



Bundesamt
für Gesundheit

Office fédéral
de la santé publique

Ufficio federale
della sanità pubblica

Uffizi federal
da sanadad publica

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz

Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnements en Suisse

Radioattività dell'ambiente e dosi d'irradiazione in Svizzera

Environmental radioactivity and radiation exposure in Switzerland

2001

Abteilung Strahlenschutz
Division de la radioprotection
Divisione radioprotezione
Division of Radiation Protection

Impressum

Herausgeber

Bundesamt für Gesundheit, Abteilung Strahlenschutz, Sektion Überwachung der Radioaktivität
Office fédéral de la santé publique, Division radioprotection, Section surveillance de la radioactivité
Ufficio federale della sanità pubblica, Divisione radioprotezione, Sezione sorveglianza della radioattività
Swiss Federal Office of Public Health, Division of Radiation Protection, Environmental Radioactivity Section

© BAG OFSP UFSP SFOPH

Bei Nachdruck bitte Quelle angeben

Juni 2002

Autoren

Prof. H. Völkle, M. Gobet

E-Mail

hansruedi.voelkle@bag.admin.ch

Bezugsquelle

Sektion Überwachung der Radioaktivität, Chemin du Musée 3, 1700 Fribourg
Telefon 026 300 91 60, Fax 026 300 97 43

ISBN

3-905235-40-4

Druckauflage

2200 Ex.



Kurzfassung

Gemäss Strahlenschutzgesetz werden ionisierende Strahlung und Radioaktivität in der Umwelt regelmässig überwacht. Das Bundesamt für Gesundheit plant und koordiniert diese Messungen, verarbeitet und veröffentlicht die Ergebnisse. Damit wird sichergestellt, dass die Bevölkerung keiner unzulässigen Bestrahlung aus künstlichen oder natürlichen Quellen ausgesetzt ist. Massgebend sind die Immissions- und Dosisgrenzwerte der Strahlenschutzverordnung (StSV) und für die Lebensmittel die Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe (FIV). Sind diese Limiten eingehalten, kann nach heutigem Wissensstand eine Gefährdung der Gesundheit ausgeschlossen werden. Ausser den schon früher gemeldeten erhöhten Radonkonzentrationen in einigen Wohnräumen waren diese Limiten auch 2001 eingehalten. Die Überwachung erfasst Luft, Niederschlägen, Boden und Pflanzen, das aquatische Milieu, Lebensmittel, die externen Strahlendosen, die Radioaktivität im menschlichen Körper und – in Zusammenarbeit mit den Kantonen – Radon im Hausinnern sowie die Umgebung von Kernanlagen und Betrieben.

Die durchschnittliche Jahresdosis der Bevölkerung von insgesamt 4 mSv (milli-Sievert) stammt weitgehend aus natürlichen Quellen mit den Hauptbeiträge Radon: 1.6 mSv, externe Bestrahlung: 0.9 mSv sowie Radionuklide im Körper: 0.4 mSv. Aus der medizinischen Röntgendiagnostik kommt 1 mSv, aus allen übrigen künstlichen Quellen etwa 0.2 mSv. Kernkraftwerke tragen dazu weniger als ein Prozent bei. Regionale Unterschiede bei der Radioaktivität sind entweder geologisch bedingt, oder hängen mit den unterschiedlichen Ablagerungen nach den Kernwaffenversuchen bzw. nach dem Reaktorunfall Tschernobyl zusammen. In Gras und Milch haben die ¹³⁷Caesium-Werte seit 1986 deutlich abgenommen; Ausnahmen sind gewisse einheimische Wildpilze und Wildschweine aus dem Tessin bei denen die FIV-Limiten teilweise überschritten waren.

Die Schweizer Bevölkerung war 2001 – auch in Gebieten mit erhöhter ¹³⁷Caesium-Belastung oder bei extremem Konsumverhalten - keiner unzulässigen Bestrahlung ausgesetzt. Nach wie vor sind in etwa einem Prozent der bisher in der Schweiz untersuchten Häuser die Bewohner einer zu hohen Strahlendosis durch das natürliche Radon ausgesetzt.

Bundesamt für Gesundheit
Abteilung Strahlenschutz

Résumé

Selon la loi sur la radioprotection le rayonnement ionisant et la radioactivité de l'environnement sont continuellement surveillés. L'Office fédéral de la santé publique planifie et coordonne ces mesures, évalue et publie les résultats. Ainsi la population est préservée de toute irradiation inadmissible provenant de sources artificielles ou naturelles. La surveillance se réfère pour l'essentiel aux valeurs limites d'impact et de doses de l'ordonnance sur la radioprotection (OraP) et pour les aliments à celles de l'ordonnance sur les substances étrangères et les composants (OSEC). Le respect de ces limites exclut en l'état des connaissances actuelles une mise en danger de la santé de la population. Ces limites ont été respectées en 2001 à l'exception des concentrations accrues de radon dans certaines habitations. Les contrôles portent sur l'air, les précipitations, les végétaux, les sols, le milieu aquatique, la chaîne alimentaire, l'exposition aux rayonnements externes, la radioactivité dans le corps humain et – en collaboration avec les Cantons – le radon à l'intérieur des maisons ainsi que le voisinage des entreprises et des centrales nucléaires.

La dose annuelle de la population suisse, estimée en moyenne à 4 mSv (milli-Sievert), provient essentiellement des sources d'origine naturelle: radon 1.6 mSv, exposition externe 0.9 mSv et radionucléides naturels dans le corps 0.4 mSv. Le diagnostic aux rayons X en médecine ajoute 1 mSv et l'ensemble des autres sources artificielles 0.2 mSv. Les centrales nucléaires y contribuent à moins d'un pour-cent. Les différences régionales sont d'une part liées aux caractéristiques géologiques et d'autre part aux particularités des retombées des essais nucléaires atmosphériques ou de celles de l'accident de Tchernobyl. Les valeurs de ¹³⁷Césium dans l'herbe et le lait ont nettement diminuées depuis 1986, à l'exception de certaines sortes de champignons indigènes et de sangliers du Tessin qui dépassaient partiellement les valeurs limites de l'OSEC.

En moyenne la population suisse a été préservée en 2001 – aussi dans les régions avec des concentrations ¹³⁷Césium accrues ou pour des personnes ayant un comportement extrêmement pénalisant du point de vue de l'alimentation - d'une exposition inadmissible aux rayonnements ionisants. Par contre, dans près de un pour cent des maisons suisses déjà sondées, les habitants sont exposés à une dose de rayonnement trop élevée en raison du gaz radon d'origine naturelle.

Office fédéral de la santé publique
Division radioprotection

A

Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz 2001: Überblick

H. Völkle

Sektion Überwachung der Radioaktivität (SUER)
Bundesamt für Gesundheit, Chemin du Musée 3, 1700 FRIBOURG
(Auskünfte: Tel. 026 300 9161; e-mail: hansruedi.voelkle@bag.admin.ch)

Zusammenfassung ¹⁾

Dieses Kapitel fasst die Ergebnisse der Radioaktivitätsüberwachung in der Umwelt von 2001 in drei Kapiteln zusammen: Umweltradioaktivität - externe Strahlung - Strahlendosen der Bevölkerung.

Um dem Ziel gerecht zu werden, alle Quellen natürlicher und künstlicher Radioaktivität zu erfassen und alle möglichen Transport- und Anreicherungsvorgänge in der Umwelt zu berücksichtigen wird beim Messprogramm, der Wahl der Probenahmestellen und Analyseverfahren auf Redundanz geachtet. Dieses geht daher über ein reines Monitoringprogramm hinaus und umfasst auch transdisziplinäre Projekte.

Zur Berechnung der Strahlendosen der Bevölkerung dienen die Modelle und Dosisfaktoren der Schweizer Strahlenschutzverordnung (StSV) von 1994 (Revision 2000). Sie basieren auf den Empfehlungen der Internationalen Strahlenschutzkommission (ICRP) und gelten für Personen mit durchschnittlichen Lebens- und Ernährungsgewohnheiten.

Für die Bewertung des Strahlenrisiko einer nicht gleichmässigen Bestrahlung empfiehlt die ICRP Risikofaktoren für die verschiedenen bestrahlten menschlichen Organe. Sie berücksichtigen nebst Tod durch Krebserkrankung auch die Verminderung der Lebenserwartung (vorzeitiger Tod) oder Lebensqualität durch Krebserkrankungen oder genetisch bedingte Leiden. Diese Risikofaktoren wurden primär aus den Untersuchungen an den Überlebenden der Bombenabwürfe auf Hiroshima und Nagasaki hergeleitet. Vorausgesetzt wird, dass die Strahlenschädigungen proportional vom tiefsten Dosisbereich bis zu hohen Dosen zunehmen. Diese Annahme ist für den tiefen Dosisbereich nicht verifizierbar. Sie basiert weitgehend auf der anerkannten Tatsache, dass auch kleine Dosen Zellschädigungen bewirken und es ist vernünftig, diese zu den ohnehin vorhandenen spontanen

Schädigungen, welche die spontanen Krebserkrankungen auslösen, hinzuzurechnen.

In der Schweiz lagen die Radioaktivitätswerte in der Umwelt sowie die Strahlendosen der Bevölkerung aus künstlichen Strahlenquellen bisher immer weit unter den gesetzlichen Limiten, und das entsprechende Strahlenrisiko ist daher klein. Anders ist es beim Radon, einer natürlichen Strahlenquelle, dessen erhöhte Werte in Wohnräumen (s. Kap. 2) wahrscheinlich für einige Prozente der in der Schweiz auftretenden Lungenkrebstodesfälle verantwortlich sind.

1. Radioaktivität in der Umwelt

1.1. Luft ²⁾

Künstlichen Radionuklide in der Luft wie ¹³⁷Cs, ²³⁹Pu und ²⁴¹Am sind - wenn überhaupt - nur in Spuren nachweisbar. ⁸⁵Kr aus der Wiederaufarbeitung von Kernbrennstoff mit im Mittel 1.4 Bq/m³ zeigt eine steigende Tendenz. Tritium (³H) weist in der Nahumgebung von Tritium-verarbeitenden Betrieben in der Luftfeuchte bis rund 25 Bq/m³ auf (1.5 % des Immissionsgrenzwertes gemäss StSV).

Der Hauptteil der Radioaktivität der Luft - vor allem im Hausinnern - besteht aus dem natürlichen Edelgas **Radon** ³⁾. Dessen radioaktive Tochternuklide können durch ihre Alphastrahlung Lungenkrebs auslösen. Die Schweizer Radon-Datenbank enthält Messwerte aus rund 44'500 Häusern, insgesamt 84'000 Messwerte wovon 50'000 aus bewohnten Räumen. In 1854 Wohnräumen ist der Richtwert (400 Bq/m³) und in 554 der Grenzwert (1'000 Bq/m³) überschritten (ohne die bereits sanierten Gebäude). Regionen mit einem Mittelwert über 200 Bq/m³ oder mit mindestens einer Grenzwertüberschreitung werden als "Radongebiet" bezeichnet. Dies trifft zu für rund 20 % der bisher erfassten Fläche, die 2400 der insge

¹⁾ **Hinweise** auf Kapitel im Teil B oder in früheren Jahresberichten sind in eckigen, solche für den Teil A in runden Klammern angegeben. **Einheiten** siehe Seite A5.

²⁾ Luft siehe: [Kap. 4.1 und 7.1; für Pu und Am: 7.2]

³⁾ Radon siehe: [Kap. 2]

samt 2900 Gemeinden der Schweiz abdeckt. Nach Stockwerkkorrektur und regionaler Bevölkerungsgewichtung ergibt sich für bewohnte Räume in der Schweiz ein arithmetisches Mittel von 75 Bq/m³ mit einem Medianwert von 43 Bq/m³. Erhöhte Radonkonzentrationen treten vor allem in den Kantonen Graubünden, Tessin, Neuenburg und Jura auf, vereinzelt auch im Mittelland. Häusern mit erhöhten Radonwerten werden mit bautechnischen Massnahmen saniert.

1.2. Niederschläge ⁴⁾

In den Niederschlägen dominiert **Tritium** (³H) mit heute noch wenigen Bq/l, im Einflussbereich von Industriebetrieben und Kernanlagen bis 10 Bq/l. Dessen natürlicher Anteil, erzeugt durch die kosmische Strahlung beträgt wenige Zehntel Bq/l. In unmittelbarer Nähe von Tritium-verarbeitenden Betrieben oder Kehrlichtverbrennungsanlagen wurde bis gegen 1000 Bq/l gemessen. Der Immissionsgrenzwert für öffentliche Gewässer beträgt gemäss StSV 12'000 Bq/l; der Toleranzwert für Trinkwasser gemäss FIV 1'000 Bq/l.

Weitere **künstliche Radionuklide**, wie ¹³⁷Cs ergaben in allen Monatsproben weniger als einige mBq/l. Das natürliche ⁷Be lag zwischen 0.2 und 2.1 Bq/l.

1.3. Gewässer

In den Flüssen beträgt der **Tritiumgehalt** ebenfalls wenige Bq/l. In den industrialisierten Regionen ist ein schwacher Einfluss lokaler Emittenten zu erkennen. Die Tritiumimmissionen aus der Uhrenindustrie in der Region La Chaux-de-Fonds haben in den letzten Jahren abgenommen, da Tritiumhaltige Abfälle eingesammelt werden und damit weniger in die regionale Kehrlichtverbrennungsanlage gelangen.

In Monatssammelproben aus den Flüssen Aare, Rhein, Rhone und Ticino lag die künstliche Radioaktivität 2001 unter 5 mBq/l. Oberhalb Kernanlagen ist als künstliches Radionuklid nur ¹³⁷Cs vom Fallout und von Tschernobyl festgestellt worden ⁵⁾, unterhalb auch Spuren von ⁵⁸Co und ⁶⁹Co, vereinzelt auch ⁵⁴Mn.

Sedimentproben aus den Flüssen unterhalb der Kernanlagen und im Luganersee erlauben die flüssigen Abgaben der Kernkraftwerke (⁵⁴Mn, ⁶⁰Co, ⁵⁸Co, ⁶⁵Zn und ¹³⁷Cs) und den Beitrag durch den Reaktorunfall Tschernobyl zu bilanzieren ⁶⁾.

Abwässer der **Kläranlagen** der grösseren Agglomerationen weisen vereinzelt Spuren von ¹³¹I aus der Nuklearmedizin auf, sowie Tritium bis gegen 2400 Bq/l, letzteres aus industriellen Anwendungen oder von Tritium-Uhren die in den Hauskehrlicht gelangen. Bei der ARA La Chaux-de-Fonds hat der Tritiumabfluss in den letzteren Jahren stetig abgenommen und betrug 2001 noch 3.7 TBq. 2001 wurden in den Betrieben der Stadt La Chaux-de-Fonds noch 19.6 TBq ³H verarbeitet ⁷⁾.

1.4. Erdboden ⁸⁾

Im Erdboden, einem guten Integrator für sämtliche Ablagerungen aus der Luft variieren die natürlichen Zerfallsreihen von Uran (25-60 Bq/kg) und Thorium (15-40 Bq/kg) je nach geologischem Untergrund, beim ebenfalls natürlichen ⁴⁰K (200-1'000 Bq/kg) spielt die Verwendung von Kalidünger eine Rolle. Die künstlichen Radionuklide zeigen ebenfalls regionale Unterschiede, die mit den Ablagerungen aus den oberirdischen Kernwaffenversuchen und dem Reaktorunfall Tschernobyl zusammenhängen. Die ¹³⁷Cs-, ⁹⁰Sr- und Pu-Werte sind in den Alpen und Südalpen (und z.T. im Jura) höher als im Mittelland. Dabei ist der Tschernobyl-Anteil heterogener verteilt als jener des Bomben-Fallout, was mit den unterschiedlichen Niederschlagsmengen zur Zeit dieses Unfalls zusammenhängt. Stärker betroffen waren das Tessin und die Bündner Südtäler, in geringerem Ausmass auch der Jura und Teile der Nordostschweiz. Ein Einfluss der Emissionen der Kernanlagen konnte im Boden mit einer Ausnahme (⁶⁰Co beim KKW Mühleberg bis 2 Bq/kg) nicht festgestellt werden. Bei den künstlichen Alphastrahlern ergaben ^{239/240}Pu 0.02 bis 2.0 und ²⁴¹Am 0.01 bis 0.7 Bq/kg T.S.; wobei die Messwerte im Mittelland tiefer sind als jene von Jura und Alpen. Das Verhältnis ²³⁹Pu/²³⁸Pu beträgt im Mittel 31:1.

1.5. Pflanzen und Lebensmittel ⁹⁾

In **Gras-** und Lebensmittelproben dominiert das natürliche ⁴⁰K. Künstliche Radionuklide wie ¹³⁷Cs oder ⁹⁰Sr vom Reaktorunfall Tschernobyl bzw. den Kernwaffen-Versuchen die die Pflanzen über die Wurzeln aufnehmen, sind nur noch in Spuren vorhanden. Ein Einfluss der Schweizer Kernanlagen oder Forschungsbetriebe ist nicht feststellbar. Die regionale Verteilung der Aktivitäten entspricht jener im Erdboden mit bis 40 Bq/kg T.S. für ¹³⁷Cs im Tessin und bis 20 Bq/kg T.S. für ⁹⁰Sr im Tessin und in den Alpen. Bei der **Milch** lag der ¹³⁷Cs-Gehalt (ausser im Tessin mit Maximum 25 Bq/l) durchwegs unter 2 Bq/l. Der ⁹⁰Sr-Gehalt betrug im

⁴⁾ Regen siehe: [Kap. 4.1, 7.1 und 9.1.]

⁵⁾ siehe: [Kap. 4.2 und 4.4]

⁶⁾ siehe: [Kap. 4.2 und 4.4]

⁷⁾ siehe: [Kap. 4.2 und 9.1]

⁸⁾ Erdboden siehe: [Kap. 4.3 und 7.2]

⁹⁾ Gras bzw. Lebensmittel siehe: [Kap. 4.3 bzw. 5.1]

Mittelland und Jura zwischen 0.03 und 0.07 Bq/l, in den Alpen und im Tessin zwischen 0.07 und 0.5. **Getreideproben** ergaben für ^{137}Cs weniger als 0.6 und für ^{90}Sr zwischen 0.2 und 0.5 Bq/kg.

Bei den einheimischen **Pilzen** zeigen nach wie vor Zigeuner, Maronen- und Hexenröhrlinge teilweise erhöhte Werte mit leicht abnehmendem Trend. Sieben Proben lagen über dem Toleranzwert von 600 Bq/kg, zwei gar über dem Grenzwert von 1250 Bq/kg. Auch bei den importierten Wildpilzen ist noch teilweise ^{137}Cs nachweisbar; es lag jedoch kein Wert über dem Toleranzwert, was auch darauf zurückzuführen ist, dass für Pilzimporte seit Oktober 1999 ein Radioaktivitätszertifikat verlangt wird.

Importiertes und einheimisches **Wild** (Reh und Hirsch) ergab noch bis 145 Bq/kg ^{137}Cs , Wildschweine aus dem dem Kanton BL 0.5 bis 32 und solche aus dem Tessin 14 bis 2540 Bq/kg. Bei zwei tessiner Wildschweinen war der Grenzwert von 1250 Bq/kg für ^{137}Cs überschritten. Wie der Vergleich mit ausländischen Messungen zeigt, ist der Cs-Gehalt im Wildschwein etwa 6 mal höher als im Reh- oder Hirschfleisch.

