, abgesehen von der Überwachung auf radioaktives Iod, bis Anfang 2006 unverändert weitergeführt. Erwartungsgemäß wurden dabei im Berichtszeitraum keine nennenswerten Abgaben an künstlichen Radionukliden festgestellt. Die Dekommissionierung des Reaktors wurde 2006 beendet.

Abwasser

In den Tabellen 5.1.1.5. bzw. 5.1.1.6 sind die für die Jahre 2005 bzw. 2006 ermittelten Ableitungen radioaktiver Stoffe mit dem Abwasser sowie die entsprechenden mittleren Aktivitätskonzentrationen zusammengestellt. Ein Vergleich dieser Werte mit den im strahlenschutzrechtlichen Bewilligungsbescheid festgelegten maximal zulässigen Aktivitätswerten zeigt, dass die tatsächlich abgegebenen Aktivitäten in Summe in beiden Jahren nur rund 4 % des Genehmigungswertes für die jährliche Emission an Radionukliden betragen. Aus den behördlichen Kontrollmessungen geht hervor, dass die in den Tabellen angeführten Beta-Aktivitäten unter anderem auf Cobalt-60 (Halbwertszeit 5,27 Jahre) und Cäsium-137 zurückzuführen sind.

Tabelle 5.1.1.5.: Ableitung radioaktiver Stoffe mit dem Abwasser der ARCS im Jahr 2005

	Alpha	Beta	Tritium
Jahresemission [MBq]	2,8	69,9	67160
mittlere Aktivitätskonzentration [Bq/l]	0,17	4,1	4030

Tabelle 5.1.1.6.: Ableitung radioaktiver Stoffe mit dem Abwasser der ARCS im Jahr 2006

	Alpha	Beta	Tritium
Jahresemission [MBq]	4,8	83	2200
mittlere Aktivitätskonzentration [Bq/l]	0,19	3,4	900

5.1.2. Umgebungsüberwachung

Die von den ARCS 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. 0.7 mSv pro Jahr).

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 den ARCS 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 der ARCS ein-

geleitet 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.

Bei nuklidspezifischen Untersuchungen wurden in einigen Proben aus dem Leitha-Mühl-Kanal – wie schon in den Vorjahren – geringe Mengen an Cäsium-137 nachgewiesen. Die gemessenen Werte liegen in einem Bereich, der für solche Probenarten seit dem Tschernobylunfall auch an anderen Orten dieser Region üblich ist. Das gefundene Cäsium-137 stammt daher im Wesentlichen aus dem Tschernobylunfall und nicht aus Emissionen der ARCS. Die ermittelten Aktivitätsgehalte liegen weit unter denen natürlicher Radionuklide.

Die vom CC STRA durchgeführte Umgebungsüberwachung bestätigt im Wesentlichen die Ergebnisse der betriebsinternen Eigenkontrolle und zeigt, dass der Betrieb der Anlage praktisch keine Auswirkungen auf die Umgebung der ARCS 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 Berichtszeitraum im Bereich der natürlichen Aerosolaktivität in der Außenluft bzw. wegen der Rückhaltewirkung der Abluftfilter darunter. Iod-131 wurde in der Abluft der Reaktorhalle nicht nachgewiesen. Die Abgabe an Argon-41 betrug in den Jahren 2005 und 2006 jeweils etwa 0.4 TBq und damit rund 0.4 % des maximal zulässigen Wertes.

Abwasser

In die Abwassertanks des AI gelangen neben den Abwässern aus dem Reaktorbereich selbst auch noch Ableitungen aus den wissenschaftlichen Labors. Vor der Entleerung eines Abwassertanks wird sein Inhalt sowohl vom AI als auch vom CC STRA auf seinen Radionuklidgehalt untersucht. In Tabelle 5.2.1.1. ist die Abgabebilanz für das Jahr 2005 zusammengestellt, in Tabelle 5.2.1.2. jene für das Jahr 2006 (die Werte stammen aus den Messungen des CC STRA).

Die am AI mittels Proportionalzähler durchgeführten α + β -Messungen weisen auf keine größeren, nicht schon in den beiden Tabellen berücksichtigte Radionuklidabgaben hin. Ein Vergleich dieser Werte mit den behördlich festgelegten Maximalwerten zeigt, dass die tatsächlich abgegebenen Aktivitäten jeweils weit unter den zulässigen Abgabewerten lagen.

Tabelle 5.2.1.1.: Konzentration radioaktiver Stoffe im bzw. Ableitung radioaktiver Stoffe mit dem Abwasser des AI im Jahr 2005

Radionuklide im Abwasser des AI (2005)			
Radionuklid	Halbwertszeit	Jahresabgabe [kBq]	Konzentrationsbereich [Bq/l]
$\alpha+\beta$ -Gesamt	–	528	1,7 – 10
Tritium	12,3 Jahre	43300	187 – 1035
Cobalt-60	5,3 Jahre	47,8	0,3 – 1,1
Chrom-51	27,7 Tage	13,6	n.n. 0,68
Cäsium-137	30,1 Jahre	60,4	0,37 – 1,8
Europium-152	12,7 Jahre	11,4	n.n. – 0,57
Mangan-54	312,2 Tage	6	n.n. – 0,16
Silber-110m	250 Tage	436,6	0,28 18,6
Zink-65	243,8 Tage	10,2	n.n. – 0,36

n.n. ... nicht nachgewiesen

Tabelle 5.2.1.2.: Konzentration radioaktiver Stoffe im bzw. Ableitung radioaktiver Stoffe mit dem Abwasser des AI im Jahr 2006

Radionuklide im Abwasser des AI (2006)			
Radionuklid	Halbwertszeit	Jahresabgabe [kBq]	Konzentrationsbereich [Bq/l]
$\alpha+\beta$ -Gesamt	–	560	2,3 – 13,1
Tritium	12,3 Jahre	14312	70 – 497
Cobalt-60	5,3 Jahre	18	0,15 – 0,6
Cäsium-137	30,1 Jahre	34,4	0,3 – 0,9
Europium-152	12,7 Jahre	11,4	n.n. – 0,57
Mangan-54	312,2 Tage	3,0	n.n. – 0,15
Silber-110m	250 Tage	6,6	n.n. – 0,12
Technetium-99m	6 Stunden	1,6	n.n. – 0,08
Zink-65	243,8 Tage	2,6	n.n. – 0,13

n.n. ... nicht nachgewiesen

5.2.2. Umgebungsüberwachung

Die im Rahmen der betrieblichen 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.

Vom CC STRA wurden im Rahmen der Umgebungsüberwachung im Wesentlichen die gleichen Medien beprobt und untersucht wie vom AI. Ebenso wie die betriebsinterne Überwachung bestätigen die Ergebnisse des CC STRA, 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. Rund 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 Strahlung 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 weit unter 1 % der Gesamtdosis.

Die durch den Betrieb von Kernanlagen, durch die Verwendung von radioaktiven Stoffen und ionisierender Strahlung 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 zivili-satorische 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 Röntgenstrahlung) der Höhenstrahlung bewirkt. Wegen 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 /Tschirf 75/. Danach kommt es bei einem ganzjährigen Aufenthalt im Freien im Mittel zu einer effektiven Dosis von etwa 0.78 mSv (0.43 mSv terrestrische und 0.35 mSv kosmische Strahlung). 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 effektive 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 effektive 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 Radonkonzent-

rationen und kürzeren Aufenthaltsdauer ergibt sich für den Aufenthalt im Freien nur eine effektive 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 Dosis 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 effektive 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 wird. 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 Strahlung 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 Strahlung in der Medizin