1.6. Kohlenstoff-14 in Pflanzen ¹⁰⁾

^{14}C wird bei der Assimilation von Kohlensäure von den Pflanzen aus der Luft während der Wachstumsphase aufgenommen. Die Kernwaffenversuche führten in den 60er-Jahren zu einer Verdoppelung gegenüber dem natürlichen ^{14}C . Dieser Anteil beträgt heute noch etwa 85.4 %. Baumblätter aus der Umgebung der Kernkraftwerke zeigen eine zusätzliche Erhöhungen um bis 115 %. (KKM), 51 %. (KKG), 95 %. (KKL), 33 %. (PSI). Der durch die kosmische Strahlung erzeugte natürliche ^{14}C -Anteil in Pflanzen beträgt 227 Bq/kg ^{14}C und führt zu 0.013 mSv pro Jahr. Die in der Umgebung von Siedewasserreaktoren und in Basel gemessenen Erhöhungen führten zu einer zusätzlichen Dosis von einigen Tausendstel mSv pro Jahr.

1.7. Radionuklide im menschlichen Körper ¹¹⁾

Ganzkörpermessungen und ^{90}Sr -Bestimmungen an Milchzähnen und Wirbelknochen erfassen die Aufnahme von Radionukliden über die Nahrung. Ganzkörpermessungen an Gymnasiasten aus Genf resp. Basel ergaben ^{137}Cs -Aktivität unter der Nachweisgrenz von 10 Bq/kg resp. unter 57 Bq (Mittel < 20 Bq/kg). Das natürliche ^{40}K beträgt rund 3300 Bq bei den Frauen und 4500 Bq bei den Männern. In menschlichen Wirbelknochen und Milchzähnen betrug der ^{90}Sr -Gehalt noch 0.02 Bq/g Ca.

¹⁰⁾ ^{14}C -Messungen siehe: [Kap. 7.1]

¹¹⁾ Radionuklide im Körper siehe: [Kap. 6.1 und 6.2]

2. Externe Strahlendosen

2.1. Natürliche Strahlung

Die Hauptbeiträge zur externen Strahlendosis sind die terrestrischen und kosmische Strahlung. Erstere kommt von den natürlichen Radionukliden in Erdboden und in Baustoffen, letztere hängt von der Höhe ü.M. ab, da sie durch die Lufthülle der Erde geschwächt wird ¹²⁾.

Die Dosisleistung im Freien liegt in der Schweiz im Mittel bei 90 nSv/h, und variiert zwischen 40 nSv/h und 230 nSv/h. Im Hausinnern ist die Dosis infolge der natürlichen Radionuklide im Baustoffen etwa 10 Prozent höher als im Freien.

2.2. Künstliche Radioaktivität

Der radioaktive Ausfall nach dem Reaktorunfall Tschernobyl vom April 1986 und die oberirdischen Kernwaffenversuche tragen - mit Ausnahme des Tessins, wo sie noch bis 30 Prozent ausmachen - heute nur noch wenige Prozente zur externen Dosisleistung bei ¹³⁾.

An einigen Stellen an der Umzäunung der Kernkraftwerke Mühleberg und Leibstadt (^{16}N -Strahlung aus dem Siedewasserreaktor), des PSI und des CERN treten zeitweise infolge Direktstrahlung bis einige 100 nSv/h auf. Da sich Personen nur kurze Zeit an diesen Stellen aufhalten, sind die daraus resultierenden Personendosen unbedeutend ¹⁴⁾. Die in (1.4) erwähnte Altlast in der Umgebung des Kernkraftwerkes Mühleberg ergibt - in 1 m Höhe über dem Boden - heute noch bis 3 nSv/h.

2.3. Aeroradiometrie ¹⁵⁾

Mit einem NaI-Gamma-Spektrometer an Bord eines Armee-Helikopters werden jedes Jahr ausgewählte Regionen aus der Luft vermessen. Die zu untersuchenden Gebiete werden in einem Raster aus parallelen Fluglinien in einer Höhe von rund 100 m abgeflogen. Das Auswerteprogramm erstellt danach eine Strahlenkarte des beflogenen Gebietes. Im Berichtsjahr wurden die Gegenden um die KKW Mühleberg und Gösgen-Däniken und der ehemalige Centrale Nucléaire expérimentale von Lucens (CNL), ein Gebiet im Raum Col du Marchairuz (VD) sowie verschiedene Täler der Südalpen befliegen, schliesslich wird je ein Nord-Süd- und Ost-West-Profil durch die Schweiz aufge-

¹²⁾ Kosmische Strahlung siehe auch Jahresbericht 1999 Kap. 10.3: <http://www.admin.ch/bag/strahlen/ion/umwelt/d/index.htm>

¹³⁾ Dosismessungen siehe: [Kap. 3.1 und 3.2]

¹⁴⁾ Messungen Umgebung der KKW siehe: [Kap. 8.3]

¹⁵⁾ Zur Aeroradiometrie siehe: [Kap. 3.3]

nommen. Während bei den KKW keine erhöhte Strahlung festgestellt wurde, ist in Lucens immer noch die Strahlung eines Containers mit Komponenten des demontierten Reaktors nachweisbar. Beim Col du Marchairuz wurden keine erhöhten Radiumaktivitäten festgestellt. Die Messungen in in den Alpentälern und entlang des Nord-Süd- oder Ost-West-Profils bestätigten Unterschiede bei den natürlichen Radionukliden, in Abhängigkeit von den geologischen und topographischen Verhältnissen, es wurde jedoch keine neuen ¹³⁷Cs-Hotspots entdeckt.

3. Strahlendosen der Bevölkerung

3.1. Natürliche und kosmische Strahlung

Radon und seine Folgeprodukte in Wohn- und Arbeitsräumen ergeben den grössten Beitrag zur Strahlendosis. Dieses ist von seiner Entstehung her zwar natürlich, die erhöhten Konzentrationen im Hausinnern sind jedoch zivilisationsbedingt. Die in der Schweiz bis 2000 durchgeführte Erhebungen in rund 40'000 Häusern ergeben ein gewichtetes arithmetisches Mittel von 75 Bq/m³ (Medianwert 43 Bq/m³). Dieser Schätzwert dürfte wegen der gezielten Auswahl von Häusern und Regionen mit potenziell erhöhtem Radongehalt die tatsächlichen Verhältnisse eher überschätzen. Unter der Annahmen einer Aufenthaltsdauer im Wohnbereich bzw. am Arbeitsplatz von 7000 bzw. 2000 Stunden pro Jahr und den Dosisfaktoren sind 2.44*10⁻⁶ bzw. 3.17*10⁻⁶ mSv pro Bq/m³ und Stunde ¹⁶⁾ erhält man für die Schweizer Bevölkerung eine durchschnittliche Radondosis von 1.6 mSv pro Jahr. Darin inbegriffen ist ein Zuschlag von 10 Prozent durch das kurzlebige natürliche radioaktive Edelgas Thoron (²²⁰Rn). Bei 1 Prozent der Bevölkerung liegt die Dosis bei 10 mSv pro Jahr, bei 0.2 Prozent bei 25 mSv pro Jahr. Gemäss konservativen Schätzungen dürfte Radon für einige Prozent der Lungekrebstodesfälle verantwortlich sein.

Natürliche Radionuklide gelangen auch über die Nahrung in den Körper und führen durchschnittlich zu etwa 0.38 mSv, wobei ⁴⁰K rund die Hälfte davon ausmacht. Der Rest kommt von den Nukliden der natürlichen Zerfallsreihen Uran und Thorium sowie von den kosmogenen Radionukliden Tritium ¹⁴C, ⁷Be etc.

Natürliche Radionuklide im Boden tragen auch zur externen Strahlendosis bei. Ihr Beitrag hängt stark vom lokalen Radionuklidgehalt des Bodens und den Lebensgewohnheiten ab. Die natürliche terrestrische Strahlendosis im Freien, liegt in den bewohnten Regionen der Schweiz zwischen 0.35 und etwa

0.8 mSv/Jahr. Hinzu kommt der Beitrag durch die kosmische Strahlung, der mit der Höhe über Meer zunimmt: z.B. Locarno 0.35, Zürich 0.4 und St. Moritz 0.75 mSv/Jahr. Im Hausinnern ist die Dosis etwa 10 Prozent höher als im Freien. Die gesamte Jahresdosis aus natürlichen Quellen beträgt rund 3 mSv.

Natürliche Strahlenquellen (mSv/Jahr)

Quelle	Mittel	Wertebereich
externe Bestrahlung	0.9 ¹⁷⁾	0.5 – 2.0
Nahrung	0.4 ¹⁸⁾	0.2 – 0.5
Radon im Wohnbereich	1.6	0.3 – über 20 ¹⁹⁾
Summe	3	1 bis über 20

3.2. Dosen durch künstliche Radioaktivität

Bei der **externen Strahlendosis** kommt der grösste Teil von medizinischen Anwendungen und den sogenannten "Kleinquellen" sowie aus der beruflichen Strahlenexposition in Kernkraftwerken, Industrien, Handel, öffentlichem Dienst, Forschung und Medizin. Der Anteil der künstlichen Radionuklide im Boden an der externen Dosis kann nur approximativ angegeben werden. Bei dauerndem Aufenthalt im Freien erhält man unter konservativen Annahmen zwischen 0.01 und 0.5 mSv pro Jahr. Dieser grosse Streubereich ist eine Folge der regionalen Unterschiede bei der ¹³⁷Cs-Ablagerung nach dem Reaktorunfall Tschernobyl. Die Schweizer Kernkraftwerke, das PSI und das CERN tragen dazu nicht wesentlich bei.

Die **interne Strahlendosis** stammt von künstlichen Radionukliden - hauptsächlich ¹³⁷Cs und ⁹⁰Sr - in der Nahrung. Ganzkörpermessungen an Schulklassen ergaben Dosen durch inkorporiertes ¹³⁷Cs von weniger als 1 micro-Sv pro Jahr.

Gesamthaft beträgt die Strahlendosis durch **künstliche Radioaktivität** - ohne Medizin und Kleinquellen - für die Mehrheit der Schweizer Bevölkerung 0.01 bis 0.05, in Einzelfällen bis 0.1 mSv pro Jahr.

¹⁶⁾ vergleiche Jahresbericht 1993 Seite B.2.3

¹⁷⁾ davon kosmische Strahlung auf 300 m 0.35 mSv/Jahr. Ein Flug Schweiz-Nordamerika ergibt zusätzlich 0.04 mSv; Flugpersonal und Vielflieger erhalten zusätzlich etwa 3 mSv/Jahr; siehe auch Jahresbericht 1999: Kap. 10.3: <http://www.admin.ch/bag/strahlen/ion/umwelt/d/index.htm>

¹⁸⁾ davon in micro-Sv pro Jahr: ⁴⁰K = 200; ⁸⁷Rb = 6; ³H = 0.01; ⁷Be = 3; ¹⁴C = 12; ²²Na = 0.2; U, Th und Ra = 30; ²¹⁰Pb + ²¹⁰Bi + ²¹⁰Po = 120 micro-Sv/Jahr

¹⁹⁾ bei 1 % der Bevölkerung über 10 mSv und bei 0.2 % über 25 mSv pro Jahr.

Künstliche Strahlenquellen (mSv/Jahr)

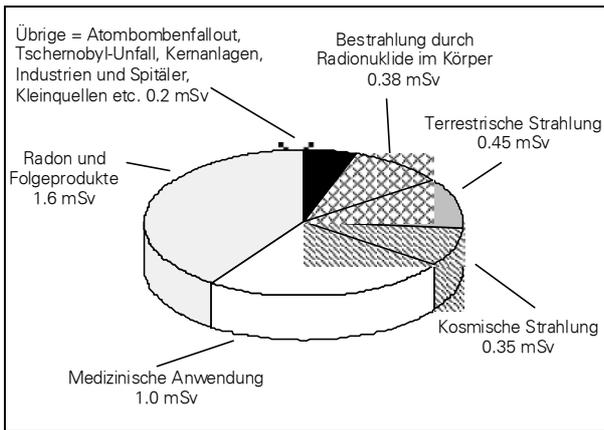
Quelle		Mittel	Wertebereich
Medizin	Röntgendiagnostik ²⁰⁾	1	0 – 30
	Nuklearmedizin ²¹⁾	0.04	0 – 80
"Kleinquellen"	radioaktive Stoffe in Gebrauchsgegenständen und Konsumgütern ²²⁾	0.1	0 - ?
grossräumig verbreitete künstliche Radioaktivität	Tschernobyl	0.01	bis 0.5
	Kernwaffenfallout	< 0.01	
	⁸⁵ Kr aus der Wiederaufarbeitung	0.02	
radioaktive Immissionen	Betriebe und Kernanlagen	≈ 0	bis 0.015
Berufliche Strahlenexposition	64'935 beruflich strahlenexponierte Personen ²³⁾	0.08	< 15 97.9% <1

Einige Beispiele (mSv/Jahr):

¹³⁷ Cs in Milch	1 l/Tag mit 10 Bq/l (= TW)	0.05
¹³⁷ Cs in Wild-Pilzen	200 g/Woche mit 600 Bq/kg (=TW)	0.09
²²⁶ Ra im Min-Wasser	1l/Tag mit 1 Bq/l (= GW)	0.08
¹⁴ C im Gemüse	200 g Gemüse pro Tag aus Nähe der SVA Basel ²⁴⁾	0.002
³ H im Regenwasser als Trinkwasser verwendet	2.2 l/Tag aus Umgebung eines tritiumverarbeitenden Betriebes	0.01
Direktstrahlung (Umgebung eines KKW)	1 Std/Tag am Zaun des KKL	0.1

(GW=Grenzwert bzw. TW=Toleranzwert nach FIV)

Durchschnittliche Strahlenexposition der Schweizer Bevölkerung in mSv/Jahr (Summe: 4 mSv/Jahr):



²⁰⁾ Erhebung IRA/BAG 1996-99; siehe Jahresbericht 1999: Kap. 10.1; <http://www.admin.ch/bag/strahlen/ion/umwelt/d/index.htm>

²¹⁾ Erhebung von 1989/90, J. Roth, Kantonsspital Basel-Stadt
²²⁾ z.B. Uhren mit Tritium-Leuchtziffern, natürliche Radionuklide in Fliesen, Th in Glühstrümpfen oder Zahnkeramik, Ionisations-Rauchmelder, ²¹⁰Po im Zigarettenrauch, etc.

²³⁾ in KKW, Medizin, Forschung, Industrie und öffentlichen Diensten. Quelle: Dosimetriebericht BAG 2000, siehe auch: <http://www.admin.ch/bag/strahlen/eks/d/taetig.htm>

²⁴⁾ Sondermüll-Verbrennungsanlage Basel-Stadt

Präfixe und ihre Bedeutung

10 ⁻¹⁵	fBq	femto	10 ³	kBq	kilo
10 ⁻¹²	pBq	pico	10 ⁶	MBq	Mega
10 ⁻⁹	nBq	nano	10 ⁹	GBq	Giga
10 ⁻⁶	µBq	micro	10 ¹²	TBq	Tera
10 ⁻³	mBq	milli	10 ¹⁵	PBq	Peta

4. Definitionen, Einheiten und Vorschriften

Radioaktivität ist eine Eigenschaft instabiler Atomkerne, sich ohne äussere Einwirkung umzuwandeln (radioaktiver Zerfall) und dabei eine charakteristische (ionisierende) Strahlung in Form von Alpha- oder Beta-Teilchen sowie Gamma-Quanten auszusenden. Natürliche radioaktive Stoffe kommen in der Umwelt seit jeher vor; künstliche wurden bei Kernwaffenexplosionen freigesetzt, können aber auch aus Kernanlagen, sowie Betrieben und Spitälern, die Radionuklide verarbeiten, stammen.

Die **Radioaktivität** einer Substanz wird in Becquerel (Bq) angegeben. 1 Bq entspricht einem radioaktiven Zerfall pro Sekunde. Die Präfixe und ihre Bedeutung sind in der Tabelle auf der vorangehenden Seite angegeben. Früher wurde die Einheit Curie (Ci) verwendet, mit 1 nCi = 37 Bq bzw. 1 Bq = 27 pCi.

Um das **Strahlenrisiko** der Bevölkerung zu bewerten, wird die **effektive Dosis** in mSv oder µSv bestimmt. Diese berücksichtigt, dass die Organe des Menschen eine unterschiedliche Strahlenempfindlichkeit haben und die verschiedenen Strahlenarten unterschiedlich biologisch wirksam sind. Die Bestimmung der effektiven Dosis geht von der in den einzelnen Organen absorbierten Strahlungsenergie (*Energiedosis*) aus. Diese wird mit einem Faktor gewichtet, der die Ionisierungsdichte der Strahlung berücksichtigt (*Strahlenwichtungsfaktoren*). Für die effektive Dosis werden die Einzeldosen aller bestrahlten Organe, gewichtet mit ihrer Strahlenempfindlichkeit summiert (*Gewebebewertungsfaktoren*). Dies liefert eine theoretische Ganzkörperdosis, die das gleiche Strahlenrisiko verursacht, wie die einzelnen Organdosen. Die einzelnen Zwischenstufen (Energiedosis, Äquivalentdosis), sowie die verwendeten Wichtungsfaktoren werden auf Seite C-1 erläutert.

Gemäss **Strahlenschutzverordnung** (StSV) dürfen die Dosen für die Bevölkerung durch zivilisationsbedingte Radioaktivität und Strahlung in der Umwelt - jedoch ohne Radon und medizinische Anwendungen - 1 mSv pro Jahr nicht übersteigen, jene für beruflich strahlenexponierte Personen 20 mSv pro Jahr. Für Luft und Wasser im öffentlich zugänglichen Bereich legt die Verordnung Immissionsgrenzwerte fest, deren Ausschöpfen bei Dauerbelastung über Trinkwasser und Atemluft zu je rund 0.2 mSv pro Jahr führt. Für die Direktstrahlung gilt ein Grenzwert von 5 mSv pro Jahr im öffentlich zugänglichen Bereich, bzw. 1 mSv pro Jahr in Wohn-, Aufenthalts- und Arbeitsräumen. Toleranz- und Grenzwerte für Radionuklide in Lebensmitteln werden in der Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe (FIV) publiziert. Für den Strahlenschutz relevant ist der Grenzwert, während der Toleranzwert ein reines Qualitätskriterium ist, das noch kein Strahlenrisiko darstellt. Radioaktive Stoffe dürfen nur kontrolliert an die Umwelt abgegeben werden, wobei von der Bewilligungsbehörde Abgabegrenzen festgelegt werden. Diese sind beispielsweise bei den Kernanlagen so gewählt, dass keine Person in der Nahumgebung eine zusätzliche Dosis von mehr als 0.2 mSv pro Jahr erhalten kann. Für Radon gilt ein Grenzwert für Wohn- und Aufenthaltsräume von 1000 Bq/m³. Bei Überschreiten dieser Grenzwerte sind die Gebäude zu sanieren. Bei Neu- oder Umbauten soll ein Richtwert von 400 Bq/m³ nicht überschritten werden.

A Radioactivité de l'environnement et doses de rayonnement en Suisse pour 2001: vue d'ensemble

H. Völkle

Section de surveillance de la radioactivité (SUER)
Office fédéral de la santé publique, Ch. du Musée 3, 1700 FRIBOURG
(renseignements : tél 026 300 9161 e-mail : hansruedi.voelkle@bag.admin.ch)

Introduction ¹⁾

Ce chapitre présente une synthèse des résultats des mesures de la radioactivité de l'environnement en 2000 (chap. 1: radioactivité de l'environnement; chap. 2, exposition externe; chap. 3: doses de rayonnement pour la population).

Afin de recenser avec suffisamment de précision les sources naturelles et artificielles de radioactivité, ainsi que les phénomènes régissant leur transfert et leur enrichissement dans l'environnement, les programmes de mesures, les prélèvements et méthodes d'analyse sont choisis et programmés avec le plus grand soin. La surveillance de la radioactivité dépasse donc les simples contrôles de routine et contient également des projets de recherche transdisciplinaires.

L'évaluation des doses de rayonnements à la population repose sur les modèles et les facteurs de dose de l'Ordonnance suisse de 1994 sur la Radioprotection (ORaP) - révision 2000 - qui se basent dans ses grandes lignes sur les recommandations de la Commission internationale de protection radiologique (CIPR) et s'appliquent aux personnes dont le mode de vie et les habitudes alimentaires correspondent à la moyenne.

Pour apprécier le risque d'une irradiation non uniforme, la CIPR recommande, pour les différents organes humains irradiés, des facteurs de risque qui tiennent compte de la réduction de l'espérance de vie (mort prématurée) ou de la qualité de vie suite à des cancers ou affections génétiques. Ces facteurs de risque ont été déduits principalement des études effectuées sur les survivants des bombes atomiques de Hiroshima et Nagasaki. On présume que les dommages dus au rayonnement augmentent proportionnellement du niveau le plus bas jusqu'à des doses élevées. Cette hypothèse n'est pas vérifiable pour les faibles doses de rayonnement. Elle se base largement sur le fait établi

que même les petites doses endommagent les cellules et qu'il est donc raisonnable d'ajouter ces risques aux dommages qui génèrent des cancers spontanés.

En Suisse, la radioactivité mesurée dans l'environnement ainsi que les doses d'irradiation à la population attribuables à des sources artificielles de rayonnement ont été jusqu'ici nettement inférieures aux limites légales. Le risque associé apparaît donc faible. Par contre, des valeurs élevées de radon (source naturelle de rayonnements) mesurées dans des habitations (chap. 2) sont probablement à l'origine de quelques pour-cent des cas mortels de cancer du poumon en Suisse.

1. Radioactivité dans l'environnement

1.1. Air ²⁾

On ne rencontre tout au plus que des traces des radionucléides présents dans l'air, ¹³⁷Cs, ²³⁹Pu et ²⁴¹Am. Le ⁸⁵Kr, issu du retraitement du combustible nucléaire, avec une concentration moyenne de 1.4 Bq/m³, montre une tendance à la hausse. Pour ce qui concerne le tritium (³H), les concentrations mesurées (environ 25 Bq/m³) dans l'humidité de l'air à proximité des entreprises qui l'utilisent correspondent à 1,5 % de la limite d'immission admise selon l'ORaP.

La plus grande partie de la radioactivité dans l'air – à l'intérieur des bâtiments surtout – est à mettre sur le compte du gaz **radon**³⁾ et de ses produits radioactifs qui, par leur rayonnement alpha, peuvent provoquer le cancer du poumon. La banque de données suisse sur le radon contient à ce jour des mesures de 44'500 bâtiments (84'000 mesures dont 50'000 dans des locaux habités). Dans 1854 habitations, la valeur directrice (400 Bq/m³) est dépassée et dans 554, la valeur-limite (1000 Bq/m³), sans compter les bâtiments déjà

.....
¹⁾ Les **renvois** à des chapitres de la partie B ou à des rapports annuels antérieurs figurent entre crochets, ceux concernant la partie A entre parenthèse.

Unités, voir A.11

.....
²⁾ Air, voir [chap 4.1 et 7.1, pour Pu et Am, 7.2]

³⁾ Radon [chap. 2]

assainis. Les régions accusant une valeur moyenne de plus de 200 Bq/m³ ou enregistrant au moins un dépassement de la valeur-limite sont appelées « région radon ». C'est le cas pour près de 20% de la surface prise en compte jusqu'ici, qui couvre 2400 des 2900 communes suisses. La moyenne arithmétique dans les habitations suisses (corrigée par étage et pondérée en fonction de la population par région) est de 75 Bq/m³ avec une valeur médiane de 43 Bq/m³. On trouve des concentrations de radon plus élevées principalement dans les cantons des Grisons, du Tessin, de Neuchâtel et du Jura, comme aussi, ponctuellement, sur le Plateau. Les maisons d'habitation présentant des valeurs élevées de radon sont assainies avec des mesures de technique de construction.

1.2. Précipitations ⁴⁾

Dans les précipitations, c'est le **tritium** (³H) qui domine, avec quelques Bq/l aujourd'hui, et jusqu'à 10 Bq/l dans le rayon d'influence d'entreprises industrielles ou d'installations nucléaires. Alors que la part naturelle cosmogénique de tritium est de quelques dixièmes de Bq/l, on constate des concentrations à concurrence de quelques milliers de Bq/l à proximité immédiate d'entreprises traitant du tritium ou d'usines d'incinération de déchets contenant du tritium. L'ORaP fixe à 12'000 Bq/l la limite d'immission du tritium dans les eaux d'accès public. Pour l'eau potable, la valeur de tolérance selon l'Ordonnance sur les substances étrangères et les composants (OSEC) est de 1000 Bq/l.

D'autres **radionucléides artificiels**, comme le ¹³⁷Cs, ont donné pour chaque mesure mensuelle moins de quelques Bq/l. Le ⁷Be quant à lui atteint des valeurs entre 0.2 et 2.1 Bq/l.

1.3. Systèmes aquatiques

La **teneur en tritium** dans les rivières s'est également située à quelques Bq/l. Dans les régions industrielles, on reconnaît une faible influence de sources d'émission locales. Les immissions de tritium de l'industrie horlogère dans la région de la Chaux-de-Fonds ont diminué ces dernières années, dès lors que les déchets contenant du tritium sont désormais collectés séparément et parviennent moins souvent à l'usine d'incinération régionale.

Les prélèvements mensuels dans l'Aare, le Rhin, le Rhône et le Ticino ont révélé une radioactivité artificielle de moins de 5 mBq/l. En amont des centrales nucléaires, on a relevé, comme seul radionucléide artificiel, du ¹³⁷Cs provenant des retombées

des essais nucléaires (fallout) et de Tchernobyl ⁵⁾; en aval, des traces de ⁵⁸Co et ⁶⁹Co, et par endroits, de ⁵⁴Mn.

Des analyses de **sédiment** effectuées dans les rivières en aval des centrales nucléaires et dans le lac de Lugano ont permis de dresser le bilan des écoulements liquides des centrales nucléaires (⁵⁴Mn, ⁶⁰Co, ⁵⁸Co, ⁶⁵Zn et ¹³⁷Cs) et la contribution de l'accident du réacteur de Tchernobyl ⁶⁾.

Les eaux de rejet des **stations d'épuration** des grandes agglomérations ont indiqué dans certains cas des traces de ¹³¹I, attribuables à la médecine nucléaire, ainsi que du tritium (jusqu'à 2400 Bq/l), provenant d'applications industrielles ou de montres au tritium rejetées dans les déchets ménagers. A la STEP de la Chaux-de-Fonds, l'écoulement de tritium a constamment diminué ces dernières années; en 2001, il s'élevait à 3.7 TBq/année. En 2001, 19.6 TBq ³H ont été traités dans les entreprises de la ville ⁷⁾.

1.4. Sols ⁸⁾

Le sol est un excellent intégrateur de tous les dépôts de l'air. Les teneurs en radionucléides naturels des séries de l'uranium (25-60 Bq/kg) et du thorium (15-40 Bq/kg) varient en fonction de la géologie alors que pour le ⁴⁰K (200-1000 Bq/kg), également d'origine naturelle, c'est l'utilisation d'engrais au potassium qui joue un rôle. La répartition des radio-nucléides artificiels révèle également des différences régionales; elles sont dues aux retombées des explosions nucléaires des années 60 et de Tchernobyl. Les valeurs ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr et Pu sont plus importantes dans les Alpes et au sud des Alpes (et en partie dans le Jura) que sur le Plateau. La part de Tchernobyl est répartie de façon nettement plus hétérogène que celle du Fallout, à cause de la variabilité des précipitations enregistrées pendant cette période. Les régions principalement touchées ont été le Tessin et les vallées du sud des Grisons, ainsi que, dans une moindre mesure, les reliefs jurassiens et certaines parties du nord-est de la Suisse. On n'a constaté aucune influence des émissions des centrales nucléaires à une exception près (⁶⁰Co < 2 Bq/kg à Mühleberg). Pour ce qui concerne les rayonnements alpha, on a mesuré 0.02 à 2.0 ^{239/240}PU et 0.01 à 0.7 ²⁴¹Am Bq/kg, avec des valeurs plus faibles sur le Plateau que dans le Jura et les Alpes. En moyenne, le rapport ²³⁹PU/²³⁸PU = 35:1.

.....
5) [chap. 4.2 et 4.4]

6) [chap. 4.2 et 4.4]

7) [chap. 4.2 et 9.1]

8) sol: [chap. 4.3 et 7.2]

.....
4) Pluie [chap. 4.1, 7.1 et 9.1]

1.5. Végétaux et aliments ⁹⁾

Dans les échantillons d'**herbe** et d'aliments, c'est le ⁴⁰K naturel qui domine. On trouve encore des traces de radionucléides artificiels comme le ¹³⁷Cs et le ⁹⁰Sr. Le premier provient de Tchernobyl et des essais nucléaires atmosphériques ; il est transféré depuis le sol vers les plantes par les racines. On ne constate aucune influence des installations nucléaires ou des centres de recherche suisses. La distribution régionale de l'activité des plantes reflète celle du sol, avec jusqu'à 40 Bq/l TS pour ¹³⁷Cs au Tessin et dans les vallées méridionales des Grisons et des valeurs ⁹⁰Sr de 20 Bq/l TS dans les Alpes et au Tessin. Pour le **lait**, la teneur en ¹³⁷Cs était partout inférieure à 2 Bq/l, sauf au Tessin avec un maximum de 25 Bq/l. Pour ce qui est du ⁹⁰Sr, on a mesuré des valeurs de 0.03 à 0.07 Bq/l sur le Plateau et dans le Jura, entre 0.07 et 0.5 dans les Alpes et 0.12 et 0.40 Bq/l au Tessin. Quant aux échantillons de **céréales**, ils ont révélé moins de 0.6, et entre 0.2 et 0.5 Bq/kg respectivement, pour le ¹³⁷Cs et le ⁹⁰Sr.

Pour les **champignons** indigènes, ce sont encore les pholiotés ridées, les bolets bairiens et les bolets à pied rouge qui accusent partiellement des valeurs plus élevées, mais avec une légère tendance à la baisse. On n'a plus relevé que sept valeurs dépassant la limite de tolérance de 600 Bq/kg dont deux excédant même la valeur-limite de 1250 Bq/kg. Dans les champignons importés, on a également détecté du ¹³⁷Cs, la valeur de tolérance n'étant toutefois jamais dépassée, notamment depuis l'obligation (octobre 1999) de présenter un certificat de radioactivité pour les champignons.

Pour le **gibier** importé et indigène (chevreuil et cerf), on a mesuré des concentrations ¹³⁷Cs jusqu'à 145 Bq/kg ; pour les sangliers du canton de Bâle, 0.5 à 32, et du Tessin, 14 à 2540 Bq/kg. Pour deux sangliers du Tessin, la valeur limite de 1250 Bq/kg était dépassée pour le ¹³⁷Cs. Comme le montre la comparaison avec des mesures faites à l'étranger, la teneur en Cs dans la viande de sanglier est environ 6 fois plus élevée que dans la viande de chevreuil ou de cerf.

1.6. Carbone-14 dans les plantes ¹⁰⁾

Le ¹⁴C est assimilé par les plantes en phase de croissance à partir du CO₂ dans l'air. Dans les années 60, les essais nucléaires ont été la cause d'une augmentation de 100% du ¹⁴C par rapport au niveau naturel; aujourd'hui, cette part est encore de 85.4 %. Les feuillages analysés à proximité des

centrales nucléaires accusent des augmentations supplémentaires de 115 %. (KKM), 51 %. (KKG), 95 %. (KKL), 33 %. (PSI). La part naturelle de ¹⁴C dans les plantes, due au rayonnement cosmique, est de 227 Bq/kg C, entraînant 0.013 mSv par année. Les concentrations accrues mesurées à proximité des réacteurs à eau bouillante ainsi qu'à Bâle sont responsables d'une dose additionnelle de quelques millièmes de mSv par an.

1.7. Radioactivité dans le corps humain ¹¹⁾

On peut déterminer l'incorporation de radionucléides avec la nourriture sur la base de mesures du corps entier et des analyses de ⁹⁰Sr dans les dents de lait et les vertèbres. Les mesures du corps entier de collégiens de Bâle et de Genève ont révélé une activité de ¹³⁷Cs inférieure à 10 Bq/kg et à 57 Bq respectivement (moyenne < 20 Bq/kg). Le ⁴⁰K naturel est demeuré constant à 3300 Bq/kg chez les femmes et 4500 Bq/kg chez les hommes. Dans les vertèbres et les dents de lait, la teneur en ⁹⁰Sr était de 0.02 Bq/g Ca.

2. Doses d'irradiation externe

2.1. Rayonnement naturel

L'exposition externe vient avant tout du rayonnement cosmique et terrestre. La source des rayonnements terrestres sont les radionucléides naturels présents dans le sol et dans les matériaux de construction. Le rayonnement cosmique dépend de l'altitude, vu qu'il est atténué par l'atmosphère ¹²⁾.

En Suisse, le débit de dose moyen en plein air est voisin de 90 nSv/h, avec des valeurs comprises entre 40 et 230 nSv/h. A l'intérieur des maisons, la dose se situe environ 10% au-dessus de celle en plein air à cause des radionucléides naturels contenus dans les matériaux de construction.

2.2. Radioactivité artificielle

La contribution rémanente de l'accident de Tchernobyl d'avril 1986 et des essais atmosphériques des années 60 ne représente actuellement plus que quelques pour-cent de l'exposition externe globale, à l'exception du Tessin avec des contributions rémanentes pouvant atteindre jusqu'à 30% du débit de dose total ¹³⁾.

⁹⁾ herbe et denrées alimentaires [chap. 4.3 et 5.1]

¹⁰⁾ mesures ¹⁴C [chap. 7.1]

¹¹⁾ radionucléides dans le corps humain [chap. 6.1 et 6.2]

¹²⁾ rayonnement cosmique [chap. 10.3 dans rapport 1999]

<http://www.admin.ch/bag/strahlen/ion/umwelt/f/index/htm>

¹³⁾ mesures du débit de dose [chap. 3.1 et 3.2]

Des endroits limitrophes des centrales nucléaires de Mühleberg et Leibstadt (rayonnement ¹⁶N du réacteur à eau bouillante), du PSI et du CERN montrent une influence du rayonnement direct de ces installations de quelques 100 nSv/h. Compte tenu du séjour restreint de personnes dans ces endroits, les doses de rayonnements sont insignifiantes ¹⁴⁾. La contamination rémanente mentionnée au chapitre 1.4 dans le voisinage de la centrale nucléaire de Mühleberg ne dépasse plus aujourd'hui 3 nSv/h à 1 m au-dessus du sol.

2.3. Aéroradiométrie ¹⁵⁾

Des mesures sont effectuées chaque année à bord d'un hélicoptère à l'aide d'un spectromètre gamma NaI. Le secteur est quadrillé et surveillé à 100 m d'altitude environ. Un programme de traitement des données établit ensuite la carte du rayonnement du territoire étudié. En 2001, les secteurs mesurés ont été le voisinage des centrales nucléaires de Mühleberg et Gösigen-Däniken et de l'ancienne Centrale Nucléaire Expérimentale de Lucens/VD, le Col du Marchairuz (VD) et diverses vallées du Sud des Alpes. En sus, un profil nord-sud et un profil est-ouest à travers la Suisse ont été enregistrés. Alors que l'environnement de Mühleberg et Gösigen-Däniken n'a pas révélé de rayonnement accru, on trouve encore et toujours à Lucens des traces du dépôt intermédiaire contenant des composantes radioactives de l'ancien réacteur. Au Col du Marchairuz, les mesures n'ont pas révélé de radioactivité accrue. Celles faites dans les vallées alpines et le long des profils nord-sud et est-ouest ont confirmé des différences en ce qui concerne les radionucléides naturels selon les conditions géographiques et topographiques. Cependant, on n'a pas détecté d'autres hot-spots ¹³⁷Cs.

3. Irradiation de la population

3.1. Radioactivité naturelle et rayonnement cosmique

La contribution majeure à la dose d'irradiation de la population provient du radon et de ses descendants radioactifs dans les locaux d'habitation et de travail. Le radon est certes un gaz naturel de par son origine, mais ses fortes concentrations dans les bâtiments sont un « mal de civilisation ». Les enquêtes réalisées jusqu'en 2000 en Suisse dans environ 40'000 habitations indiquent une moyenne arithmétique corrigée de 75 Bq/m³ (valeur médiane 43 Bq/m³). La valeur moyenne mentionnée pourrait être surestimée parce que le choix privilégiait les

maisons et les régions à risque radon potentiellement accru. C'est pourquoi le calcul de la dose se base sur un séjour moyen de 7000 heures par an dans l'habitation et de 2000 heures par an à la place de travail. Pour des facteurs de dose de 2.44*10⁻⁶ et 3.17*10⁻⁶ mSv respectivement par Bq/m³ et par heure ¹⁶⁾, on arrive à une dose de radon moyenne de 1.6 mSv par année pour l'ensemble de la population. Sont inclus un supplément de 10% pour le thoron (²²⁰Rn), un gaz à courte durée de vie et naturellement radioactif. Pour 1% de la population, la dose est de 10 mSv par année, pour 0.2 %, de 25 mSv par année. Selon des estimations conservatrices, le radon pourrait être responsable de quelques pour-cent des cas mortels de cancer des poumons.

Les radionucléides naturels parviennent aussi dans notre corps avec la nourriture et occasionnent des doses annuelles moyennes de l'ordre de 0.38 mSv dont la moitié environ est à mettre sur le compte du ⁴⁰K. Le reste provient des nucléides des séries d'uranium et de thorium ainsi que des radionucléides cosmogènes tritium, ¹⁴C, ⁷Be, etc.

Des radionucléides naturels présents dans le sol contribuent également aux doses de rayonnements externes. Cette contribution dépend fortement des teneurs locales du sol en radionucléides et du mode de vie. Le rayonnement naturel en plein air se situe, dans les régions habitées de Suisse, entre 0.35 et env. 0.8 mSv/an. A quoi s'ajoute le rayonnement cosmique qui augmente en fonction de l'altitude (p. ex. 0.35 mSv/an à Locarno, 0.4 à Zurich et 0.75 à St-Moritz). A l'intérieur, la dose est supérieure d'environ 10% à celle en plein air. Au total, la population suisse est soumise annuellement à près de 3 mSv d'origine naturelle.