Die aus der Anwendung radioaktiver Stoffe und ionisierender Strahlung in der Medizin sich ergebende mittlere effektive Dosis kann auf Basis nationaler Studien auf etwa 1.3 mSv pro Einwohner und Jahr geschätzt werden. Den Großteil dieser Dosis liefert mit etwa 1.2 mSv die Röntgendiagnostik. Die nuklearmedizinische Diagnostik trägt – primär wegen der geringeren Anwendungshäufigkeit – nur etwas weniger als 1 mSv dazu bei. Der Rest fällt auf strahlentherapeutische Anwendungen, die zwar hohe Patientendosen bewirken, jedoch wegen ihrer vergleichsweise sehr geringen Häufigkeit zur mittleren Bevölkerungsdosis wenig beitragen. 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. Bei gewissenhafter Anwendung radioaktiver Stoffe und ionisierender Strahlung in der medizinischen Diagnostik und Therapie resultiert daraus

jedoch 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 Strahlung 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 tritiumhältigen Leuchtziffern. Weiters werden bei einigen technischen Prozessen zur Messung, Steuerung oder Qualitätskontrolle Strahlenquellen eingesetzt (zB Schweißnahtprüfungen, Füllstands-, Dicke- und Dichtemessungen). Der Umgang mit diesen Strahlenquellen sowie die Zulassung von Industrieerzeugnissen, die radioaktive Stoffe enthalten, sind gesetzlich geregelt und bedürfen in der Regel einer Genehmigung. Eine genaue Bestimmung der durch die Anwendung radioaktiver Stoffe und ionisierender Strahlung in diesen Bereichen für die Bevölkerung bewirkten Strahlendosis ist kaum durchführbar. Im Mittel liegt sie jedoch mit Sicherheit unter 0.02 mSv effektive Dosis 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 Überwachung 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 der Austrian Research Centers 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 etwa 0.4 mSv pro Einwohner im Jahr 1986 /BKA 88/ auf unter 0.01 mSv in den Jahren 2005 und 2006 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 gelangt sind – 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 rund 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 Berichtszeitraum 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, kürzerlebige 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 in den Jahren 2005 und 2006 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.

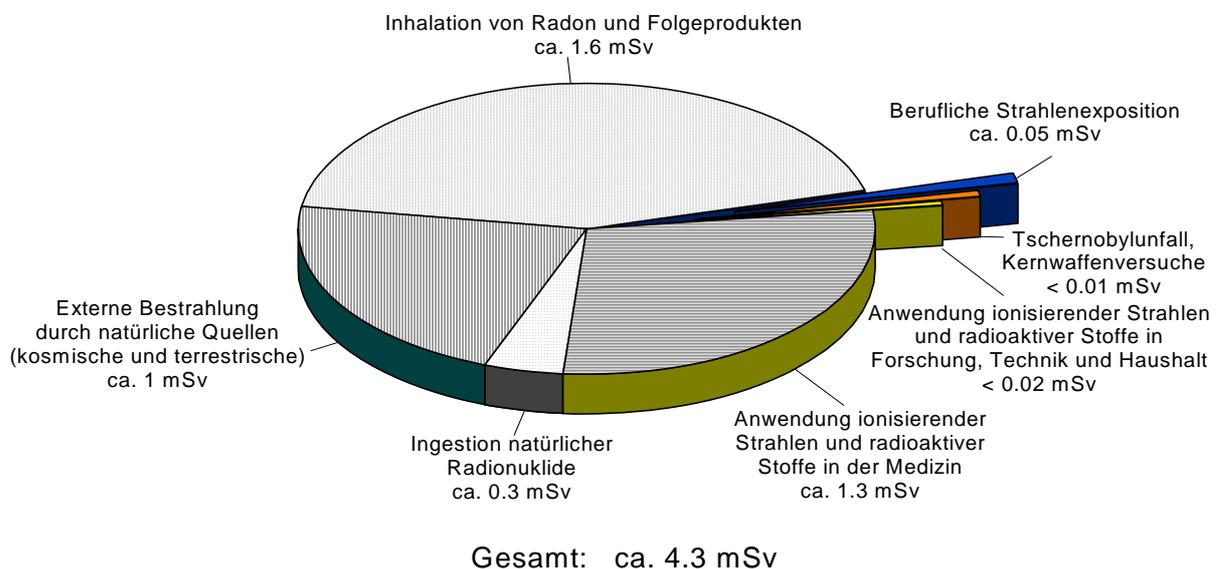
In einigen Produkten aus Waldgebieten und vereinzelt auch bei landwirtschaftlichen Erzeugnissen aus höher kontaminierten Almregionen treten weiterhin Cäsium-137-Gehalte von

einigen hundert, in bestimmten 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 0.0026 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 Strahlenexposition der österreichischen Bevölkerung betrug in den Jahren 2005 und 2006 im Mittel jeweils rund 4.3 mSv effektive Dosis pro Person, und setzt sich wie folgt zusammen:

Strahlenexposition der Bevölkerung in den Jahren 2005 und 2006
(effektive Dosis pro Einwohner und Jahr)



Die Strahlenexposition aus natürlichen Strahlenquellen führte zu einer effektiven Dosis von etwa 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. Rund 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 rund 1.4 mSv pro Person und Jahr. Dazu lieferte die Anwendung radioaktiver Stoffe und ionisierender Strahlung 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. Strahlenexposition von Beschäftigten in oberösterreichischen Wasserwerken (Teil 2: Ergebnisse)

W. Ringer, M. Simader, M. Bernreiter

AGES, CC Radioökologie und Radon, Derfflingerstraße 2, 4020 Linz
Email: wolfgang.ringer@ages.at

Motivation und Inhalt

Im Hinblick auf die Umsetzung der Grundnormen-Richtlinie 96/29/EURATOM der Europäischen Union und zur Erweiterung der Expertise auf dem Gebiet der natürlichen Strahlenexposition in Arbeitsstätten in Österreich wurde eine Studie zur Radonexposition von Beschäftigten in oberösterreichischen Wasserwerken durchgeführt.

Als Kriterien für die Auswahl der Wasserwerke wurden die Abgabemenge (→ Untersuchung der größten Wasserwerke) und der geogene Untergrund herangezogen. Von den ausgewählten 46 Wasserwerke nahmen 45 an der Studie teil.

Über Erhebungsbögen, die vor Ort mit dem für das Wasserwerk Verantwortlichen ausgefüllt wurden, und Messungen in verschiedenen Anlageteilen wurden die Aufenthaltszeiten des Personals bzw. die Radonkonzentrationen ermittelt. Aus diesen Daten erfolgte die Berechnung der jährlichen Radonexposition.

Radon in Wasserwerken

Ein Teil des im Gestein befindlichen Radons entweicht in die Poren des Bodens. Sind die Poren mit Wasser gefüllt, wird das Radon im Wasser gelöst und gelangt damit auch in Wasserwerke. Über die offenen Wasserflächen in Sammelschächten, Aufbereitungen, Hochbehälter etc. gelangt das Radon in die Raumluft der Wasserwerke (siehe Abbildung 1).

Die Höhe der Radonexposition eines Beschäftigten hängt von der Radonkonzentration und der Aufenthaltsdauer des Beschäftigten (Expositionsdauer) in den verschiedenen Anlageteilen eines Wasserwerkes ab. Es müssen daher in allen Teilen der Anlage die Radonkonzentration bestimmt und die Arbeitsabläufe im Wasserwerk berücksichtigt werden.

Der Wasser-Luft-Transfer von Radon wird primär durch Zerstäubung des Wassers (CO₂-Ablüfter, Kaskaden, Verdüsung), Verwirbelungen in Folge eines freien Falls vom Wassereinlass in die Wasserbecken und Spülungen der Aufbereitungsanlagen verstärkt. Die Radonkonzentration in Räumen wird weiters durch die Schüttung, die Raumgröße und vor allem die Lüftung beeinflusst.



Längere Aufenthaltszeiten sind bei Wasserwerken mit Aufbereitungsanlagen durch die regelmäßige Spülung der Filterkiesbecken zu erwarten. In manchen Fällen ist ein Büro oder ein anderer Aufenthaltsraum im Aufbereitungsgebäude untergebracht. In der Regel ist der Aufenthalt in Räumen mit offenen Wasserflächen aber nur kurz, das heißt im Bereich von Minuten bis zu wenigen Stunden pro Woche. Dennoch kann es trotz der kurzen Begehungszeiten aufgrund sehr hoher Radonkonzentrationen zu hohen Expositionswerten kommen.