Sources de rayonnement naturel (mSv/an)

Source	Moyenne	Domaine
Rayonnement externe	0.9 ¹⁷⁾	0.5 - 2.0
Aliments	0.4 ¹⁸⁾	0.2 - 0.5
Habitations (radon)	1.6	0.3 - plus de 20 ¹⁹⁾
Somme	3	1 à plus de 20

¹⁶⁾ Rapport 1993, p. B.2.3

¹⁷⁾ Dont rayonnement cosmique: 300 m 0.35 mSv/an. Un vol Suisse-Amérique du Nord, dose supplémentaire de 0.04 mSv; pour le personnel volant et les personnes voyageant fréquemment en avion, dose supplémentaire moyenne de 3 mSv/an [1999; 10.3].

¹⁸⁾ Dont en micro-Sv par an: ⁴⁰K = 200; ⁸⁷Rb = 6; ³H = 0,01; ⁷Be = 3; ¹⁴C = 12; ²²Na = 0,2 U, Th et Ra = 30; ²¹⁰Pb + ²¹⁰Bi + ²¹⁰Po = 120 micro-Sv/an.

¹⁹⁾ Plus de 10 mSv/an et plus de 25 mSv/an pour 1% et 0.2% respectivement de la population.

¹⁴⁾ centrales nucléaires [chap. 8.3]

¹⁵⁾ aéroradiométrie [chap. 3.3]

3.2. Doses induites par la civilisation

La part prépondérante des **rayonnements externes** provient des applications médicales et des sources dites faibles, ainsi que de l'exposition professionnelle aux rayons dans les centrales nucléaires, l'industrie, le commerce, les services publics, la recherche et la médecine. La contribution de la radioactivité artificielle à l'irradiation externe ne peut être estimée que de façon approximative. En cas de séjour permanent en plein air, la dose serait de 0.01 et 0.5 mSv par an. Cette grande dispersion est la conséquence des différences régionales quant au dépôt de ¹³⁷Cs consécutif à l'accident de Tchernobyl. Les centrales nucléaires suisses, l'IPS et le CERN n'y contribuent pas de façon significative.

Les radionucléides artificiels incorporés avec la nourriture - ¹³⁷Cs et ⁹⁰Sr surtout - occasionnent une **irradiation interne**. Des mesures du corps entier de collégiens, ont mis en évidence des doses de ¹³⁷Cs inférieures à 1 micro-Sv par année.

De manière générale, la dose de **radioactivité artificielle** – médecine et sources faibles exclues – de la majorité de la population est de 0.01 à 0.05 et, exceptionnellement jusqu'à 0.1 mSv par année.

Sources de rayonnement artificiel (mSv/an)

Source		Moyenne	Domaine
Médecine	Diagnostic par rayons X ²⁰⁾	1	0 – 30
	Médecine nucléaire ²¹⁾	0.04	0 – 80
Sources faibles	Objets et biens de consommation contenant des substances radioactives ²²⁾	0.1	0 - ?
Radioactivité artificielle à large échelle	Tchernobyl	0.01	jusqu'à 0.5
	Retombées d'essais nucléaires	< 0.01	
	⁸⁵ Kr de retraitement	0.02	
Immissions radioactives	Entreprises et centrales nucléaires	≈ 0	jusqu'à 0.015
Exposition professionnelle	64'935 personnes professionnellement exposées ²³⁾	0.09	< 15 (97.9% < 1)

Quelques exemples (mSv/an)		
¹³⁷ Cs dans le lait	1 l/jour avec 20 Bq/l (=VT)	0.05
¹³⁷ Cs dans les champignons	200 g/semaine avec 600 Bq/kg	0.09
²²⁶ Ra dans l'eau minérale	1 l/jour avec 1 Bq/l (= VL)	0.08
¹⁴ C dans les légumes	200 g/jour (des environs de SVA Bâle ²⁴⁾)	0.002
³ H dans l'eau de pluie (utilisée comme eau potable)	2.2 l/jour (des environs d'une entreprise traitant du tritium)	0.01
Rayonnement direct à proximité d'une centrale nucléaire	1 h/jour à la clôture de la centrale	0.1

VT = valeur de tolérance (OSEC)

VL = valeur limite (OSEC)

.....
²⁰⁾ Sondage 1996/99 de l'IRA/OFSP [1999; 10.1]

²¹⁾ Sondage de 1989/90, J. Roth, Hôp. Cant. BS

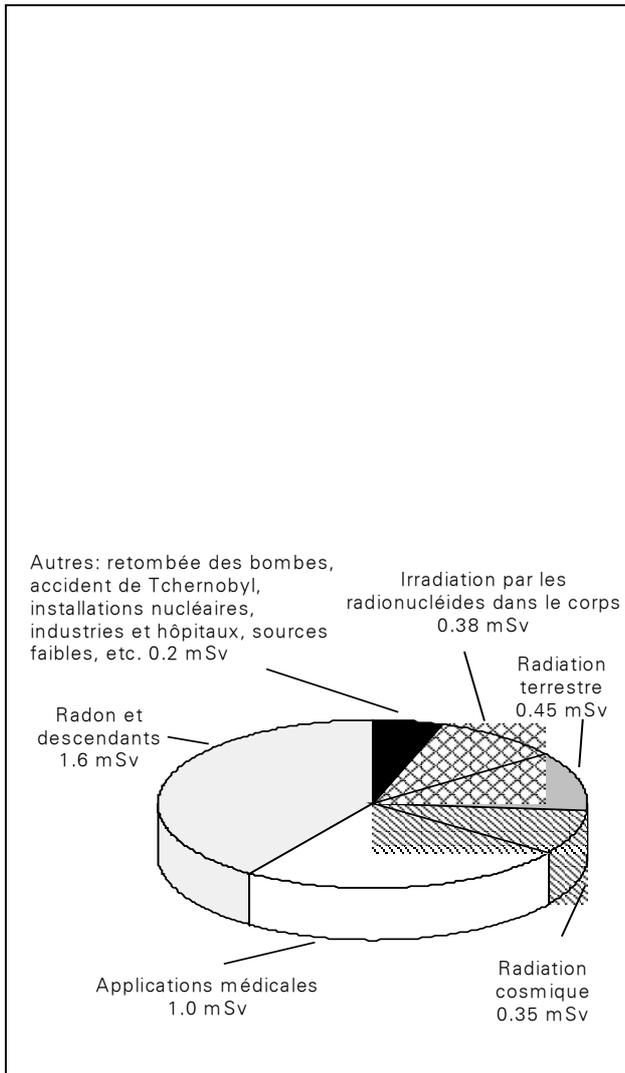
²²⁾ Par ex. montres avec aiguilles lumineuses à base de tritium, radionucléides naturels dans carrelage, Th dans manchons à incandescence ou céramique dentaire, avertisseurs de fumée à ionisation, ²¹⁰Po dans fumée de cigarettes, etc.

²³⁾ Centrales nucléaires, médecine, recherche, industrie et administrations publiques. Source: rapport dosimétrie de l'OFSP 2000, voir aussi

<http://www.admin.ch/bag/strahlen/eks/d/taetig.htm>

²⁴⁾ Usine d'incinération de déchets spéciaux, Bâle-Ville

Contributions moyennes à l'exposition aux rayonnements de la population suisse (dose globale: 4 mSv/an)



Préfixes et leurs significations

10 ⁻¹⁵	fBq	femto
10 ⁻¹²	pBq	pico
10 ⁻⁹	nBq	nano
10 ⁻⁶	μBq	micro
10 ⁻³	mBq	milli

10 ³	kBq	kilo
10 ⁶	MBq	Mega
10 ⁹	GBq	Giga
10 ¹²	TBq	Tera
10 ¹⁵	PBq	Peta

Définitions, unités et prescription

La radioactivité est une propriété des atomes instables de modifier leur noyau (désintégration radioactive) lors de leur transition vers un état de plus grande stabilité en émettant un rayonnement (ionisant) caractéristique sous la forme de particules alpha ou bêta ainsi que de photons gamma. La radioactivité naturelle fait depuis toujours partie de notre environnement. La radioactivité artificielle est libérée lors des explosions d'armes nucléaires, mais peut aussi provenir des installations nucléaires ainsi que des industries et des hôpitaux qui manipulent des radionucléides.

La radioactivité d'une substance s'exprime en Becquerel (Bq). 1 Bq correspond à une désintégration par seconde. Pour les préfixes et leur signification, voir tableau ci-dessus. Dans le passé, l'unité Curie (Ci) était couramment utilisée (1 nCi = 37 Bq resp. 1 Bq = 27 pCi).

Pour apprécier **le risque lié aux rayonnements** envers la population, on détermine la **dose efficace** en mSv ou en μSv. Cette grandeur tient compte de la sensibilité spécifique des organes humains et de la nocivité particulière des différents types de rayonnements. La dose efficace se détermine comme suit : en premier lieu, on calcule la dose absorbée, i.e. l'énergie absorbée par l'organe cible. A l'aide de facteurs de pondération, les doses aux différents organes sont converties en doses au corps entier impliquant le même risque. La somme de ces doses équivalentes au corps entier représente la dose efficace. Ces différentes étapes ainsi que les facteurs de pondération correspondants sont précisés à la page C-2.

Conformément à **l'ordonnance sur la radioprotection** (ORaP), les doses à la population liées à la radioactivité de l'environnement et à la civilisation - à l'exclusion toutefois du radon et des applications médicales - ne doivent pas dépasser 1 mSv par an et celles aux personnes exposées professionnellement 20 mSv par an. Pour l'air et l'eau du domaine public, l'ordonnance fixe des limites d'impact, dont l'épuisement pour une charge permanente de l'eau potable et de l'air entraînerait chacun 0.2 mSv par an. Le rayonnement direct ne doit pas donner lieu en dehors de l'enceinte de l'entreprise à des doses ambiantes excédant, par année, 1 mSv dans les locaux d'habitation, de séjour et de travail et 5 mSv dans tout autre endroit public. Des valeurs limites et de tolérance pour les radionucléides dans les denrées alimentaires sont publiées dans l'ordonnance sur les substances étrangères et les composants (OSEC). Du point de vue de la radioprotection, la valeur limite est essentielle, tandis que la valeur de tolérance traduit simplement un critère de qualité, qui ne signifie cependant aucun risque radiologique. L'émission de substances radioactives se fait de manière contrôlée dans l'environnement, selon les limites de rejets fixées par les autorités qui délivrent l'autorisation. A titre d'exemple, les limites de rejets pour les installations nucléaires sont fixées de sorte qu'aucun riverain ne puisse recevoir une dose additionnelle supérieure à 0.2 mSv par an. Pour le gaz radon, une valeur limite de 1000 Bq par m³ s'applique aux locaux d'habitation et aux séjours. En cas de dépassement de cette valeur limite, les bâtiments doivent être assainis. Pour les constructions nouvelles ou celles en transformation, une valeur directrice de 400 Bq/m³ ne doit pas être dépassée.

A

Environmental Radioactivity and Radiation Doses in Switzerland in 2001: Summary

H. Völkle

Environmental Radioactivity Section (SUER)
Swiss Federal Office of Public Health (FOPH / BAG),
Chemin du Musée 3, CH-1700 FRIBOURG
(For further information: Tel. +41 (0)26 300 9161; e-mail: hansruedi.voelkle@bag.admin.ch)

Summary¹⁾

This Part of the Report (Part A) summarises the results obtained from monitoring radioactivity in the environment in 2001 in three chapters: Environmental Radioactivity, External Radiation and the Population's Radiation Doses.

In deciding on the programme of measurements, the sampling stations and the analytical techniques, due consideration is given to data redundancy in order to satisfy the objective of including all sources of natural and artificial radiation and of considering all possible transport and enrichment processes in the environment. What is involved is thus more than a straightforward monitoring programme, since it includes interdisciplinary research projects too.

The population's radiation doses are calculated using the models and dose factors contained in the Swiss Federal Radiological Protection Ordinance (StSV, Strahlenschutzverordnung) of 1994 (as amended in 2000). These models and dose factors are based on the recommendations of the International Commission for Radiological Protection (ICRP) and apply for people who may be considered as average members of the population in terms of their lifestyle and nutritional habits.

The ICRP recommends a way of catering for the risk resulting from radiation that is not distributed evenly: risk factors are established for the various irradiated human organs. These take into account not only death through cancer but also the reduction in life expectancy (premature death) or the quality of life caused by cancer or sufferings whose cause is genetic. These risk factors have been derived primarily from investigations carried out on the survivors of the atomic bombs dropped on Hiroshima and Nagasaki. The working assumption is that radiation damage increases proportionately from the lowest dose range up to high dose levels.

There is no available means of verifying this assumption for the low end of the dose range. It is largely based on the recognised fact that small doses can also cause cell damage, and it makes sense to add these to the spontaneous damage that exists anyway, triggering spontaneous occurrences of cancer.

In Switzerland, both the values for radioactivity in the environment and the population's radiation doses from artificial radiation sources have to date always been way below the statutory limits, and the corresponding radiation risk is thus low. The situation is different as far as radon, a radiation source occurring naturally, is concerned, and its higher values in residential buildings (see chapter 2) are probably responsible for a few percent of the lung-cancer deaths in Switzerland.

1. Radioactivity in the environment

1.1. Atmosphere²⁾

Artificial radionuclides in the atmosphere, such as ¹³⁷Cs, ²³⁹Pu and ²⁴¹Am, are only detectable at trace levels (if at all). ⁸⁵Kr from the reprocessing of nuclear fuels is on the increase, with a mean value of 1.4 Bq/m³. Tritium (³H) reaches values of up to approximately 25 Bq/m³ in atmospheric moisture in the near vicinity of tritium-processing plant (which is 1.5% of the limit value for ambient concentrations laid down in the Swiss Federal Radiological Protection Ordinance).

In the air (especially inside buildings) the principal component of radioactivity comes from the natural inert gas **radon**³⁾. Its radioactive decay nuclides are liable to trigger lung cancer through their alpha radiation. The Swiss radon database now contains measurements from some 44 500 residential buildings (with a total of 84 000 measurements,

¹⁾ **References** to chapters in Part B of the present Report or to earlier annual reports are contained in square brackets; references to Part A (this part) are in round brackets. **Units** are listed on page A.23.

²⁾ For Atmosphere, see sections [4.1] and [7.1]; for Pu and Am, see section [7.2].

³⁾ For Radon, see section [2]

50 000 of them in rooms regularly occupied). In 1854 regularly occupied rooms the measured values exceed the guideline value (400 Bq/m³) and in 554 of them they exceed the limit value (1000 Bq/m³). These figures do not include those buildings that have already had remedial work performed on them. The term "radon-affected areas" is applied to all regions with a mean value greater than 200 Bq/m³ or a single measurement in excess of the limit value. This applies to 20% of the land area measured to date, which covers 2400 of Switzerland's 2900 communes (the "commune" being the basic unit of local government). Once corrections have been made to account for different floors in buildings and regional population concentrations, the resulting arithmetical mean for Switzerland as a whole is 75 Bq/m³, with a median value of 43 Bq/m³. Higher radon concentrations occur especially in the cantons of Graubünden (Grisons), Ticino (Tessin), Neuchâtel (Neuenburg) and Jura, with isolated occurrences in the Swiss Mittelland too. Dwellings with higher radon values have remedial building work performed on them.

1.2. Precipitation⁴⁾

In precipitation, it is **tritium** (³H) that predominates and today it still has a few Bq/l. At locations directly affected by industrial operations and nuclear facilities, it can climb to 10 Bq/l. The natural component, produced by cosmic radiation, is a few tenths of a Bq/l. In the immediate vicinity of plant processing tritium or incinerating waste, values of up to some 1000 Bq/l have been recorded. For water to which the public has access, the ambient concentration limits laid down in the Swiss Federal Radiological Protection Ordinance is 12 000 Bq/l. The tolerance value for drinking water laid down in the Swiss Federal Ordinance on Food Contents and Contaminants ("*FIV*", *Fremd- und Inhaltsstoffverordnung*) is 1000 Bq/l.

Other **artificial radionuclides**, such as ¹³⁷Cs displayed less than a few mBq/l in all the monthly samples. Naturally-occurring ⁷Be was at less than 1 Bq/l.

1.3. Aquatic systems

The **tritium content** of rivers is also only a few Bq/l. In the industrialised regions a weak effect is detected from local sources. Tritium pollution from the clock and watch industry in and around La Chaux-de-Fonds has declined in recent years, since waste containing tritium is now collected and less of it thus makes its way into the regional waste-incineration facilities.

.....
4) Precipitation, see sections [4.1], [7.1] and [9.1].

In aggregate monthly samples taken from the rivers Aare, Rhine, Rhone and Ticino, the level of artificial radioactivity was less than 5 mBq/l in 2001. Upstream from the nuclear installations, the only artificial radionuclide to be detected was ¹³⁷Cs from fallout and Chernobyl⁵⁾. Downstream from them there were also traces of ⁵⁸Co and ⁶⁹Co and isolated cases of ⁵⁴Mn too.

Sediment samples taken from the rivers downstream of the nuclear installations and in Lake Lugano make it possible to draw up a balance of the liquid discharges from the nuclear-power stations (⁵⁴Mn, ⁶⁰Co, ⁵⁸Co, ⁶⁵Zn and ¹³⁷Cs) and the contribution due to the Chernobyl reactor accident⁶⁾.

Effluents from the **sewage works** serving the larger conurbations show isolated traces of ¹³¹I from nuclear medicine and also tritium values of up to approximately 2400 Bq/l; the latter are derived from industrial applications and clocks or watches containing tritium disposed of as household waste. At the waste-incineration facility in La Chaux-de-Fonds the amount of tritium discharged has declined steadily in recent years and was down at a level of 3.7 TBq in 2001. In the same year, 19.6 TBq of ³H were still being processed by industrial operations in the town of La Chaux-de-Fonds⁷⁾.

1.4. Soil⁸⁾

In the soil, which is a good integrator for all airborne deposits, the natural decay series of uranium (25-60 Bq/kg) and thorium (15-40 Bq/kg) vary according to the geological substrate. In the case of ⁴⁰K (200-1000 Bq/kg), which is also a naturally-occurring isotope, the application of potassium fertilisers plays a part. The artificial radionuclides display regional differences too, and these are linked to the fallout from the atmospheric nuclear-weapons tests and the Chernobyl reactor accident. The ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr and Pu values are higher in the central and southern Alpine ranges (and in parts of the Jura) than they are in the Swiss Mittelland. The Chernobyl component here has a more heterogeneous distribution than that from the weapons fallout, which is related to the different amounts of precipitation at the time of the reactor accident. The more strongly affected districts were Canton Ticino and the southern valleys of Canton Graubünden and, to a lesser extent, Canton Jura and parts of northeast Switzerland. No evidence was found of the soil being affected by the nuclear installations – with one exception (⁶⁰Co at the

.....
5) See sections [4.2] and [4.4]

6) See sections [4.2] and [4.4]

7) See sections [4.2] and [9.1]

8) For Soil, see sections [4.3] and [7.2].

Mühleberg nuclear power station, with values up to 2 Bq/kg). Amongst the artificial alpha sources, $^{239/240}\text{Pu}$ caused between 0.02 and 2.0 Bq/kg dry matter and ^{241}Am between 0.01 and 0.7 Bq/kg, with the values measured in the Swiss Mittelland being lower than those in the Jura and Alps. The mean $^{239}\text{Pu}/^{238}\text{Pu}$ ratio is 31:1.

1.5. Plants and food⁹⁾

In samples of **grass** and foodstuffs, it is the naturally-occurring ^{40}K that dominates. Artificial radionuclides, such as ^{137}Cs or ^{90}Sr from the Chernobyl reactor accident and the nuclear-weapons tests, which plants assimilate through their roots, have now declined to trace levels only. There is no discernible evidence of any effect from the Swiss nuclear power stations or research facilities. The regional distribution of radioactivity matches the pattern for the soil, with up to 40 Bq/kg dry matter for ^{137}Cs in Ticino and up to 20 Bq/kg dry matter for ^{90}Sr in Ticino and the Alps. In **Milk**, the ^{137}Cs content was consistently below 2 Bq/l (with the exception of Ticino, with a maximum of 25 Bq/l). The ^{90}Sr content in milk in the Swiss Mittelland and Jura was between 0.03 and 0.07 Bq/l; in the Alps and in Ticino it lay between 0.07 and 0.5. **Samples of cereals** yielded less than 0.6 Bq/kg for ^{137}Cs and between 0.2 and 0.5 Bq/kg for ^{90}Sr .

Amongst indigenous **fungi**, gypsy mushrooms), bay boletes and lurid boletes are sometimes still showing higher values, although with a slight downwards trend. Seven samples were measured above the tolerance limit of 600 Bq/kg of ^{137}Cs /kg and two even exceeded the limit value of 1250 Bq/kg. Some imported fungi harvested in the wild also still contain detectable amounts of ^{137}Cs . None of the measurements, however, exceeded the tolerance limit, which is explained by the fact that since October 1999 radioactivity certificates have been required for imported fungi.

The measurements made on imported **venison** (roe deer and red deer) still produced ^{137}Cs values of up to 145 Bq/kg. Wild boars from the canton of Basel-Land were in the range of 0.5 to 32 Bq/kg and those from Ticino from 14 to 2540 Bq/kg. Two wild boars from Ticino exceeded the limit value of 1250 Bq/kg for ^{137}Cs . As is borne out by measurements in other countries, the Cs level in the meat of wild boars is about six times higher than in venison from roe deer or red deer.

1.6. Carbon-14 in plants¹⁰⁾

^{14}C is taken up by plants when they assimilate carbon dioxide from the atmosphere during their growth phase. In the 1960s, the nuclear-weapons tests led to a doubling compared with natural ^{14}C . Today, its share is still around 85.4 ‰. Foliage from trees in the vicinity of the nuclear power stations shows a further increase up to 115 ‰. (KKM), 51 ‰. (KKG), 95 ‰. (KKL), 33 ‰. (PSI). ‰. The natural ^{14}C component in plants, which is caused by cosmic radiation, amounts to 227 Bq/kg C and leads to 0.013 mSv per annum. The increased levels measured in the vicinity of boiling-water reactors and in Basel led to an additional dose of a few thousandths of a mSv per annum.

1.7. Radionuclides in the human body¹¹⁾

Whole-body measurements and ^{90}Sr determinations in milk teeth and vertebrae are used to establish the actual uptake of radionuclides with food. Whole-body measurements performed on grammar-school students in Basel and Geneva showed ^{137}Cs activity below the detectability limit, namely 10 and 57 Bq/kg for the two cities respectively (with a mean value of less than 20 Bq/kg). The natural level of ^{40}K is around 3300 Bq in women and 4500 Bq in men. The ^{90}Sr level in human vertebrae and milk teeth was still 0.02 Bq/g Ca.

2. External radiation dose

2.1. Natural radiation

The principal contributions to the external radiation dose come from terrestrial and cosmic radiation. The first of these comes from natural radionuclides in the soil and in building materials; the second depends on altitude above sea-level, since it is attenuated through the atmospheric layer that shrouds the Earth¹²⁾.

The mean outdoor dose rate in Switzerland is around 90 nSv/h and varies within a range of 40 to 230 nSv/h. The indoor dose is around 10% higher than the outdoor one on account of the natural radionuclides in building materials.

2.2. Artificial radioactivity

Today, the radioactive fallout from the Chernobyl reactor accident of April 1986 and the atmospheric nuclear-weapons tests accounts for only a few percent of the external dose rate, with the only

⁹⁾ For Grass/Food, see sections [4.3] and [5.1]

¹⁰⁾ For ^{14}C measurements, see section [7.1]

¹¹⁾ For Radionuclides in the Human Body, see sections [6.1] and [6.2]

¹²⁾ For Cosmic radiation, more information is given in 1999 Annual Report, section [10.3]:
<http://www.admin.ch/bag/strahlen/ion/umwelt/d/index.htm>

exception being Canton Ticino, where this contribution still amounts to up to 30%¹³⁾.

There are a few places right next to the perimeter fences around the nuclear power stations in Mühleberg and Leibstadt (¹⁶N radiation from the boiling-water reactor), the PSI and CERN where values of up to a few hundred nSv/h occur at times as a result of direct radiation. Since people spend so little time in such locations, the resultant individual doses are insignificant¹⁴⁾. The contamination that occurred in the past near Mühleberg nuclear power station (referred to in (1.4)) today still causes up to 3 nSv/h at 1 m above ground level.

2.3. Aerial radiometry¹⁵⁾

Every year, a NaI gamma spectrometer mounted onboard a Swiss army helicopter is used to measure selected regions from the air. The areas under investigation are flown over at an altitude of approximately 100 m in a grid pattern of parallel trajectories. The evaluation program then generates a radiation map of the territory flown over. The areas surveyed in 2001 were the neighbourhoods of the nuclear power stations in Mühleberg and Gösgen-Däniken and the former Centrale Nucléaire expérimentale von Lucens (CNL), a territory in the region of the Col du Marchairuz (Canton Vaud) and a number of southern-alpine valleys. A final stage involves the generation of a north-south and an east-west profile¹⁵⁾ for the whole of Switzerland. Whereas no increase in radiation was established near the nuclear power stations, there is still a measurable amount of radiation being given off in Lucens by a container holding components from the dismantled reactor. No increase in radium activity was found around the Col du Marchairuz. The measurements in the Alpine valleys and along the north-south or east-west profiles confirmed differences in the naturally occurring radionuclides, depending on the geological and topographic conditions. However, no new ¹³⁷Cs hot spots were discovered.

3. Population's radiation doses

3.1. Natural and cosmic radiation

The biggest single radiation-dose contribution comes from radon and its decay products in residential and work premises. In terms of its origin, this radiation is natural, but the increased concentrations to which people are subjected

indoors are caused by civilisation. Surveys carried out in around 40 000 residential buildings in Switzerland up until the year 2000 resulted in a weighted arithmetical mean of 75 Bq/m³ (and a median of 43 Bq/m³). If anything, it seems likely that this estimated value is higher than the real situation, given the deliberate selection of houses and regions with potentially higher radon levels. Working on the assumptions that a person spends 7000 hours at home every year and 2000 hours at his or her place of work and that the dose factors are 2.44*10⁻⁶ and 3.17*10⁻⁶ mSv per Bq/m³ per hour for these two places respectively¹⁶⁾, then the resulting mean radon dose for the Swiss population is 1.6 mSv per annum. This figure includes a 10% allowance for the short-lived natural radioactive inert gas thoron (²²⁰Rn). For about 1% of the population the dose stands at 10 mSv/a and for 0.2% at 25 mSv/a. According to conservative estimates, radon is likely to be responsible for a few percent of lung-cancer deaths.

Naturally occurring radionuclides also make their way into the body in food and lead to mean annual doses of around 0.38 mSv, with ⁴⁰K accounting for about half of this. The rest comes from the nuclides of the natural decay series of uranium and thorium as well as from the cosmogenic radionuclides, tritium, ¹⁴C, ⁷Be, etc.

Naturally occurring radionuclides in the soil also contribute to the external radiation dose. Their actual contribution depends very much on the local radionuclide content of the soil and people's living habits. The natural terrestrial radiation dose outdoors in populated regions of Switzerland lies in the range of 0.35 to approximately 0.8 mSv per annum. Added to this is the contribution from cosmic radiation, which increases with altitude above sea-level; examples are: Locarno = 0.35, Zurich = 0.4 and St. Moritz = 0.75 mSv per annum. Inside dwellings, the dose is roughly 10% higher than outdoors. The total annual dose from natural sources is around 3 mSv.

¹³⁾ For Dose Measurements, see sections [3.1] and [3.2]

¹⁴⁾ For Measurements in the Neighbourhood of Nuclear Power Stations, see section [8.3]

¹⁵⁾ For Aerial Radiometry, see section [3.3]

¹⁶⁾ Cf. 1993 Annual Report, page B.2.3

Natural radiation sources (mSv/a)

Source	Mean	Value range
External radiation	0.9 ¹⁷⁾	0.5 – 2.0
Food	0.4 ¹⁸⁾	0.2 – 0.5
Radon in the home	1.6	0.3 – > 20 ¹⁹⁾
Total	3	1 – > 20

3.2. Doses caused by artificial radioactivity

The contribution to the **external dose** comes mainly from medical applications and the so-called "minor sources" as well as from exposure to radiation at the place of work in nuclear power stations, industries, commerce, public services, research and medicine. It is not possible to do more than give an approximate indication of the contribution that artificial radionuclides in the soil make to the external dose. Working on the basis of conservative assumptions, a person spending the whole time outdoors receives between 0.01 and 0.5 mSv per annum. This large scatter band is the result of the regional differences in the ¹³⁷Cs deposits following the Chernobyl reactor accident. The Swiss nuclear power stations, the PSI and CERN do not make any significant contribution.

The **internal radiation dose** comes mainly from artificial radionuclides (principally from ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr) in food. Whole-body measurements made on school classes showed doses of less than 1 micro-Sv per annum.

Taken as a whole, the annual radiation dose for the majority of people living in Switzerland caused by **artificial radioactivity** (but excluding medicine and minor sources) lies within the range of 0.01 to 0.05 mSv; in individual cases, it is up to 0.1 mSv p.a.

Artificial radiation sources (mSv p.a.)

Source		Mean	Value range
Medicine	X-ray diagnosis ²⁰⁾	1	0 – 30
	Nuclear medicine ²¹⁾	0.04	0 – 80
"Minor sources"	Radioactive substances in utilitarian objects and consumer goods ²²⁾	0.1	0 - ?
Artificial radioactivity distributed on a large scale	Chernobyl	0.01	bis 0.5
	Fallout from nuclear weapons	< 0.01	
	⁸⁵ Kr from nuclear reprocessing	0.02	
Radioactive immissions	Industrial operations and nuclear installations	≈ 0	bis 0.015
Exposure to radiation at the workplace	64 303 individuals exposed to radiation on account of their occupation ²³⁾	0.08	< 15 97.9% <1

Selected examples (mSv p.a.):

¹³⁷ Cs in milk	1 l/day with 10 Bq/l (= tolerance value)	0.05
¹³⁷ Cs in wild fungi	200 g/week with 600 Bq/kg (= tolerance value)	0.09
²²⁶ Ra in mineral water	1 l/day with 1 Bq/l (= limit value)	0.08
¹⁴ C in vegetables	200 g /day of vegetables from the neighbourhood of an industrial operation handling tritium ²⁴⁾	0.01
³ H in rainwater used as drinking water	2.2 l/day from the neighbourhood of a tritium-processing plant	0.01
Direct radiation (vicinity of nuclear power stations)	1 hour/day at the perimeter fence of the Leibstadt nuclear power station	0.1

¹⁷⁾ Including 0.35 mSv p.a. due to cosmic radiation at 300 m. A single flight between Switzerland and North America results in an additional 0.04 mSv; on average, airline crews and frequent fliers are subject to approximately 3 mSv p.a. on top of this; cf. 1999 Annual Report, section [10.3]: <http://www.admin.ch/bag/strahlen/ion/umwelt/d/index.htm>

¹⁸⁾ Including the following in micro-Sv per annum: ⁴⁰K = 200; ⁸⁷Rb = 6; ³H = 0.01; ⁷Be = 3; ¹⁴C = 12; ²²Na = 0.2; U, Th and Ra = 30; ²¹⁰Pb + ²¹⁰Bi + ²¹⁰Po = 120 micro-Sv p.a.

¹⁹⁾ In excess of 10 mSv/a for 1% of the population and in excess of 25 mSv/a for 0.2% of the population.

²⁰⁾ IRA/FOPH survey 1996-99; cf. 1999 Annual Report, section [10.1]; <http://www.admin.ch/bag/strahlen/ion/umwelt/d/index.htm>

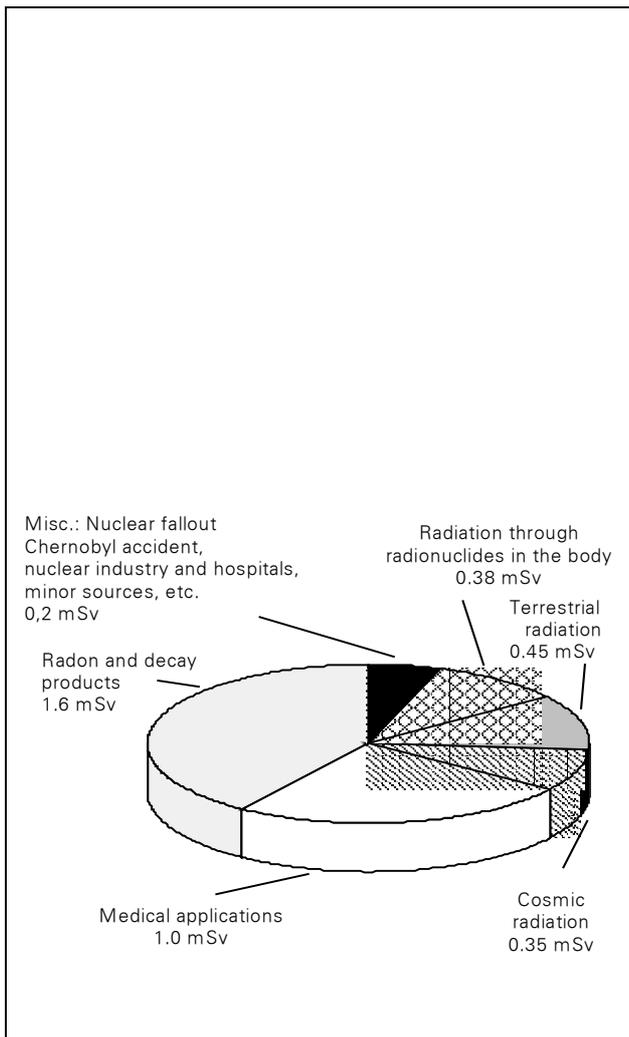
²¹⁾ 1989/90 survey by J. Roth, Kantonsspital Basel-Stadt

²²⁾ Examples include clocks/watches with tritium fluorescent digits, natural radionuclides in tiles, thorium in fluorescent tights or dental ceramics, ionising smoke detectors, ²¹⁰Po in cigarette smoke, etc.

²³⁾ In nuclear power stations, medicine, research, industry and public services. Source: FOPH Dosimetry Report for 2000, see (in German): <http://www.admin.ch/bag/strahlen/eks/d/taetig.htm>

²⁴⁾ Hazardous-waste incineration plant Basel-Stadt

Mean radiation exposure of the Swiss population in mSv p.a. (Total: 4 mSv p.a.)



Prefixes and their meaning

10^{-15}	fBq	femto
10^{-12}	pBq	pico
10^{-9}	nBq	nano
10^{-6}	μ Bq	micro
10^{-3}	mBq	milli

10^3	kBq	kilo
10^6	MBq	Mega
10^9	GBq	Giga
10^{12}	TBq	Tera
10^{15}	PBq	Peta

4. Definitions, units and regulations

Radioactivity is a property of instable atomic nuclei to change (undergoing radioactive decay) without external influences, and, in the process, to emit a characteristic (ionising) radiation in the form of alpha or beta particles as well as gamma quanta. Natural radioactive substances have always been present in the environment; artificial ones are released in nuclear-weapons explosions, but may also originate from nuclear power stations or factories or hospitals that process radionuclides.

The unit used for indicating the **radioactivity** of a substance is the becquerel (Bq). One becquerel corresponds to a single radioactive decay per second. The various prefixes that are used and their meanings are indicated in the table above. In the past, a unit called the "Curie" (Ci) used to be used; 1 nCi = 37 Bq and 1 Bq = 27 pCi.

In order to be able to assess the population's **radiation risk**, the **effective dose** is determined in millisieverts (mSv) or microsieverts (μ Sv). This takes into consideration the fact that the various organs of the human body have different radiation sensitivities and that the various types of radiation have different biological effects. Determination of the effective dose starts with the radiation energy absorbed in the individual organs (*energy dose*). This is then weighted with a factor which considers the ionising density of the radiation (*radiation weighting factors*). In order to arrive at the effective dose, the individual doses of all irradiated organs are added together and weighted in accordance with their radiation sensitivity (*tissue weighting factors*). This provides us with a theoretical whole-body dose, which causes the same radiation risk as the individual organ doses. Each of the intermediate steps (energy dose, equivalent dose), as well as the weighting factors used are explained on page C-1.

The Swiss **Federal Radiological Protection Ordinance** ("*StSV*", *Strahlenschutzverordnung*.) states that the doses for the population resulting from radioactivity caused by civilisation and radiation in the environment should not exceed 1 mSv per annum - a figure which does not include radon and medical applications. For people exposed to radiation as a result of their occupation, it lays down a maximum figure of 20 mSv per annum. It also establishes limit values for ambient concentration in the atmosphere and water in places accessible to the public. If such limits are used to the full in terms of a continuous load in drinking water and the air breathed, they result in an additional approximately 0.2 mSv per annum each. For direct radiation, a limit of 5 mSv per annum applies to ambient doses in places accessible to the public, and 1 mSv per annum applies in the home, at the place of work and in other buildings where people congregate. Tolerance and limit values for radionuclides in food are published in the Swiss Ordinance on Food Contents and Contaminants ("*FIV*", *Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe*). What is of relevance from the radiological-protection point of view is the limit value, whereas the tolerance value represents a purely qualitative criterion and does not, of itself, constitute a radiation risk. Radioactive substances may only be released into the environment in a controlled manner, and the licensing authority lays down discharge limits. For the nuclear power stations, for instance, these are chosen in such a way that no person in the immediate vicinity can be subject to an additional dose in excess of 0.2 mSv per annum. For radon gas, the maximum value applicable to residential accommodation and other buildings in which people congregate is 1000 Bq/m³. If these maxima are exceeded, then remedial work must be performed on the buildings concerned. For new or converted buildings, the guideline value of 400 Bq/m³ should not be exceeded.

A

Radioattività dell'ambiente e dosi d'irradiazione in Svizzera nel 2001: Riassunto

H. Völkle

Sezione sorveglianza della radioattività (SUER)
Ufficio federale della sanità pubblica, Chemin du Musée 3, 1700 FRIBOURG
(Informazioni: tel. 026 / 300 91 61; e-mail: hansruedi.voelkle@bag.admin.ch)

Riassunto ¹⁾

Questo capitolo costituisce un riassunto degli esiti della sorveglianza della radioattività ambientale nel 2001 e si suddivide in tre parti: radioattività ambientale, radiazione esterna e dosi d'irradiazione della popolazione.