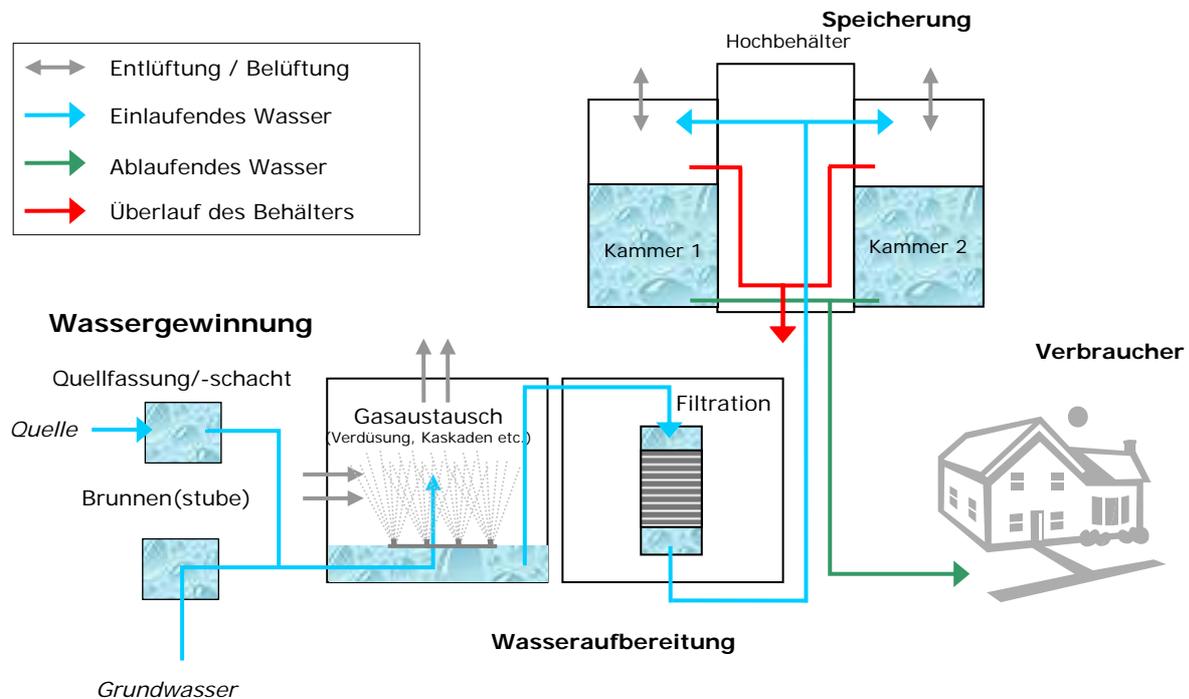


Abb.1: Weg des Wassers durch das Wasserwerk

Ergebnisse

Im Rahmen des Projektes wurden 142 Radonmessungen in Aufbereitungsanlagen, Trinkwasserbehältern und Aufenthaltsräumen durchgeführt. In 55 % der Fälle lag der Messwert unter 1.000 Bq/m^3 , in 99 % der Fälle unter 10.000 Bq/m^3 . Der Maximalwert betrug 38.700 Bq/m^3 .

In 69 % der untersuchten Wasserwerke lag die maximale Radonexposition der Beschäftigten unter $0,31 \text{ MBqh/m}^3$ (entspricht 1 mSv/a). In einem Wasserwerk war die Exposition höher als 2 MBqh/m^3 (entspricht 6 mSv/a), bei zwei Wasserwerken höher als 6 MBqh/m^3 (entspricht dem Grenzwert von 20 mSv/a). In Abbildung 2 sind die Ergebnisse grafisch dargestellt.



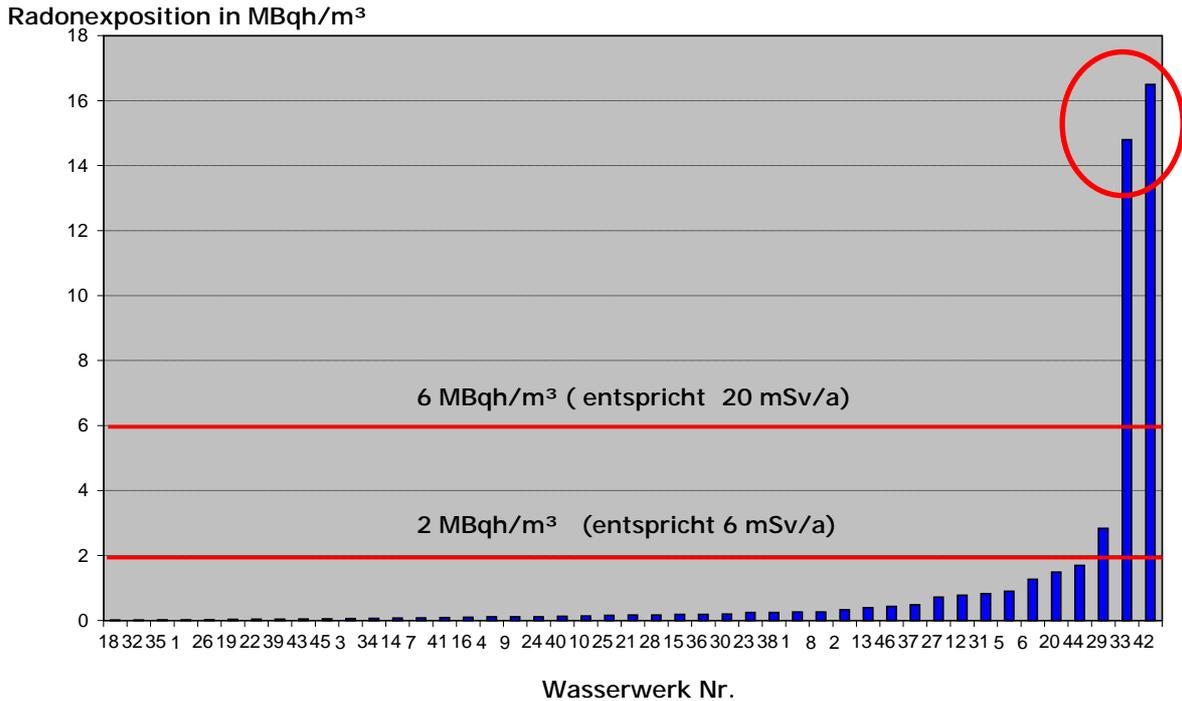


Abb.2: Radonexposition in Wasserwerken

Nach einer Besichtigung und weiteren Radonmessungen wurden Maßnahmen zur Reduktion der Radonexposition durchgeführt. Bei den drei Wasserwerken mit den höchsten Expositionen konnte die Radonexposition deutlich unter 1 MBqh/m³ gesenkt werden; die Kosten dafür lagen in allen Fällen unter € 1000.–. Es wird empfohlen, die Radonexposition alle 5 Jahre sowie nach wesentlichen baulichen oder arbeitsorganisatorischen Änderungen zu bestimmen, um den Sanierungserfolg zu kontrollieren bzw. allfällige Auswirkungen auf die Radonexposition zu erkennen.



Die Sanierungserfahrungen wurden mit der Erstellung von umfassenden Richtlinien für Radonmaßnahmen in neuen und bestehenden Wasserwerken umgesetzt. Es werden für die diversen Anlageteile eines Wasserwerkes die typischen Radonquellen und die möglichen Abhilfemaßnahmen (mit praktischen Beispielen) erläutert. Mit Hilfe der Richtlinien kann schon bei der Planung von Wasserwerken durch entsprechende Vorsorgemaßnahmen ein Radonproblem vermieden werden.

Weitere wesentliche Ergebnisse der Studie sind:

- Messungen der Ortsdosisleistung bei Raumluftentfeuchtern, an deren Filtern sich Radionuklide prinzipiell anlagern und damit zu einer Erhöhung der externen Strahlung führen können, ergaben keine Anhaltspunkte eine solche Erhöhung und einer daraus folgenden erhöhten Exposition der Beschäftigten.
- Der Gleichgewichtsfaktor lag im Mittel bei 0,5 und ist somit etwas höher als in Wohnräumen. Thoron (Rn-220) wurde in keinem Fall in der Raumluft nachgewiesen.
- Messungen der ungefilterten Eindampfrückstände von Rückspülwässern ergaben Maximalwerte für die Radionuklide der drei natürlichen Zerfallsreihen von etwa der zehnfachen mittleren Konzentration dieser Nuklide im Boden. Aufgrund der unterschiedlichen Löslichkeit dieser Nuklide sind die Zerfallsreihen nicht im Gleichgewicht. Die Entsorgung der Rückspülwässer erfolgt in der Regel über die Kanalisation.
- Es besteht keine Korrelation zwischen der Radonkonzentration des Rohwassers und jener der Raumluft, da viele Faktoren die Radonkonzentration in der Luft bestimmen.
- Eine Prognose der Radonexposition für ein Wasserwerk aufgrund der Geologie oder aufgrund von Messwerten aus anderen Wasserwerken ist im Einzelfall nicht möglich.