Al fine d'includere tutte le fonti naturali e artificiali di radioattività e di considerare tutti i modi possibili di trasporto e di arricchimento nell'ambiente, i punti di prelievo dei campioni e procedimenti d'analisi considerati per il programma di misura sono stati scelti in modo da ottenere un numero elevato di dati. Non si tratta quindi di un semplice monitoraggio, bensì di un programma che include progetti interdisciplinari.

Per calcolare le dosi d'irradiazione della popolazione, sono stati applicati i modelli e i fattori di dose indicati nell'Ordinanza federale sulla radioprotezione (ORaP) del 1994 (rivista nel 2000). Questi si fondano a loro volta sulle raccomandazioni della Commissione internazionale di radioprotezione (ICRP) e si riferiscono a persone con abitudini alimentari e di vita corrispondenti alla media.

Per valutare il rischio dovuto ad un'irradiazione non uniforme, la ICRP propone fattori di rischio riferiti ai vari organi del corpo umano, diversamente irradiati. I fattori di rischio tengono in considerazione, oltre ai decessi per cancro, la riduzione della speranza di vita (morte prematura), il deterioramento della qualità di vita a causa del cancro nonché le affezioni dovute a malformazioni genetiche. Queste cifre sono frutto, principalmente, delle ricerche svolte sui superstiti dei bombardamenti di Hiroshima e Nagasaki e si fondano sull'ipotesi che il danno dovuto all'irradiazione cresca proporzionalmente alla dose. Al margine inferiore della scala dei valori di dose, quest'ipotesi non è tuttavia verificabile e si fonda in ampia misura sul fatto riconosciuto che anche dosi modeste danneggiano le cellule. È dunque ragionevole sommare tali

danni a quelli che insorgono e causano il cancro spontaneamente.

Finora, nel nostro Paese, le misure relative alla radioattività ambientale e alle dosi d'irradiazione della popolazione da fonti radioattive artificiali sono sempre risultate assai inferiori ai limiti legali e il rischio d'irradiazione che ne deriva è di poca entità. Diversa è la situazione per quanto concerne il radon, fonte radioattiva naturale, alla cui concentrazione eccessiva in locali abitati (v. cap. 2) si devono probabilmente alcuni casi su cento delle morti per cancro ai polmoni in Svizzera.

1. Radioattività ambientale

1.1. Aria ²⁾

Nell'aria non sono più accertabili che tracce (e a volte neppure queste) di radionuclidi artificiali come il ¹³⁷Cs, ²³⁹Pu e l'²⁴¹Am. Tende invece a crescere la concentrazione media del ⁸⁵Kr, proveniente dalla rigenerazione di combustibile nucleare, attualmente pari a circa 1.4 Bq/m³. Nell'umidità dell'aria circostante le aziende di lavorazione del tritio si riscontrano fino a circa 25 Bq/m³ di ³H (1.5 % del valore limite d'immissione secondo l'ORaP).

La componente principale della radioattività nell'aria – particolarmente all'interno degli edifici – è costituita dal gas nobile **radon** ³⁾ I suoi discendenti radioattivi emettono radiazioni alfa che possono causare il cancro polmonare. Nella banca svizzera dei dati sul radon sono registrati gli esiti di misure svolte in circa 44 500 case (84 000 misure in tutto, di cui 45 000 in locali abitati). In 1854 locali abitati, la concentrazione di radon supera il valore operativo di 400 Bq/m³, in 554 il valore limite di 1000 Bq/m³ (gli edifici già risanati non sono inclusi in queste cifre). Le regioni dove la concentrazione

¹⁾ I rinvii a capitoli della parte B o di rapporti annuali precedenti sono indicati tra parentesi quadre, i rinvii alla parte A tra parentesi tonde. Le unità di misura sono spiegate alla pagina A.17.

²⁾ Aria v.: [cap. 4.1 e 7.1; per quanto riguarda il Pu e l'Am, cap. 7.2].

³⁾ Radon v. [cap. 2]

media è superiore a 200 Bq/m³ o quelle dov'è stato misurato almeno un valore superiore al limite sono dette "aree a concentrazione di radon". Questo termine designa il 20% circa della superficie finora sottoposta a misura, che copre 2400 dei 2900 comuni svizzeri. La media aritmetica della concentrazione di radon misurata nei locali abitati della Svizzera – normalizzata per il piano e ponderata secondo la densità della popolazione nella regione – è di 75 Bq/m³, il valore mediano di 43 Bq/m³. Concentrazioni elevate di radon si ritrovano soprattutto nei Cantoni Grigioni, Ticino, Neuchâtel e Giura, ma sono state accertate in singoli casi anche nell'Altopiano. Le case che presentano valori elevati di radon vengono risanate con provvedimenti di tecnica edilizia.

1.2. Precipitazioni ⁴⁾

Nelle precipitazioni predomina il **tritio** (³H), presente ormai in concentrazioni di alcuni Bq/l soltanto, con valori fino a 10 Bq/l nelle aree influenzate da aziende industriali e impianti nucleari. La parte del tritio naturale, proveniente dalla radiazione cosmica, ammonta a pochi decimi di Bq/l. Nelle immediate vicinanze di aziende di lavorazione del tritio o di impianti d'incenerimento si sono misurati valori fino ad un migliaio di Bq/l. Conformemente all'OraP, il limite d'immissione del tritio nelle acque pubblicamente accessibili è di 12 000 Bq/l; il valore di tolleranza per le acque potabili secondo l'OEC è di 1000 Bq/l.

La concentrazione degli altri **radionuclidi artificiali**, come il ¹³⁷Cs, è risultata inferiore ad alcuni mBq/l in tutti i campioni mensilmente prelevati. La concentrazione del ⁷Be, di origine naturale, era compresa tra 0.2 e 2 Bq/l.

1.3. Acque

L'acqua fiumana presenta anch'essa un **contenuto di tritio** di pochi Bq/l. Nelle regioni industrializzate, si osserva un debole influsso di emittenti locali. In questi ultimi anni, le immissioni di tritio provenienti dall'industria orologiera nella regione di La Chaux-de-Fonds si sono ridotte, poiché le scorie contenenti tritio vengono raccolte e giungono quindi più raramente nell'impianto regionale d'incenerimento dei rifiuti.

Nel 2001, la radioattività artificiale riscontrata nei campioni mensili prelevati dall'Aar, dal Reno, dal Rodano e dal Ticino era inferiore a 5 mBq/l. A monte degli impianti nucleari, l'unico radionuclide artificiale accertato è stato il ¹³⁷Cs proveniente dalle ricadute degli esperimenti con armi nucleari e

dall'incidente di Cernobil ⁵⁾, a valle si sono riscontrate inoltre tracce di ⁵⁸Co, ⁶⁹Co e, in singoli casi ⁵⁴Mn.

Campioni prelevati nei **sedimenti** fiumani a valle degli impianti nucleari e in quelli del Ceresio consentono di allestire un bilancio delle emanazioni liquide delle centrali nucleari (⁵⁴Mn, ⁶⁰Co, ⁵⁸Co, ⁶⁵Zn e ¹³⁷Cs) e dell'apporto dell'incidente nel reattore di Cernobil ⁶⁾.

In alcuni casi, nelle acque di scolo degli **impianti di depurazione** delle grandi agglomerazioni si ritrovano tracce dello ¹³¹I usato per la medicina nucleare e concentrazioni di tritio fino a 2400 Bq/l. Queste ultime provengono da applicazioni industriali o da orologi al tritio inclusi nei rifiuti domestici. Nel corso degli ultimi anni, il deflusso di tritio dall'impianto di depurazione delle acque di La Chaux-de-Fonds è costantemente diminuito, portandosi a 3.7 TBq nel 2001. Nel medesimo anno, 19.6 TBq di tritio sono ancora stati lavorati nelle aziende della città di La Chaux-de-Fonds ⁷⁾.

1.4. Suolo ⁸⁾

Nel suolo, un buon integratore di tutti i sedimenti dell'aria, la concentrazione dei radionuclidi naturali delle catene di decadimento dell'urano (25 a 60 Bq/kg) e del torio (15 a 40 Bq/kg) varia a seconda della struttura geologica del sottosuolo, mentre quella del ⁴⁰K (200 a 1000 Bq/kg), anch'esso naturale, dipende dall'impiego di concimi potassici. Differenze regionali sono riscontrabili anche per quanto riguarda i radionuclidi artificiali, a causa della sedimentazione ineguale della radioattività proveniente dalle esplosioni in superficie di armi nucleari e dall'incidente nel reattore di Cernobil. La concentrazione di ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr e Pu è più elevata nelle Alpi e a Sud delle Alpi (in parte anche nel Giura) che nell'Altopiano. Per effetto del diverso volume delle precipitazioni dopo l'incidente, la ripartizione della radioattività proveniente da Cernobil è assai più eterogenea di quella delle ricadute delle bombe atomiche. Ne sono stati particolarmente colpiti il Ticino e le vallate al Sud dei Grigioni, nonché, in misura minore, il Giura e parti della Svizzera nord-orientale. Con una sola eccezione (fino a 2 Bq/kg di ⁶⁰Co presso la CN di Mühleberg), non si è constatato, nel suolo, alcun influsso delle emissioni di centrali nucleari. Per quanto riguarda gli emettitori alfa, si sono misurati da 0.02 a 2.0 Bq/kg di materia secca di ^{239/240}Pu e da 0.01 a 0.7 Bq/kg di ²⁴¹Am, con valori inferiori nell'Altopiano rispetto al Giura e alle Alpi. Il rapporto tra il ²³⁹Pu e il ²³⁸Pu è, in media, di 31:1.

⁵⁾ v. [cap. 4.2 e 4,4]

⁶⁾ v. [cap. 4.2 e 4,4]

⁷⁾ v. [cap. 4.2 e 9,1]

⁸⁾ Suolo v. [cap. 4.3 e 7.2]

⁴⁾ Pioggia v. [cap. 4.1, 7.1. e 9.1.]

1.5. Piante e derrate alimentari ⁹⁾

Nei campioni di erba e di derrate alimentari prelevati predomina il ⁴⁰K, di origine naturale. I radionuclidi artificiali ¹³⁷Cs (proveniente dall'incidente nel reattore di Cernobil) e ⁹⁰Sr (causato dagli esperimenti in superficie con armi nucleari) che le piante assorbono attraverso le radici, sono accertabili soltanto in tracce. Non è stato riscontrato alcun influsso delle centrali nucleari o degli impianti di ricerca svizzeri. La ripartizione regionale della radioattività corrisponde a quella nel suolo, con massimi di 40Bq/kg di materia secca per quanto riguarda il ¹³⁷Cs in Ticino e di 20 Bq/kg di materia secca per lo ⁹⁰Sr in Ticino e nelle Alpi. Il contenuto di ¹³⁷Cs nel **latte** è risultato sempre inferiore a 2 Bq/l, tranne che in Ticino (dove si è registrato un massimo di 25 Bq/l). Il contenuto di ⁹⁰Sr nel latte era compreso tra 0.03 e 0.07 Bq/l nell'Altopiano e nel Giura e tra 0.07 e 0.5 Bq/l nelle Alpi e in Ticino. Nei **campioni di cereali** si sono misurati valori inferiori a 0.6 Bq/kg per il ¹³⁷Cs e tra 0.2 e 0.5 Bq/kg per lo ⁹⁰Sr.

Tra i **funghi** di provenienza svizzera, gli agarici rugosi, i boleti dei castagni e i boleti luridi (ferré) presentano tuttora valori in parte elevati, con tendenza leggermente decrescente. Sette campioni hanno superato il valore di tolleranza di 600 Bq/kg, in due la concentrazione è risultata superiore persino al valore limite di 1250 Bq/kg. Inoltre, la presenza di ¹³⁷Cs è in parte tuttora accertabile nei funghi selvatici importati; non si sono tuttavia riscontrate concentrazioni superiori al valore di tolleranza, anche perché, da ottobre 1999, per l'importazione di funghi è richiesto un certificato sulla radioattività.

La **selvaggina** d'importazione e domestica (cerbiatto e cervo) presenta ancora concentrazioni di ¹³⁷Cs fino a 145 Bq/kg; nel cinghiale del Canton Basilea Campagna sono misurati valori tra 0.5 e 32 Bq/l in quello di provenienza ticinese tra 14 e 2540 Bq/l. In due cinghiali ticinesi la concentrazione di ¹³⁷Cs superava il limite di 1250 Bq/kg. Come dimostra il confronto con misure svolte all'estero, il contenuto di Cs nella carne di cinghiale è circa 6 volte più elevato che nella carne di cerbiatto o di cervo.

1.6. Carbonio-14 nelle piante ¹⁰⁾

Le piante assorbono ¹⁴C dall'aria quando ne assimilano l'anidride carbonica durante la fase di crescita. Negli anni sessanta, gli esperimenti con armi nucleari hanno causato un raddoppiamento del ¹⁴C rispetto alla sua concentrazione naturale. Attual-

mente, la quota della componente artificiale è ancora del 85.4 % circa. Le foglie degli alberi nei dintorni delle centrali nucleari presentano inoltre concentrazioni supplementari fino a 115 %. (KKM), 51 %. (KKG), 95 %. (KKL), 33 %. (PSI).. Il contenuto naturale di ¹⁴C nelle piante, derivante dalla radiazione cosmica, è di 227 Bq/kg C e causa un dose di 0.013 mSv/anno. Gli aumenti della concentrazione misurati nei pressi di reattori ad acqua bollente e a Basilea hanno dato origine a una dose addizionale di alcuni millesimi di mSv per anno.

1.7. Radionuclidi nell'organismo umano ¹¹⁾

Misure dell'intero organismo e analisi del contenuto di ⁹⁰Sr nei denti di latte e nelle vertebre consentono di determinare la radioattività assorbita con l'alimentazione. Le concentrazioni di ¹³⁷Cs riscontrate nell'ambito delle misure del corpo intero svolte su liceali ginevrini erano inferiori alla soglia dell'accertabile di 10 Bq/kg, quelle misurate nell'organismo di liceali basilesi inferiori a 57 Bq (media < 20 Bq/kg). La concentrazione del ⁴⁰K, di origine naturale ammonta a circa 3300 Bq nell'organismo delle donne e a 4500 Bq in quello degli uomini. Il contenuto di ⁹⁰Sr misurato nelle vertebre umane e nei denti di latte è sceso a 0.02 Bq/g Ca.

2. Dosi d'irradiazione esterna

2.1. Radiazione naturale

I contributi principali alla dose d'irradiazione derivano dalla radiazione terrestre e da quella cosmica. La prima proviene dai radionuclidi naturali contenuti nel suolo e nei materiali di costruzione, la seconda dipende dall'altitudine dato che l'involucro atmosferico della Terra ne attenua l'impatto ¹²⁾.

In media, l'intensità di dose all'aperto in Svizzera è di 90 nSv/h, con valori compresi tra 40 e 230 nSv/h. Per effetto dei radionuclidi naturali contenuti nel materiale di costruzione, la radiazione all'interno delle case supera quella all'aperto del 10 per cento circa.

2.2. Radioattività artificiale

Le ricadute radioattive dell'incidente nel reattore di Cernobil nell'aprile del 1986 e degli esperimenti in superficie con armi nucleari contribuiscono soltanto ancora con una piccola percentuale all'intensità di dose esterna ¹³⁾. Il Ticino costituisce un'eccezione: qui il contributo di tali componenti

⁹⁾ Erba e derrate alimentari v. [cap. 4.3 e 5.1]

¹⁰⁾ Misure del ¹⁴C v. [cap. 7.1]

¹¹⁾ Radionuclidi nell'organismo v. [cap. 6.1 e 6.2]

¹²⁾ Radiazione cosmica v. Rapporto annuale 1999, cap. 10.3
<http://www.admin.ch/bag/strahlen/ion/umwelt/d/index.htm>

¹³⁾ Misure della dose v. [cap. 3.1 e 3.2]

ammonta tuttora fino ad un massimo del 30 per cento.

Per effetto delle radiazioni dirette, i valori in alcuni punti presso i recinti delle centrali nucleari di Mühleberg e Leibstadt (radiazione di ^{16}N dal reattore ad acqua bollente), dell'IPS e del CERN possono talvolta salire fino ad alcune centinaia di nSv/h. Poiché nessuno si trattiene a lungo in questi luoghi, le dosi individuali che ne derivano sono tuttavia irrilevanti¹⁴⁾. Ad un'altezza di un metro dal suolo, i residui di fuoriuscite avvenute in passato presso la centrale nucleare di Mühleberg, menzionati nel capitolo (1.4), causano ancora 3 nSv/h al massimo.

2.3. Aeroradiometria ¹⁵⁾

Ogni anno, alcune regioni scelte sono oggetto di misure operate dall'aria per mezzo di uno spettrometro gamma al Nal trasportato a bordo di un elicottero dell'esercito (aeroradiometria). L'elicottero sorvola le regioni in questione ad un'altezza di circa 100 metri dal suolo, seguendo una griglia di linee parallele. Un programma d'analisi dei risultati allestisce quindi una carta radiometrica della regione sorvolata. Nel 2001 sono state sorvolate le zone circostanti le CN di Mühleberg e di Gösgen-Däniken, la centrale nucleare sperimentale fuori esercizio di Lucens (CNL), un'area nella regione del Col du Marchairuz (VD), nonché diverse vallate al Sud delle Alpi. Sono inoltre stati allestiti due profili trasversali della Svizzera: uno da nord a sud, l'altro da est a ovest. Nei dintorni delle CN non si sono misurate radiazioni particolarmente elevate; a Lucens è invece tuttora accertabile la radiazione di un contenitore di componenti del reattore smantellato. Presso il Col du Marchairuz, la radioattività non è risultata più elevata del normale. Le misure svolte nelle vallate alpine e lungo le traversali nord-sud e est-ovest hanno confermato che, per quanto riguarda i radionuclidi naturali, sussistono differenze dovute a fattori geologici e topografici. Non sono invece stati scoperti nuovi punti critici per quanto riguarda il ^{137}Cs .

3. Dosi d'irradiazione della popolazione

3.1. Radioattività naturale e radiazione cosmica

Il radon e i prodotti del suo decadimento nei locali d'abitazione e di lavoro causano il contributo più importante alla dose d'irradiazione. In sé, si tratta di radionuclidi di origine naturale. Le concentrazioni elevate all'interno degli edifici sono tuttavia dovute all'attività umana. In media aritmetica, la concen-

trazione ponderata risultante dalle misure svolte entro il 2000 in circa 40 000 case si aggira sui 75 Bq/m³ (valore mediano: 43 Bq/m³). Poiché, per le misure, si sono scelti intenzionalmente edifici e regioni con un contenuto potenzialmente elevato di radon, questo valore rappresenta probabilmente una stima eccessiva per rapporto alle circostanze reali. Presupponendo una permanenza di 7000 ore all'anno nei locali d'abitazione e di 2000 ore sul posto di lavoro e applicando i fattori di dose corrispondenti di $2.44 \cdot 10^{-6}$ e $3.17 \cdot 10^{-6}$ mSv all'ora per Bq/m³¹⁶⁾, si ottiene per la popolazione svizzera una dose media d'irradiazione dovuta al radon di 1.6 mSv/anno. Questa cifra include un supplemento del 10 per cento riferito al toron, gas nobile naturale radioattivo di breve durata (^{220}Rn). L'1 per cento della popolazione subisce una dose annua superiore a 10 mSv, lo 0.2 per cento una dose annua superiore a 25 mSv. Secondo stime conservative, il radon sarebbe all'origine di alcuni casi su cento di decesso per cancro ai polmoni.

Radionuclidi naturali penetrano inoltre nell'organismo umano attraverso l'alimentazione, causando in media una dose annuale di circa 0.38 mSv, di cui circa la metà rappresenta il contributo del ^{40}K . Il resto proviene dai radionuclidi delle catene di decadimento naturali dell'urano e del torio, nonché da quelli di origine cosmica: tritio, ^{14}C , ^7Be , ecc.

Un altro contributo alla dose d'irradiazione esterna è quello dei radionuclidi nel suolo. Il loro apporto dipende fortemente dal contenuto locale di radionuclidi nel suolo e dalle abitudini di vita. Nelle regioni abitate della Svizzera, la dose d'irradiazione naturale di origine terrestre all'aperto è compresa tra 0.35 e circa 0.8 mSv/anno. Ad essa si aggiunge il contributo della radiazione cosmica, che cresce con l'altitudine sul livello del mare: 0.35 mSv/ora a Locarno, 0.4 a Zurigo e 0.75 a St. Moritz. La dose d'irradiazione in casa supera quella all'aperto del 10 per cento circa. La dose annuale complessiva derivante da fonti naturali ammonta a circa 3 mSv.

14) Misure nei dintorni delle CN v. [cap. 8.3]

15) Aeroradiometria v. [cap. 3.3]

16) cfr. Rapporto annuale 1993, pag. B.2.3.

Fonti radioattive naturali (mSv/anno)

Fonte	Media	Margine di variazione
Irradiazione esterna	0.9 ¹⁷⁾	0.5 – 2.0
Alimentazione	0.4 ¹⁸⁾	0.2 – 0.5
Radon nei locali abitati	1.6	da 0.3 – a oltre 20 ¹⁹⁾
Totale	3	da 1 a oltre 20

3.2. Dosi d'irradiazione da fonti artificiali

Il maggior contributo antropogeno alla **dose d'irradiazione esterna** è quello delle applicazioni mediche e delle cosiddette "fonti minori", nonché quello derivate dall'esposizione a radiazioni per motivi professionali nelle centrali nucleari, nell'industria, nel commercio, nei servizi pubblici, nella ricerca e nella medicina. La parte dei radionuclidi artificiali nel suolo alla dose d'irradiazione esterna può essere indicata soltanto approssimativamente. Conformemente a ipotesi conservative, si tratta, in caso di permanenza duratura all'aperto, di 0.01 a 0.5 mSv/anno. L'ampio margine di variazione è una conseguenza delle differenze regionali della sedimentazione del ¹³⁷Cs dopo l'incidente nel reattore di Cernobil. I contributi delle centrali nucleari svizzere, dell'IPS e del CERN non sono di rilievo.

La **dose d'irradiazione interna** è dovuta a radionuclidi artificiali – soprattutto ¹³⁷Cs e ⁹⁰Sr – assorbiti con l'alimentazione. Secondo le misure dell'intero organismo svolte nelle scuole, la dose dovuta al ¹³⁷Cs incorporato è inferiore a 1 µSv/anno.

Complessivamente, la dose d'irradiazione dovuta alla **radioattività artificiale** (senza la medicina e le fonti minori) oscilla, per la maggioranza della popolazione svizzera, tra 0.01 e 0.05 mSv/anno, con punte massime di 0.1 mSv/anno.

Fonti radioattive artificiali (mSv/anno)

Fonte		Media	Margine di variazione
Medicina	radiodiagnostica ²⁰⁾	1	0 – 30
	medicina nucleare ²¹⁾	0.04	0 – 80
"Fonti minori"	oggetti d'uso e beni di consumo contenenti sostanze radioattive ²²⁾	0.1	0 - ?
Radioattività artificiale diffusa su vasta scala	Cernobil	0.01	fino a 0.5
	ricadute delle armi nucleari		< 0.01
	⁸⁵ Kr proveniente dalla rigenerazione		0.02
Immissioni radioattive	impianti e centrali nucleari	≈ 0	fino a 0.015
Esposizione a radiazioni per motivi professionali	64 935 persone professionalmente esposte ²³⁾	0.08	< 15 97.9% <1

Esempi (in mSv/anno):

¹³⁷ Cs nel latte	1 l/giorno contenente 10 Bq/l (= valore di tolleranza)	0.05
¹³⁷ Cs nei funghi selvatici	200 g/settimana contenenti 600 Bq/kg (= valore di tolleranza)	0.09
²²⁶ Ra nell'acqua minerale	1 l/giorno contenente 1 Bq/l (= valore limite)	0.08
¹⁴ C negli ortaggi	200 g /giorno di ortaggi coltivati nelle vicinanze dell'impianto d'incenerimento dei rifiuti speciali di Basilea	0.002
³ H nell'acqua piovana impiegata come acqua potabile	2.2 l/giorno prelevati nei dintorni di un'azienda di lavorazione del tritio	0.01
Irradiazione diretta (dintorni di una centrale nucleare)	1 h/giorno presso il recinto della centrale nucleare di Leibstadt	0.1

¹⁷⁾ davon kosmische Strahlung auf 300 m 0.35 mSv/Jahr. Ein Flug Schweiz-Nordamerika ergibt zusätzlich 0.04 mSv; Flugpersonal und Vielflieger erhalten zusätzlich etwa 3 mSv/Jahr; siehe auch Jahresbericht 1999: Kap. 10.3: <http://www.admin.ch/bag/strahlen/ion/umwelt/d/index.htm>

¹⁸⁾ davon in micro-Sv pro Jahr: 40K = 200; 87Rb = 6; 3H = 0.01; 7Be = 3; 14C = 12; 22Na = 0.2; U, Th und Ra = 30; 210Pb + 210Bi + 210Po = 120 micro-Sv/Jahr

¹⁹⁾ bei 1 % der Bevölkerung über 10 mSv und bei 0.2 % über 25 mSv pro Jahr.

²⁰⁾ Rilevazioni IRA/UFSP 1996-99 v. Rapporto annuale 1999 cap. 10.1:

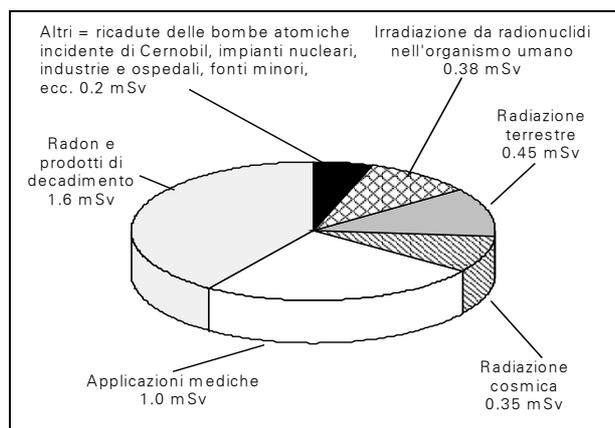
<http://www.admin.ch/bag/strahlen/ion/umwelt/d/index.htm>

²¹⁾ Dati rilevati nel 1989/90, J. Roth, Ospedale cantonale di Basilea Città.

²²⁾ Ad esempio: orologi con cifre luminescenti al tritio, radionuclidi naturali nelle piastrelle, Th in reticelle e ceramica dentaria, avvisatori di fumo a ionizzazione, ²¹⁰Po nel fumo delle sigarette, ecc.

²³⁾ nelle centrali nucleari, la ricerca, l'industria ed i servizi pubblici. Fonte: Rapporto sulla dosimetria dell'UFSP 2000; v inoltre <http://www.admin.ch/bag/strahlen/eks/d/taetiq.htm>.

Esposizione a radiazioni della popolazione svizzera in media, in mSv/anno (totale: 4 mSv/anno)



Prefissi delle unità di misura

10 ⁻¹⁵	fBq	femto
10 ⁻¹²	pBq	pico
10 ⁻⁹	nBq	nano
10 ⁻⁶	μBq	micro
10 ⁻³	mBq	milli

10 ³	kBq	kilo
10 ⁶	MBq	mega
10 ⁹	GBq	giga
10 ¹²	TBq	tera
10 ¹⁵	PBq	peta

4. Definizioni, unità di misura e norme legali

La **radioattività** è la caratteristica dei nuclei atomici instabili, di trasformarsi senza intervento esterno (decadimento radioattivo), emettendo una radiazione (ionizzante) caratteristica in forma di particelle alfa o beta e di quanti gamma. Sostanze radioattive naturali si trovano da sempre nell'ambiente; quelle artificiali si liberano durante l'esplosione di armi nucleari o provengono da impianti nucleari, nonché aziende ed ospedali che lavorano con radionuclidi.

La **radioattività** di una sostanza si misura in Becquerel (Bq). Un Bq corrisponde ad una disintegrazione radioattiva al secondo. I prefissi e il loro significato sono indicati nella tabella qui sopra. Una volta, l'unità in uso era il Curie (Ci); 1 nCi = 37 Bq o, rispettivamente, 1 Bq = 27 pCi.

Per valutare il **rischio d'irradiazione** incorso dalla popolazione, si determina la dose efficace in mSv o μSv. Quest'ultima tiene conto del fatto che gli organi umani sono variamente sensibili all'irradiazione e che i diversi tipi di radiazioni non producono tutti i medesimi effetti biologici. Per determinare la dose efficace, si stabilisce dapprima l'energia radioattiva assorbita nei singoli organi (dose energetica), ponderata con un fattore riferito alla densità di ionizzazione della radiazione (fattore di ponderazione della radiazione). Sommando le dosi di ogni organo, ponderate con un fattore riferito alla sensibilità di quest'ultimo alle radiazioni (fattore di ponderazione del tessuto), si ottiene quindi la dose efficace. Si ha così una dose teorica riferita all'intero organismo che comporta il medesimo rischio d'irradiazione come le singole dosi di ogni organo. I risultati intermedi (dose energetica, equivalente di dose) e i fattori di ponderazione impiegati sono spiegati alla pagina C-1.

Conformemente all'**Ordinanza sulla radioprotezione (ORaP)**, le dosi d'irradiazione della popolazione in seguito alla radioattività legata alla civilizzazione e alle radiazioni presenti nell'ambiente - esclusi il radon e le applicazioni mediche - non devono superare 1 mSv all'anno. Per le persone professionalmente esposte a radiazioni è fissato un limite di 20 mSv all'anno. L'Ordinanza pone inoltre limiti all'immissione di sostanze radioattive nell'aria e nelle acque pubblicamente accessibili. Questi limiti sono fissati in modo tale che una persona che bevvesse sempre acqua o respirasse aria appena conformi alle norme subirebbe, per ognuno di questi mezzi, un'irradiazione di 0.2 mSv all'anno. Per l'irradiazione diretta, il valore limite è di 5 mSv all'anno nelle aree pubblicamente accessibili e di 1 mSv all'anno nei locali di abitazione, di soggiorno e di lavoro. Valori limite e di tolleranza per i radionuclidi nelle derrate alimentari sono pubblicati nell'Ordinanza sulle sostanze estranee e sui componenti nelle derrate alimentari (OEC). Quello che conta per la radioprotezione è il valore limite, mentre il valore di tolleranza costituisce unicamente un criterio di qualità e il suo superamento non comporta alcun rischio. L'evacuazione di sostanze radioattive nell'ambiente deve, in ogni caso, essere controllata. L'autorità cui compete il rilascio delle licenze fissa i limiti d'immissione. Per gli impianti nucleari, questi sono ad esempio scelti in modo tale che, anche nelle immediate vicinanze, nessuno subisca una dose addizionale superiore a 0.2 mSv all'anno. Il limite di concentrazione del radon nei locali d'abitazione e di soggiorno è fissato a 1000 Bq/m³. Edifici che presentano valori superiori a questo limite devono essere risanati. Gli edifici nuovi e quelli riattati non dovrebbero superare un limite operativo di 400 Bq/m³.

1. DIE ÜBERWACHUNG DER UMWELTRADIOAKTIVITÄT IN DER SCHWEIZ

H. Völkle Sektion Überwachung der Radioaktivität (SUER)
Bundesamt für Gesundheit, Ch. du Musée 3, 1700 FRIBOURG

Zusammenfassung

Im Beitrag werden das Überwachungsprogramm, dessen Grundsätze und Zielsetzungen, die Kriterien für die Auswahl von geeigneten Probenahmestellen und –Verfahren sowie der Messmethoden dargelegt, schliesslich der Bezug zu den entsprechenden Schweizer Gesetzen, Verordnungen und Grenzwerten. Die Koordination des Messprogrammes erfolgt durch das Bundesamt für Gesundheit, das auch für die Sammlung, Auswertung und die jährliche Veröffentlichung der Resultate zuständig ist. Diese seit über 40 Jahren gewachsene Zusammenarbeit nutzt Synergien und gemeinsame Interessen optimal aus und ist in Absprachen und Verträgen geregelt. Im Beitrag wird auch auf Zertifizierung und Akkreditierung als QM-Massnahme eingegangen.

1.1 Veranlassung und Ziel der Überwachung

Die regelmässige Überwachung der Umweltradioaktivität begann in der Schweiz 1956. Damals gründete der Schweizer Bundesrat die Eidg. Kommission zur Überwachung der Radioaktivität (KUER). Auslöser war die Sorge um den seit Ende der 50er-Jahre deutlich angestiegenen radioaktiven Ausfall der atmosphärischen Kernwafferversuche und dessen mögliche gesundheitliche Auswirkungen. Die Messungen erfassten daher zuerst Luft, Niederschläge, Gewässer und die Milch. Das Überwachungsnetz wurde im Lauf der Jahre dauernd ausgebaut und angepasst und die Probenahme- und Messverfahren weiterentwickelt. Aus der nebenamtlichen Tätigkeit einiger Universitätsinstitute und Bundesstellen, unter der fachlichen Leitung einer Kommission wurde eine landesweite Überwachungsorganisation, die im Normalfall durch das Bundesamt für Gesundheit (Sektion Überwachung der Radioaktivität) koordiniert wird. Diese Organisation wurde laufend optimiert und den Bedürfnissen und Gegebenheiten angepasst. Heute liegt der Schwerpunkt der Überwachung bei der Umgebung von Kernanlagen sowie von Forschungseinrichtungen, Industrien und Spitälern, die Radionuklide verwenden;

im weiteren beim Erfassen der natürlichen Radioaktivität, insbesondere dort, wo sie zu nennenswerten Strahlendosen führen kann. Dies ist der Fall beim Radon, den Radionukliden im Erdboden oder in gewissen Konsumgütern und Gebrauchsgegenständen. Die Veröffentlichung erfolgt in den jährlichen Berichtes des Bundesamtes für Gesundheit BAG [1].

1.2 Gesetzliche Vorgaben

Gesetzliche Basis ist die Schweizer Strahlenschutzverordnung (StSV: [2]), die vorschreibt, dass das BAG ionisierende Strahlung und Radioaktivität in der Umwelt überwacht, die Daten sammelt und veröffentlicht (Art. 104 bis 106). Immissionsgrenzwerte für Luft und Wasser sind in Art. 102 bzw. im Anhang 3 definiert, nämlich CA/300 für die Luft (CA = Arbeitsplatz-Richtgrenze) und LE/50 für das Wasser (LE = Freigrenze). Diese Werte führen bei Dauerexposition zu je 0.2 mSv/Jahr. Für die Lebensmittel gelten die Toleranz- und Grenzwerte gemäss FIV (Fremd- und Inhaltsstoffverordnung [3]). Diese sind in der untenstehenden Tabelle 1 enthalten. Für die Bevölkerung ("nichtberuflich strahlenexponierte Personen") darf die effektive Dosis den Grenzwert von 1 mSv pro Jahr nicht übersteigen (Art. 37). Dieser Dosisgrenzwert betrifft radioaktive Immissionen, jedoch nicht die Dosisbeiträge durch die natürliche Strahlung oder aus medizinischen Anwendungen.

Tab. 1: Toleranz- und Grenzwerte für Radionuklide in Lebensmitteln gemäss Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe (FIV) in Bq/kg [3]

Radionuklid bzw. Radionuklidgruppe	Toleranzwert Bq/kg	Grenzwert Bq/kg			
	alle Lebensmittel	Lebensmittel allgemein	flüssige Lebensmittel	Säuglingsanfangsnahrung	Lebensmittel von geringer Bedeutung
Tritium	1'000	10'000	10'000	3'000	100'000
Kohlenstoff-14	200	10'000	10'000	1'000	100'000
Strontiumisotope	1	750	125	75	7'500
Iodisotope	10	2'000	500	150	20'000
künstliche Alphastrahler (z.B. ²³⁹ Pu, ²⁴¹ Am)	0.1	80	20	1	800
Radionuklide der Uran- und Thoriumreihen: • Gruppe I: ²²⁴ Ra, ²²⁸ Th, ²³⁴ U, ²³⁵ U, ²³⁸ U	—	50	10	10	500
• Gruppe II: ²¹⁰ Pb, ²¹⁰ Po, ²²⁶ Ra, ²²⁸ Ra, ²³⁰ Th, ²³² Th, ²³¹ Pa	—	5 (**)	1	1	50
Übrige Radionuklide (z.B. ¹³⁴ Cs, ¹³⁷ Cs, jedoch ohne ⁴⁰ K)	10 (*)	1'250	1'000	400	12'500

(*) Toleranzwert für Cäsiumisotope in Wildfleisch und Wildpilzen: 600 Bq/kg (¹³⁴Cs und ¹³⁷Cs zusammen)

(**) Grenzwert für Meerestiere: 150 Bq/kg (gilt insbesondere für ²¹⁰Po)

Tab. 2: Überwachungsbereiche und Kompetenzzentren

Bereich:	überwacht wird:	Kompetenzzentren:
Atmosphäre	- Aerosole, Niederschläge - ¹⁴ C, Edelgase - Aeroradiometrie	- SUER ¹⁾ inkl. RADAIR ²⁾ - Uni Bern ³⁾ - PSI ¹¹⁾ (früher ETH-Z ⁴⁾), NAZ ¹²⁾
Deposition	- Boden, Bewuchs, in-situ - ⁹⁰ Sr- und Alpha-Messung	- SUER ¹⁾ , IRA ⁵⁾ und Labor Spiez ⁶⁾
Aquatisches Milieu	- Gewässer, Fische, Sedimente - Grund- und Quellwasser, Deponien	- EAWAG ⁷⁾ , Institut Forel ⁸⁾ , Labor Spiez ⁶⁾ - CHYN ⁹⁾
Lebensmittel	- Milch, Getreide, Gemüse, Wild, Pilze, etc.	- Kantonale Laboratorien ¹⁰⁾
Dosis	- γ - und n-Dosen - automatische Dosiswarnnetze	- PSI ¹¹⁾ , IRA ⁵⁾ - NAZ ¹²⁾ , NADAM ¹³⁾ , HSK ¹⁴⁾ , MADUK ¹⁵⁾
menschlicher Körper	- Ganzkörpermessungen - ⁹⁰ Sr in Knochen und Zähnen	- PSI ¹¹⁾ , Kantonsspitäler Basel ¹⁶⁾ , Genf ¹⁷⁾ - IRA ⁵⁾
Kernanlagen	- Emissionen, Umgebung	- HSK ¹⁴⁾ , SUER ¹⁾
Betriebe	- Emissionen, Umgebung	- Suva ¹⁸⁾ , SUER ¹⁾
Spitäler	- Emissionen	- BAG-SAB ¹⁹⁾
Radon	- Radon in Häusern und im Boden	- BAG-FRA ²⁰⁾ , SUER ¹⁾