Um in Zukunft erhöhte Radonexpositionen in Wasserwerken zu vermeiden, wird empfohlen, über Interessensgemeinschaften (ÖVGW, OÖ Wasser etc.) und Schulungen (zB im Rahmen von Kursen für Wasserwart und -meister) Aufklärungs- und Informationsarbeit zu leisten.

Weitere Informationen erhalten Sie beim Autor dieses Artikels oder in

Ringer W., Simader M., Bernreiter M., Aspek W., Kaineder H.
Strahlenexposition von Beschäftigten in oberösterreichischen Wasserwerken
Endbericht für das Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Werkvertrag Zl. BMLFUW-UW.1.1.8/0125-V/7/2004), September 2006

Ringer W., Simader M., Bernreiter M., Aspek W., Kaineder H.
Occupational Radiation Exposure in Upper Austrian Water Supplies and Spas
Posterpräsentation, in: Proceedings of „Second European IRPA Congress on Radiation Protection: From Knowledge to Action, Paris, 15. – 19. Mai 2006

Ringer W., Simader M., Bernreiter M., Kaineder H.
Mitigation of Three Water Supplies with High Radon Exposure to the Employees
Radiation Protection Dosimetry 2008; doi: 10.1093/rpd/ncn126

A2. Untersuchungsprogramm „Beweissicherung Kernkraftwerk Temelin“ Zwischenbericht 2005/2006

W. Ringer, M. Bernreiter, R. Koschuch, A. Achatz

AGES, CC Radioökologie und Radon, Derfflingerstraße 2, 4020 Linz
Email: wolfgang.ringer@ages.at

Motivation und Inhalt

Durch die Inbetriebnahme des tschechischen KKW Temelin etwa 50 km von der österreichischen Grenze entfernt kam es zu einer großen Verunsicherung der Bevölkerung (insbesondere in Oberösterreich) und zu heftigem Widerstand seitens Teilen der Bevölkerung und von Politikern.

Das Untersuchungsprogramm „Beweissicherung Kernkraftwerk Temelin“ soll dazu dienen, allfällige radioaktive Immissionen durch das KKW Temelin in Oberösterreich verlässlich nachzuweisen. Dieses Programm wird zusätzlich und in Ergänzung zu den anderen Überwachungssystemen des Bundes (Strahlenfrühwarnsystem und Laborgestütztes Überwachungsnetz) durchgeführt. Mit einem genau definierten Probenahme- und Messprogramm über mehrere Jahre wurde eine radioökologische Datenbasis zur Dokumentation des Ist-Zustandes und gegebenenfalls von Änderungen der Radioaktivität in ausgewählten Medien geschaffen.

Die Durchführung des Untersuchungsprogrammes erfolgt in Zusammenarbeit mit der Oberösterreichischen Landesregierung, Unterabteilung Umwelttechnik.

Nachfolgend werden der Untersuchungsumfang und die Ergebnisse für die Jahre 2005 und 2006 dargestellt.

Untersuchungsumfang

Wie in den Vorjahren wurde auch in den Berichtsjahren das Standard-Untersuchungsprogramm durchgeführt. Es umfasst Niederschlag (Quartalsmischproben), Bewuchs, Boden und Getreide.

Im Jahr 2005 wurden folgende Untersuchungen zusätzlich zum Standardprogramm durchgeführt:

- Sr-90 in allen Proben (durch das CC Strahlenschutz und Radiochemie der AGES)
- in-situ Messungen (sind nun fixer Bestandteil des Untersuchungsprogrammes)
- Entnahme von 6 Schichten à 5 cm bei den Bodenproben

Wesentliche Ergebnisse

a) Sr-90 in Niederschlag, Bewuchs, Boden und Getreide

Sr-90 konnte im Niederschlag nur bei der Station Almsee (große Niederschlagsmengen und damit große Probemengen) nachgewiesen werden (ca. 2 mBq/l). Die Werte für Boden liegen bei wenigen Bq/kgTr (bis maximal 6 Bq/kgTr) und für Bewuchs im Bereich von 2 bis 21 Bq/kgTr. Der Transferfaktor von Sr-90 ist im Mittel fast um einen Faktor 10 höher als jener für Cs-137.

Die Sr-90-Aktivitätskonzentrationen in ausgewählten Getreidesorten sind in untenstehender Tabelle aufgeführt.

Getreidesorte	Cs-137		Sr-90		K-40	
	Akt.	Uns.	Akt.	Uns.	Akt.	Uns.
	Bq/l	%	Bq/l	%	Bq/kg	%
Winterweizen	<0,19		0,25	14	114	6
Wintertriticale	<0,62		0,27	14	134	7
Winterroggen	0,28	32	1,20	12	153	6
Winterraps	0,06	67	0,70	15	249	6
Sommerhafer	0,30	38	0,36	16	109	6
Ackerbohnen	1,26	8	0,43	15	376	6

b) in-situ Messungen mittels hochauflösender Gammaspektrometrie an allen Bodenprobenahmestellen

In-situ Messungen sind ein sehr empfindliches Werkzeug für den Nachweis von Neudepositionen an der Bodenoberfläche. Aus diesem Grund wurde mit diesen Messungen 2005 begonnen; seitdem sind sie fixer Bestandteil des Untersuchungsprogrammes.

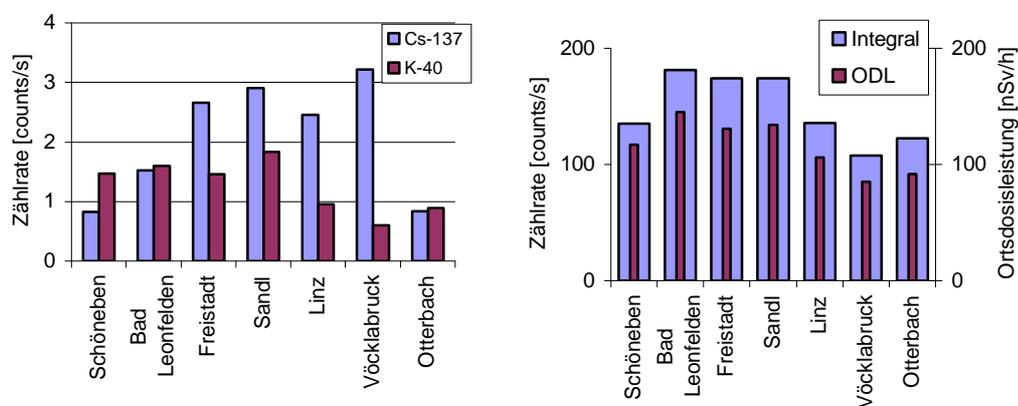
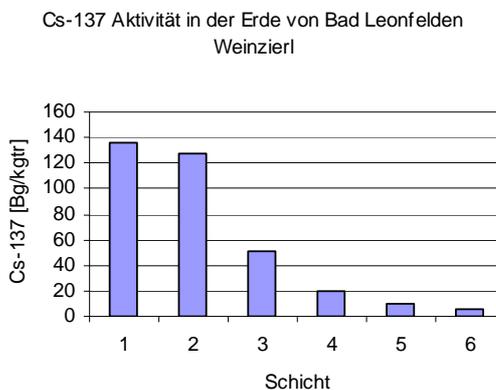
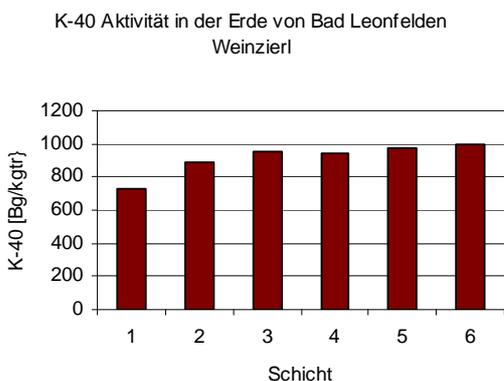
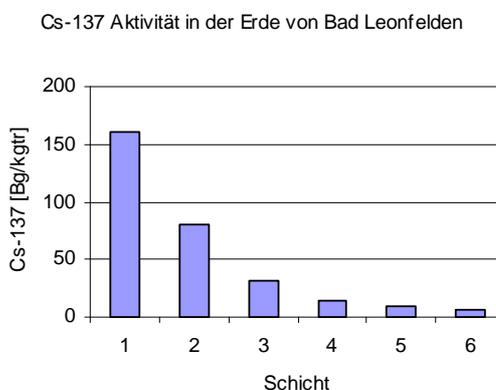
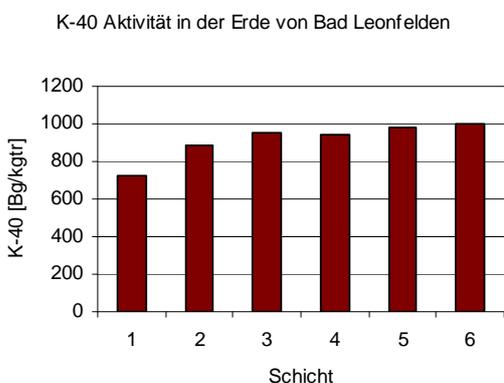
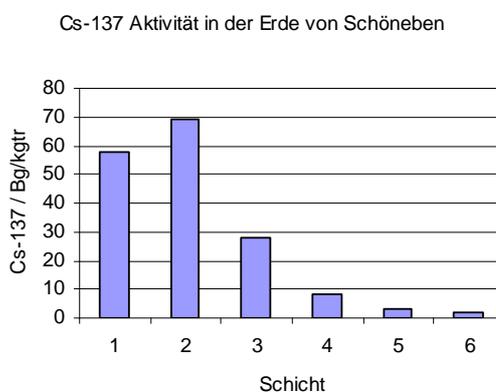
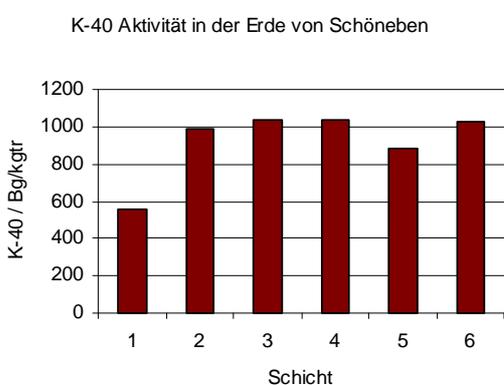


Abb.1: In-situ Messungen 2005: Cs-137 und K-40 Zählraten (links) sowie integrale Zählrate und ODL (rechts)

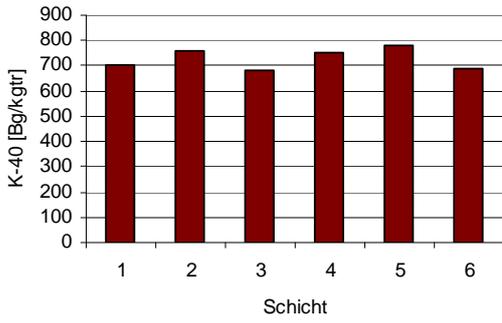
In Abbildung 1 links sind die bei den in-situ Messungen von 2005 ermittelten Zählraten für den Cs-137 und den K-40 Peak dargestellt. Erwartungsgemäß zeigt sich eine gute Übereinstimmung dieser Werte mit der Gesamtzählrate und der Ortsdosisleistung an den jeweiligen Stellen (Abb.1 rechts).

c) Bodenprofile an allen Bodenprobenahmestellen

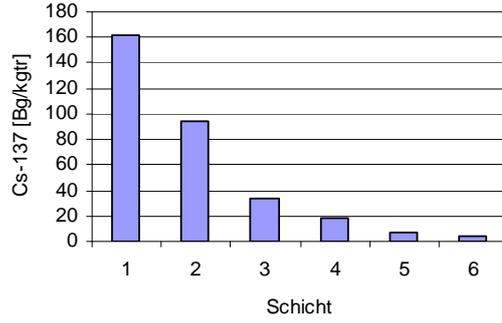
Zur Ermittlung des Tiefenprofils und damit der Migration von Cs-137 und Sr-90 von der Oberfläche in den Boden wurden 6 Bodenschichten à 5 cm entnommen und anschließend gemessen. Die Cs-137-Aktivitätskonzentrationen sind nach wie vor in der ersten oder zweiten Schicht am höchsten; in der 6. Schicht beträgt die Aktivitätskonzentration maximal 10 % der Konzentration der 1. Schicht (siehe Abbildung 2). Die Sr-90-Gehalte hingegen sind praktisch unabhängig von der Tiefe und liegen im Bereich von wenigen Bq/kgTr.



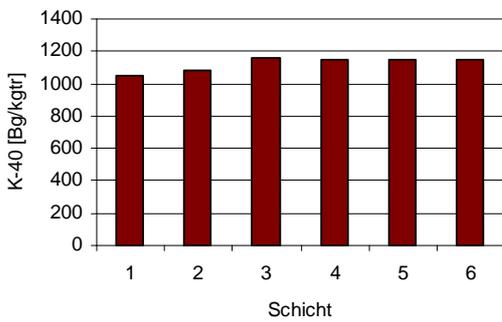
K-40 Aktivität in der Erde von Freistadt



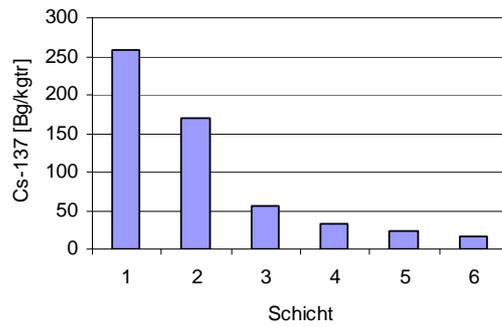
Cs-137 Aktivität in der Erde von Freistadt



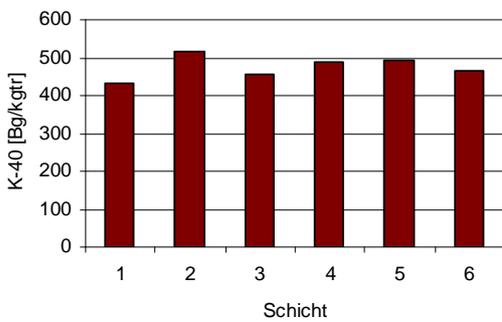
K-40 Aktivität in der Erde von Sandl



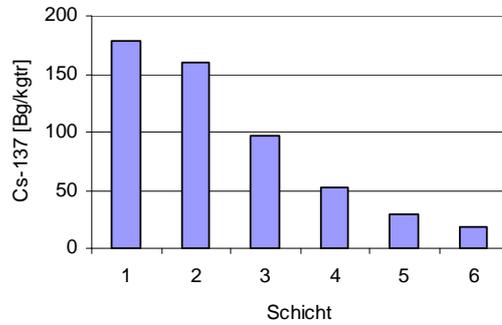
Cs-137 Aktivität in der Erde von Sandl



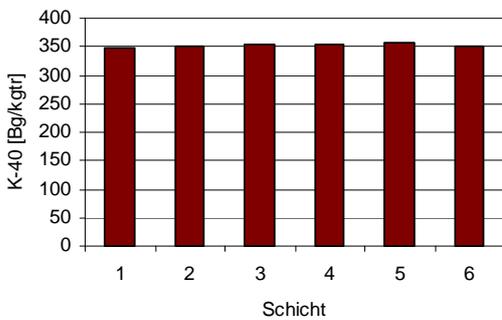
K-40 Aktivität in der Erde von Linz



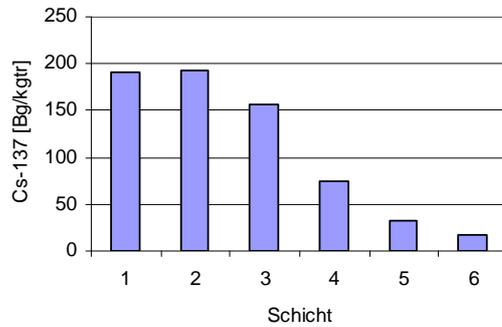
Cs-137 Aktivität in der Erde von Linz



K-40 Aktivität in der Erde von Vöcklabruck



Cs-137 Aktivität in der Erde von Vöcklabruck



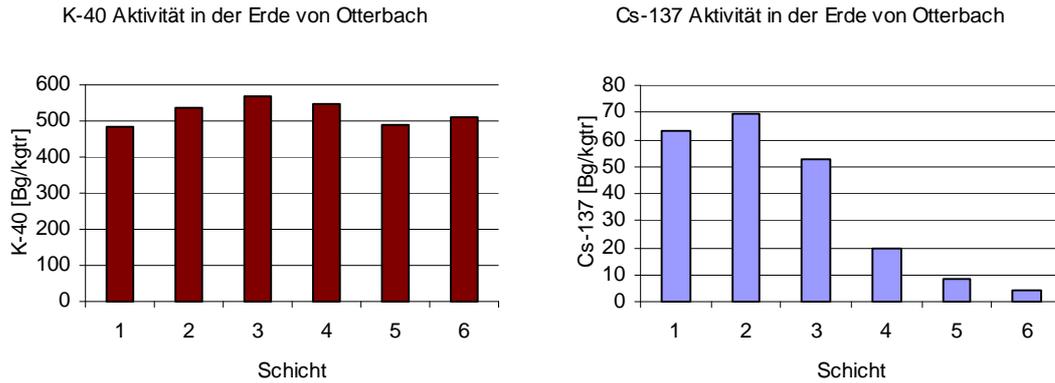


Abb.2: Tiefenprofile für K-40 und Cs-137 (0 – 30 cm)

Die Originalprobenahmestelle in Bad Leonfelden wurde verbaut. Deshalb wurden 2005 sowohl von der originalen als auch von der neuen Probenahmestelle „Weinzierl“ Proben entnommen (ab 2006 nur mehr von der neuen Probenahmestelle „Weinzierl“).

d) Cs-137 und K-40 in Bewuchs und Boden (1992 – 2006)

In den Abb. 3 bis 9 sind die Aktivitätskonzentrationen von Cs-137 und K-40 in Bewuchs und Boden (1. Schicht) für die beprobten Standorte dargestellt (die Cs-137-Konzentration ist in den Abbildungen auf den 01.05.1986 bezogen; damit ist der Nachweis von Neudepositionen empfindlicher, da der physikalische Zerfall des vorhandenen Cs-137 heraus gerechnet wird und somit allfällige Neudepositionen nicht kompensiert).

Im Bewuchs ist an allen Probenahmestellen eine starke Variation der Cs-137-Konzentrationen zu erkennen. Gründe für diese Schwankungen sind das möglicherweise unterschiedliche Wachstumsstadium der Pflanzen bei Schnitt, das jeweilige Jahresklima bzw. die Wetterverhältnisse kurz vor dem Schnitt, die Direktkontamination mit Erde bei Gewittern (splash) sowie statistische Schwankungen aufgrund des Probenahmemodus. In den Abbildungen ist auch der Feuchtegehalt des Bewuchses bei der Probenahme eingezeichnet, um etwaige Korrelationen mit den Radioaktivitätskonzentrationen zu veranschaulichen. Auch die K-40-Konzentrationen schwanken aus den gleichen Gründen von Jahr zu Jahr.

In der ersten Bodenschicht (0 – 5 cm) ist durch die Migration in tiefere Schichten eine Abnahme der Cs-137-Konzentration erkennbar. Die Migration ist von mehreren Faktoren wie Niederschlagsmenge, Bodentextur, Bodendichte, Makroporen, Lehmgehalt und Mineralogie abhängig und deshalb unterschiedlich stark an den einzelnen Probenahmestellen ausgeprägt.

Um Neudepositionen auch statistisch verlässlich nachweisen zu können, wurde für Cs-137 eine Nachweisgrenze errechnet. Aufgrund der starken räumlichen Variabilität der Cs-137-Konzentration und der stichprobenartigen Entnahme von 5 Stecherproben aus einer Fläche von 9 x 9 m unterliegt die Cs-137-Konzentration der Mischproben statistischen Schwankungen. Ist die räumliche Variabilität bekannt, kann nach Bossew [UBA94] die Nachweisgrenze für Neudepositionen bestimmt werden. Zu diesem Zweck wurden in den Jahren 1995 bis 2001 von allen Probenahmestellen zur Bestimmung der räumlichen Variabilität von der Grundfläche 16 Stecherproben im 3 x 3 m Raster entnommen und analysiert.

Die Ergebnisse zeigen, dass Konzentrationserhöhungen im Ausmaß von ca. 50 % der vorhandenen Cs-137-Konzentration (Ausnahme Vöcklabruck: ca. 100 %) statistisch signifikant sind. Die empfindlichsten Probenahmestellen im Hinblick auf den Nachweis von neuen Cs-137-Depositionen sind demnach Schärding (alte Probenahmestelle) und Schöneben: Konzentrationserhöhungen von 35 Bq/kg bzw. 72 Bq/kg wären statistisch signifikant (mit $p = 5\%$).

Es ist zu berücksichtigen, dass auch bei Zerfallskorrektur die Cäsium-137 Konzentration in der 1. Schicht aufgrund der Migration in tiefere Schichten abnimmt, die Nachweisgrenze jedoch für die Aktivitätskonzentration zum Zeitpunkt der Probenahme der Einzelproben bestimmt wurde.

In Schärding und Bad Leonfelden musste in den letzten Jahren aufgrund baulicher Veränderungen die Probenahmestelle verlegt werden; für die neuen Probenahmestellen müssen die Nachweisgrenzen erst ermittelt werden.

Eine zusammenfassende Betrachtung der Messergebnisse dieses Untersuchungsprogrammes in Verbindung mit den Daten aus dem Strahlenfrühwarnsystem des BMLFUW und dem Laborgestützten Überwachungsnetz der AGES belegen, dass es durch den Betrieb des KKW Temelin im Berichtszeitraum zu keinen signifikanten radioaktiven Depositionen in Oberösterreich kam.

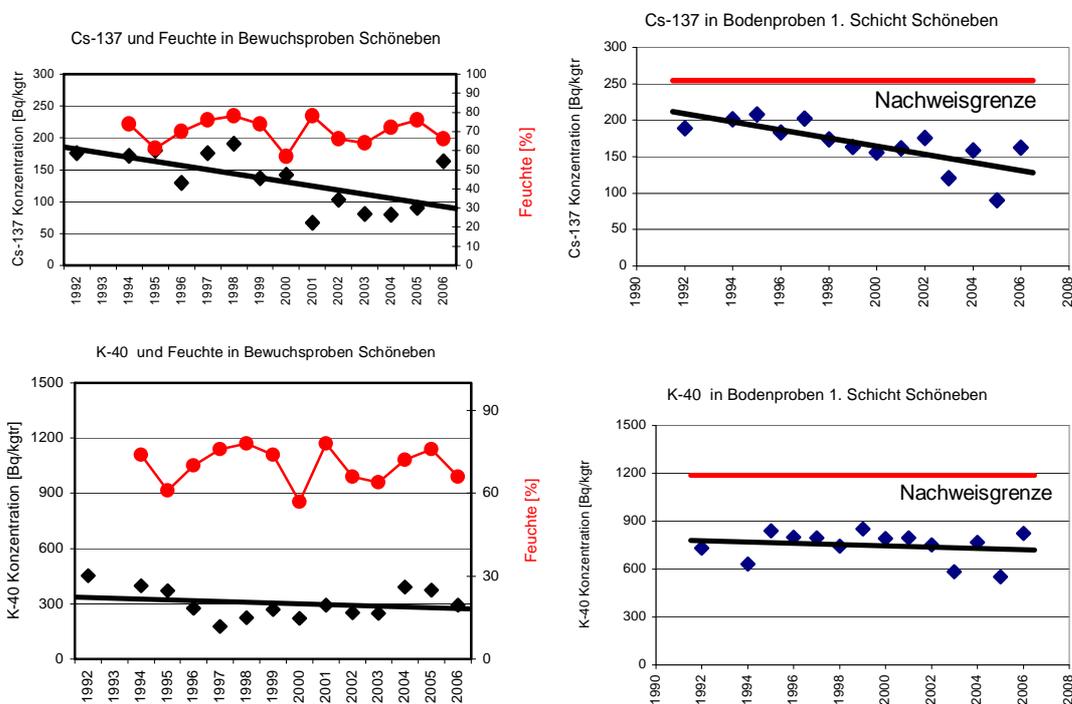


Abb.3: Verlauf der Cs-137 und K-40-Aktivitätskonzentration in Bewuchs und Boden 1992 - 2006 in Schöneben

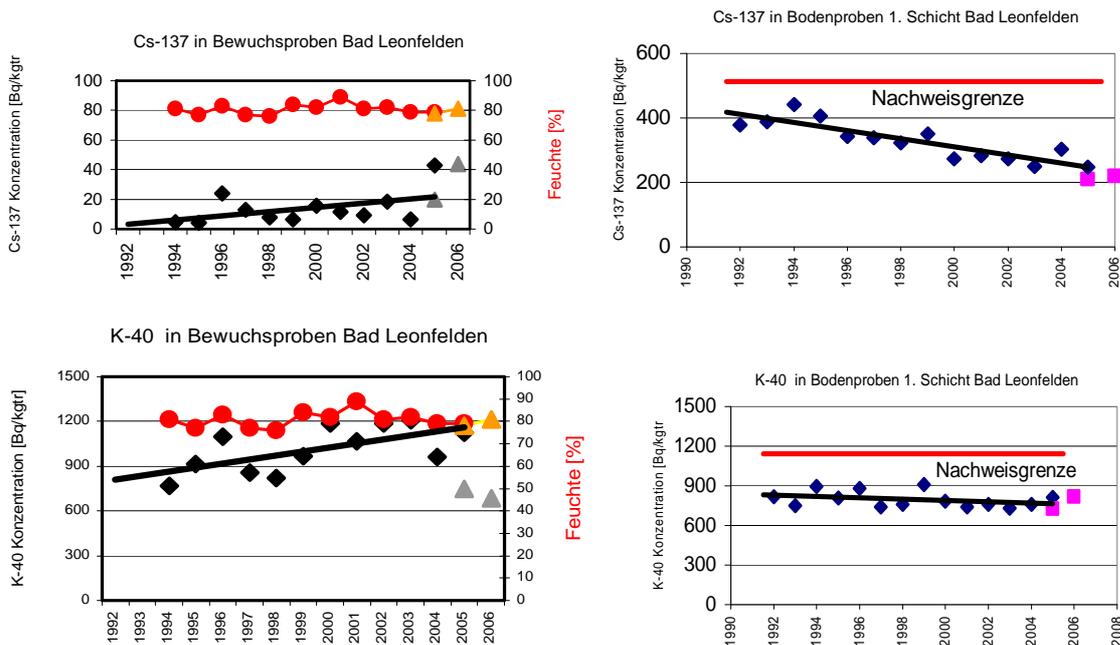


Abb.4: Verlauf der Cs-137 und K-40-Aktivitätskonzentration in Bewuchs und Boden 1992 - 2006 in Bad Leonfelden
Die Originalprobenahmeestelle wurde verbaut. Deshalb wurden 2005 sowohl von der originalen als auch und von der neuen Probenahmeestelle „Weinzierl“ Proben entnommen (ab 2006 nur mehr von der neuen Probenahmeestelle „Weinzierl“).

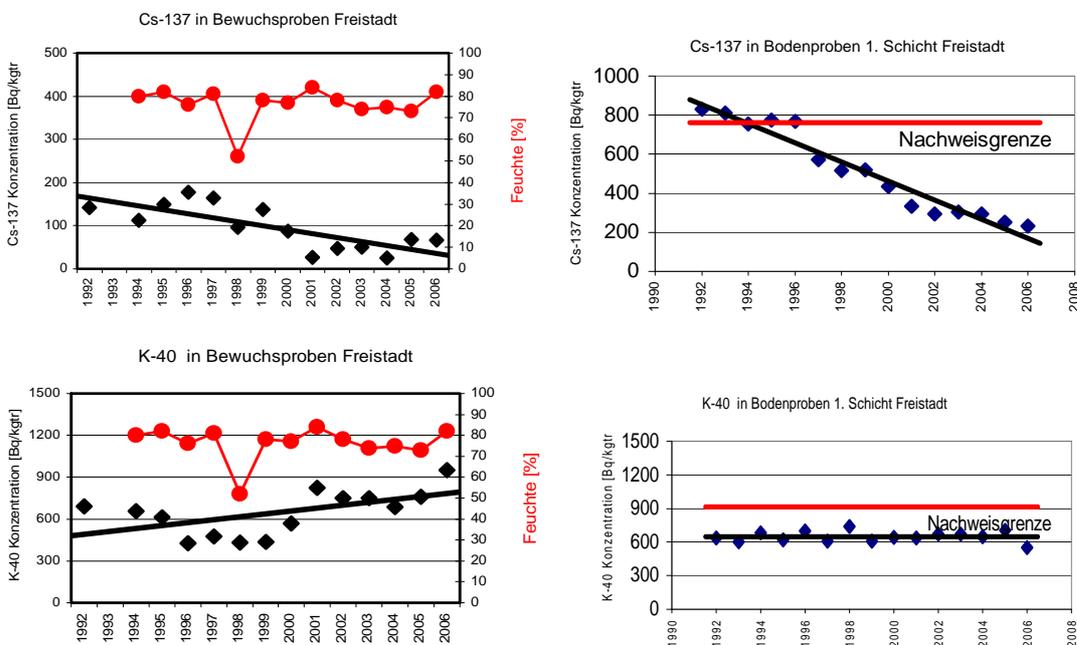


Abb. 5: Verlauf der Cs-137 und K-40-Aktivitätskonzentration in Bewuchs und Boden 1992 - 2006 in Freistadt

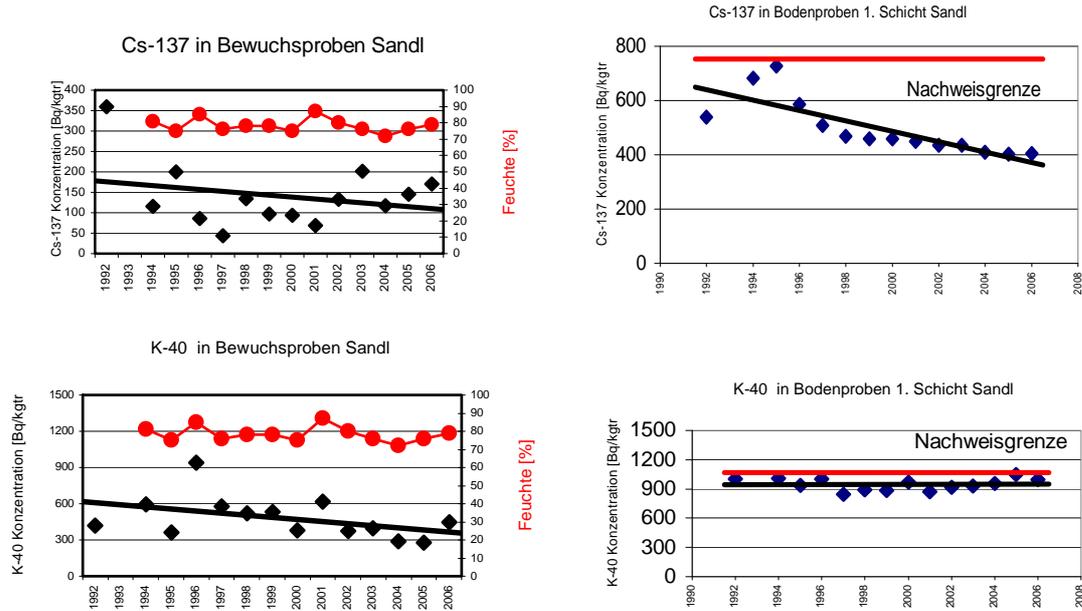


Abb.6: Verlauf der Cs-137 und K-40-Aktivitätskonzentration in Bewuchs und Boden 1992 - 2006 in Sandl

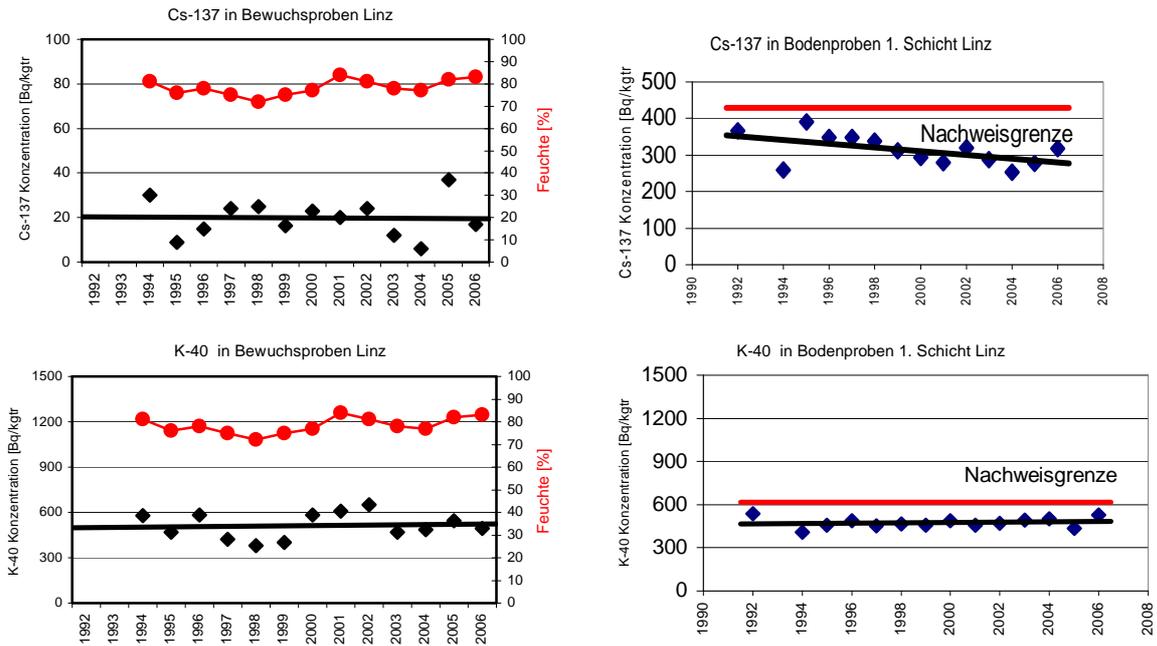


Abb.7: Verlauf der Cs-137 und K-40-Aktivitätskonzentration in Bewuchs und Boden 1992 - 2006 in Linz

Radioaktivität und Strahlung in Österreich 2005 und 2006

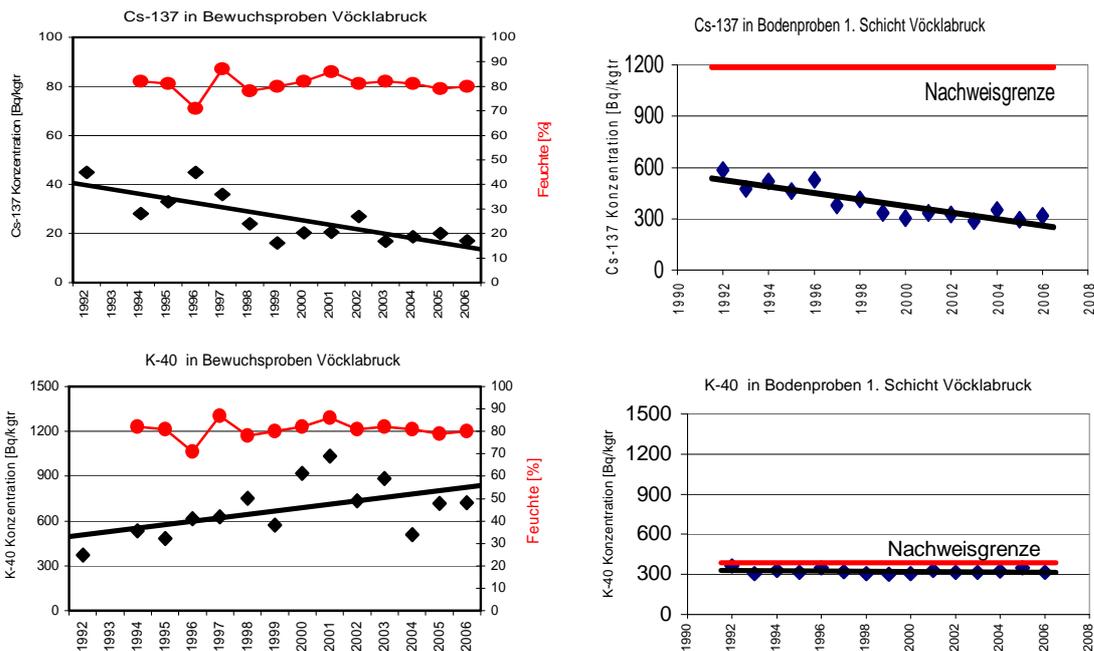


Abb.8: Verlauf der Cs-137 und K-40-Aktivitätskonzentration in Bewuchs und Boden 1992 - 2006 in Vöcklabruck

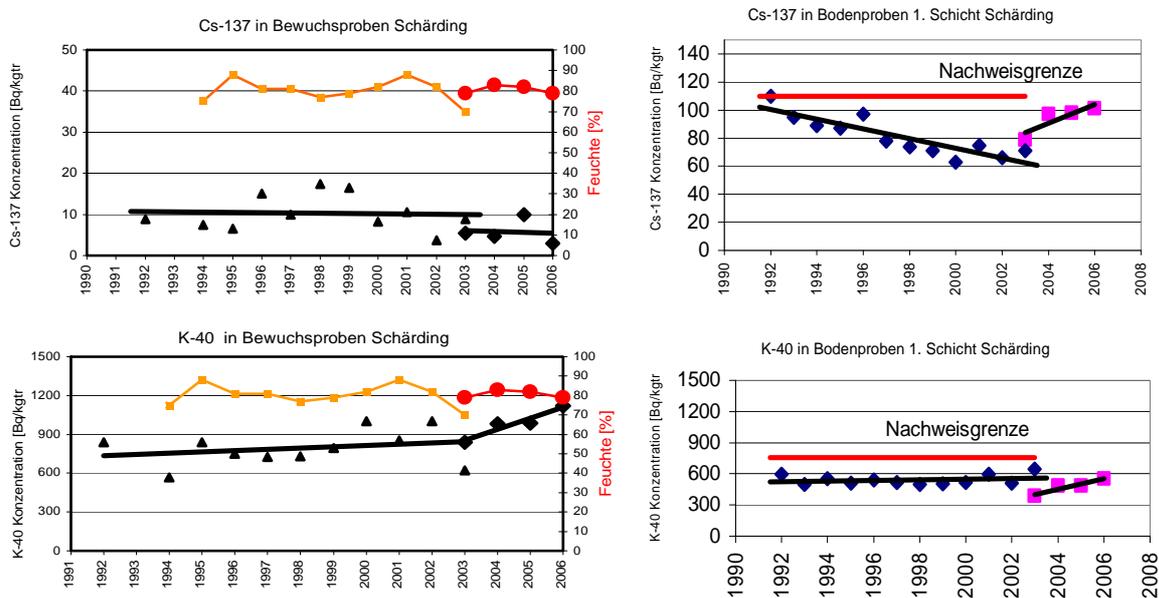


Abb.9: Verlauf der Cs-137 und K-40-Aktivitätskonzentration in Bewuchs und Boden 1992 - 2006 in Schärding

Die Originalprobenahmestelle wurde verbaut. Deshalb wurden 2003 sowohl von der originalen als auch von der neuen Probenahmestelle „Paradies“ Proben entnommen (ab 2004 nur mehr von der neuen Probenahmestelle „Paradies“).

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)

/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-ST5-89.04, (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-ST5-01.93, (Februar 1993)

/Hötzl 93/ 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)

/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 Donauraum“; 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 Waldöko-systemen“; 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 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)

/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)