^{1) ...¹⁹⁾ Liste der Abkürzungen s. Schluss des Beitrages}

Tab. 3: Das Messprogramm im Überblick

Expositionspfade	Probenahmestellen	Proben und Messung
Ortsdosen (externe Gamma-Strahlung)	<ul style="list-style-type: none"> - automatische Überwachung der Ortsdosen: landesweit mit NADAM und in der Umgebung der KKW mit MADUK - TLD in der Nahumgebung von KKW und Forschungsanlagen (PSI und CERN) 	<ul style="list-style-type: none"> - NADAM: 58 Stellen, Betrieb durch die Nationale Alarmzentrale NAZ (landesweites Dosis-Warnnetz) - MADUK: je 12-18 Stellen Betrieb durch die HSK - TLD (γ-Komponente) und n-Dosis (PSI, CERN)
in-situ- Messung	<ul style="list-style-type: none"> - Umgebung der Kernanlagen - ganze Schweiz nach speziellem Programm 	<ul style="list-style-type: none"> - direkte vor-Ort-Messung des γ-Spektrums - Bestimmung des Radionuklidgehaltes des Bodens und deren Beiträge zur Ortsdosis
Luft	<ul style="list-style-type: none"> - 12 Aerosolsammler: ca. 40 m³/h - 5 High-Volume-Sampler: ca. 700 m³/h - RADAIR: Aerosolwarnnetz 11 Stellen on-line-Messung mit Datenfernübertragung siehe auch: [8] - ⁸⁵Kr-Messungen an Luftproben vom Jungfraujoch 	<ul style="list-style-type: none"> - Aerosolsammler und High-Volume-Sampler: kontinuierlich Sammlung auf Aerosolfiltern mit γ-Spektrometrie im Labor: Nachweisgrenze für ¹³⁷Cs: 1 μBq/m³ bzw. 0.1 μBq/m³ - RADAIR: 11 Stationen α/β-Messung (FHT-59S), 3 Stellen mit Jod-Monitor (FHT-1700); 1 Stelle: nuklidspezifischer Monitor (FHT-59N1)
Niederschläge	<ul style="list-style-type: none"> - Regensammlerstationen an 9 Standorten inkl. Umgebung der KKW, sowie Forschungsanlagen und Industrien 	<ul style="list-style-type: none"> - Regensammler mit Trichtern von 1 m² Fläche, wöchentlich γ-Spektrometrie der Rückstand; Nachweisgrenze für ¹³⁷Cs: 20 μBq/l und Monat - An 12 Stellen Sammlung der Niederschläge für die Tritiumbestimmung; eine Stelle: Bestimmung des Tritiumgehaltes in der Luftfeuchte.
aquatisches Milieu	<ul style="list-style-type: none"> - Kontinuierlich gesammelte Wochenproben aus Rhein, Rhone, Ticino und Doubs sowie oberhalb und unterhalb der KKW - bei den KKW auch Grundwasser, Sedimente, Fische, Wasserpflanzen 	<ul style="list-style-type: none"> - γ- und α-Spektrometrie - Tritium-Messung
Erde	<ul style="list-style-type: none"> - 30 Stellen in den Alpen, dem Mittelland, dem Jura, auf der Alpensüdseite - inkl. Umgebung der KKW, PSI, CERN 	<ul style="list-style-type: none"> - Erdschicht 0-5 cm für ⁹⁰Sr-Bestimmung und γ-Spektrometrie und z.T. α-Spektrometrie
Bewuchs (Gras, Pflanzen)	<ul style="list-style-type: none"> - gleiche Stellen wie Erdboden - Baumblättern aus Umgebung KKW, Kehrichtverbrennungsanlage Basel und Referenzstation für ¹⁴C-Bestimmung 	<ul style="list-style-type: none"> - Gras zweimal jährlich; γ-Spektrometrie und ⁹⁰Sr - Baumblätter ¹⁴C-Bestimmung (jährlich)
Milch	<ul style="list-style-type: none"> - gleiche Regionen wie Erde und Gras 	<ul style="list-style-type: none"> - γ-Spektrometrie und ⁹⁰Sr-Messung Einzel- und Sammelmilchproben
andere Lebensmittel	<ul style="list-style-type: none"> - Getreidemischproben aus verschiedenen Regionen und Umgebung KKW - Weitere Proben nach Bedarf, z.B. Gemüse Umgebung KKW, Mineralwässer, Wildpilze, Importproben etc. 	<ul style="list-style-type: none"> - γ-Spektrometrie - ⁹⁰Sr-Bestimmung
menschliche Körper	<ul style="list-style-type: none"> - Schulklassen Genf und Basel - Mitarbeiter PSI - Zahnärzte, Schulzahnkliniken und pathologische Institute aus verschiedenen Gegenden 	<ul style="list-style-type: none"> - Ganzkörpermessungen in den Spitälern Basel und Genf und am PSI - ⁹⁰Sr-Bestimmungen an Wirbelknochen und Milchzähnen
Emissionen von KKW, Betrieben etc.	<ul style="list-style-type: none"> - Kernanlagen, Forschungsanlagen, etc. - Kläranlagen der Agglomerationen - Sickerwässer von Deponien 	<ul style="list-style-type: none"> - Abluftfilter, Abgas etc. - Abwässer aus Spitäler, Deponien, Kehrichtverbrennungsanlagen, Abwasserreinigungsanlagen - γ-, α- und ⁹⁰Sr-Messung

1.3 Grundsätze der Überwachung

Ein Messprogramm kann für verschiedene Aufgaben definiert werden. Entsprechend unterschiedlich sind dann die Anforderungen an Probenahme und die Messempfindlichkeit. Bei einem reinen *Monitoringprogramm* geht es darum, festzustellen ob vorgegebene Immissionsgrenzwerte eingehalten sind, also um eine "JA-NEIN"-Antwort. In diesem Fall erfolgt die Stichprobenerhebung "verdachtsorientiert", d.h. man wird eher dort Proben erheben, wo mit den grössten Immissionen gerechnet wird, bzw. wo diese die grösste radiologische Auswirkung haben können. Die Messempfindlichkeit soll um ein genügend grosses Intervall unter dem zu überprüfenden Grenzwert sein. Bei einem eigentlichen *Umweltmessprogramm* möchte man für ein bestimmtes Gebiet, ein bestimmtes Zeitintervall und bestimmte Messgrössen die tatsächlichen Werte und deren örtliche und zeitliche Variationen bestimmen. Hier wird man die Probenahmen nach statistischen Kriterien vornehmen und mit möglichst grosser Empfindlichkeit messen, damit aus den Ergebnissen die tatsächliche Belastung sowie die daraus resultierenden Strahlendosen hergeleitet werden können. *Messprogramme mit wissenschaftlicher Zielsetzung* dienen der Überprüfung radioökologischer Modelle bzw. der experimentellen Bestimmung der entsprechenden Modellparameter. Hier hat die Probenahme ebenfalls nach statistischen Gesichtspunkten zu erfolgen und die Messempfindlichkeit soll genügend gross sein, sodass die dem Modell zugrundegelegten Hypothesen verifiziert bzw. die Modellparameter mit der gewünschten Genauigkeit bestimmt werden können.

Für die Radioaktivitätsüberwachung in der Schweiz wurden drei Hauptziele definiert:

- Verfolgen der grossräumig verbreiteten, natürlichen und künstlichen Radioaktivität um deren Veränderungen, sowie Trends und Akkumulationen frühzeitig zu erkennen;
- die Überwachung der Umgebung von Kernanlagen und Betrieben, die radioaktive Stoffe verwenden, im Sinne eines Monitoringprogrammes;
- die Ermittlung der Strahlendosen der Bevölkerung mit deren zeitlichen und räumlichen Variationen.

Bei der Auswahl der geeigneten Messstellen sind die folgenden Aspekte massgebend:

- Menge und Zusammensetzung der Emissionen bei Normalbetrieb und Störfällen;
- Ausbreitungsbedingungen in Luft und Wasser, Transportvorgänge in der Umwelt;

- Geländestruktur,
- Bevölkerungsverteilung,
- erzeugte landwirtschaftliche Produkte.

Bei der Auswahl der Probenahme- und Messverfahren sind die folgenden Kriterien zu berücksichtigen:

- Empfindlichkeit des Verfahrens (die erforderlichen Nachweisgrenzen sind vorgängig anhand des Überwachungszieles zu bestimmen);
- wie spezifisch ist ein Verfahren für bestimmte Nuklide bzw. Emissionspfade ?
- kann zwischen den zu überwachenden Immissionen und einer Vorbelastung (durch eine andere Immissionsquelle) oder dem natürlichen Untergrund unterschieden werden ?
- das räumliche bzw. zeitliche Auflösungsvermögen (d.h. braucht man Stunden-, Tages-, Monats- oder Jahreswerte; soll z.B. die Milch einer Kuh, eines Hofes, eines Dorfes oder einer Region überwacht werden ?);
- der Aufwand (Kosten, erforderliche Qualifikation der Mitarbeiter) für Probenahme und Messung;
- ortsfeste oder mobile Probenahme- bzw. Messstellen (erstere sind sinnvoll zur Erfassung langfristiger Veränderungen und Einflüsse an einer Stelle, letztere ermöglichen bei Stör- und Unfällen eine Anpassung der Überwachung an die momentanen Ausbreitungsbedingungen);
- Schnelligkeit einer Probenahme- oder Messmethode;
- Bedarf an vor-Ort-Messungen (z.B. durch automatische Überwachungsnetze mit Datenfernübertragung wie NADAM, MADUK oder RADAIR).

1.4 Organisation und Zusammenarbeit

Die Organisation und die nationale Zusammenarbeit erfolgt nach folgenden Grundsätzen:

- die landesweit vorhandene fachliche Kompetenz und Messkapazität nutzen (s. Tab. 2);
- gemeinsame Interessen und Synergien ausnutzen;
- eine Zusammenarbeit mit allen Stellen beim Bund, den Hochschulen, Forschungsinstituten und Kantonen anstreben, die in diesem Bereich tätig sind und Erfahrung haben;
- diese Zusammenarbeit in Verträgen, Übereinkommen und Abmachungen regeln;
- Koordination des Messprogrammes durch das Bundesamt für Gesundheit (Sektion Überwachung der Radioaktivität), insbesondere Erstellen eines jährlichen Überwachungsprogrammes, Sammeln, Auswerten und Veröf-

- fentlichen der Daten [1] sowie im Bedarfsfall das Ergreifen von Massnahmen;
- halbjährliche Meldung der Daten der Laboratorien an das BAG, wobei bei erhöhten Messwerten (Überschreitung von Immissionsgrenzwerten oder von Toleranz- und Grenzwerten für Lebensmittel) die Meldung sofort zu erfolgen hat;
 - Aufbau einer nationalen, elektronischen Datenbank bei der NAZ zur Erfassung aller Radioaktivitätsdaten;
 - Anwendung von Zertifizierung und Akkreditierung als QM-Massnahmen (s. Kap. 1.5);
 - Im Falle einer Erhöhung der Radioaktivität, die Massnahmen zum Schutze der Bevölkerung erfordern würde, kommen die Nationale Alarmzentrale (NAZ) und die Einsatzorganisation für erhöhte Radioaktivität zum Zuge, die über die für solche Fälle nötigen logistischen und personellen Mittel verfügen.

Für die wichtigsten Überwachungsbereiche wurden Kompetenzzentren (ähnlich wie die Leitstellen in Deutschland) definiert, die über das fachliche Know-how im jeweiligen Gebiet verfügen und die andern Laboratorien beraten können (s. Tab. 2).

1.5 QM-Massnahmen

QM-Massnahmen wie Akkreditierung, Zertifizierung und Notifizierung dienen der Kompetenzfeststellung einer Stelle, z.B. eines analytischen Laboratoriums um die Zuverlässigkeit der Analyseergebnisse dieser Stelle sicherzustellen bzw. zu verbessern, insbesondere deren Richtigkeit, Genauigkeit und Messunsicherheit sowie den Wert der Informationen, der aus denselben gewonnen werden können. Weitere Massnahmen sind auch die Vereinheitlichung von Probenahme- und Messverfahren (s. [4] bis [7]) sowie die regelmässige Teilnahme der Laboratorien an Ringversuchen und Vergleichsmessungen.

Die **Zertifizierung** nach ISO 9001 ist die Prüfung eines Unternehmens durch einen unabhängigen Dritten zum Erhalt eines Zertifikates, das die Übereinstimmung (Konformität) des Unternehmens oder einzelner Unternehmensbereiche mit bestimmten (international anerkannten) Anforderungen oder Normen ausdrückt.

Der Prozess «Umweltüberwachung» in der Abteilung Strahlenschutz des Bundesamtes für Gesundheit wurde im Sommer 2001 nach ISO 9001: 2000 zertifiziert. Als Ziele dieses Prozesses wurden definiert:

- Die «Produkte» (Berichte, Publikationen, Auskunftsmöglichkeiten) sind bekannt, die «Kunden» wissen, dass eine umfassende Überwachung durch kompetente und neutrale Stellen durchgeführt wird;
- sie (die Kunden) wissen wo sie Auskünfte über Radioaktivität und Strahlung erhalten können;
- die beteiligten Laboratorien sind akkreditiert und liefern glaubwürdige Resultate;
- die Daten werden fristgerecht gesammelt, verarbeitet interpretiert und veröffentlicht;
- bei erhöhten Messwerten oder Ereignissen mit Radioaktivität wird rasch gehandelt.

Bei der Bewertung der Überwachung (Erfolgskenngrössen) werden folgende Kriterien angewendet:

- Wurde das Überwachungsprogramm eingehalten ?
- Konnten die Daten fristgerecht gemeldet, erfasst und publiziert werden ?
- Waren die Daten brauchbar und glaubwürdig ?
- Nutzen Öffentlichkeit und Medien die Auskunftsmöglichkeiten, beispielsweise den direkten Zugang zu den Information auf dem Internet ?

Die **Akkreditierung** nach ISO 17'025 ist die formelle Anerkennung der Kompetenz einer Stelle, z.B. eines analytischen Laboratoriums, für die im Geltungsbereich der Akkreditierung definierte(n) Aufgabe(n): Beispielsweise: *Prüflabor für Analysen im Bereich der Umweltradioaktivität - Geltungsbereich: Bestimmung der Konzentration von Radionukliden in Umweltproben: Aerosole, Niederschläge, Oberflächen- und Grundwässer, Boden, Gras, Lebensmittelproben.*

Die Akkreditierung dient dazu, die Eignung eines Labors zur Durchführung einer Prüfung (Messung) zu dokumentieren und ermöglicht dadurch eine verbesserte, gegenseitige Akzeptanz der Untersuchungsbefunde insbesondere privater Auftraggeber gegenüber dem nationalen und internationalen Bereich. Die Akkreditierung wird durch eine staatliche Stelle erteilt, in der Schweiz beispielsweise durch das Bundesamt für Messwesen und Akkreditierung METAS (<http://www.metas.ch>).

Die Akkreditierung eines analytischen Messlabors dient somit der Feststellung und dem Nachweis der fachlichen Kompetenz im Hinblick auf die Durchführung bestimmter Analysen. Sie gibt klare Regelungen im Bezug auf die Zuständigkeit, Rechte und Pflichten der Mitarbeiter. Alle Verfahren und Abläufe (Prozesse) sind eindeutig festgelegt. Aufgrund der geregelten Dokumentation können Daten bzw. Informationen schneller aufgefunden werden. Diese erhöhte Transparenz

erleichtert die Einarbeitung neuer Mitarbeiter im allgemeinen Arbeitsablauf und in den Analysemethoden, die einfache Vertretung der Mitarbeiter untereinander, den Wiedereinstieg in länger nicht verwendete Methoden, mehr Sicherheit und Vertrauen in die eigene Arbeit bei den Mitarbeitern sowie einen kontinuierlichen Verbesserungsprozess durch Optimierung der Abläufe. Sie ermöglicht im weiteren eine bessere Kompatibilität mit Regelwerken und Normen, fördert die Glaubwürdigkeit der Ergebnisse, die internationale Anerkennung und Vergleichbarkeit der Verfahren und Resultate sowie die juristische Belastbarkeit der Befunde; sie kann auch Voraussetzung für behördliche Genehmigungen sein.

Mit wenigen Ausnahmen sind in der Schweiz alle an der Überwachung der Umweltradioaktivität beteiligten Laboratorien akkreditiert.

1.6 Liste der beteiligten Stellen und der verwendeten Abkürzungen

- 1) **SUER**: Sektion Überwachung der Radioaktivität, Bundesamt für Gesundheit, Chemin du Musée 3, CH-1700 Fribourg
- 2) **RADAIR**: Automatisches Netz zur Überwachung der Radioaktivität der Luft: 11 Alpha-Beta-Monitore, 2 Jod-Monitore, 1 nuklidspezifischer Monitor
- 3) **Uni BE**: Physikalisches Institut, Abteilung Klima- und Umweltphysik Universität Bern
- 4) **ETH-Z**: Forschungsgruppe Geothermik und Radiometrie, Institut für Geophysik der Eidg. Technischen Hochschule Zürich
- 5) **IRA**: Institut Universitaire de Radiophysique Appliquée, Lausanne
- 6) **Labor Spiez**: Fachsektion Physik, Labor Spiez, Gruppe Rüstung, VBS, Spiez
- 7) **EAWAG**: Gruppe Radioaktive Tracer, Abt. SURF der Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz, Dübendorf
- 8) Institut Forel: Universität Genf, Versoix
- 9) **CHYN**: Centre d'Hydrogéologie der Universität Neuenburg
- 10) Kantonale Laboratorien: Kantonale Lebensmittelkontrolle
- 11) **PSI**: Abteilung Strahlenschutz, Sicherheit und Entsorgung, Paul Scherrer Institut, Villigen-PSI
- 12) **NAZ**: Nationale Alarmzentrale, GS-VBS, Zürich
- 13) **NADAM**: Automatisches nationales Dosiswarnnetz bestehend aus 58 Stationen
- 14) **HSK**: Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen, Villigen-PSI
- 15) **MADUK**: Automatisches Dosiswarnnetz für die Umgebung der Kernanlagen, bestehend aus je 12 bis 18 Stationen pro Kernkraftwerk
- 16) Kantonsspital, Abteilung für Radiologische Physik, Kantonsspital Basel-Stadt
- 17) Kantonsspital, Division den médecine nucléaire, Hôpital Universitaire Cantonal Genève
- 18) **Suva**: Bereich Physik, Abteilung Arbeitssicherheit, Suva, Luzern
- 19) **BAG-SAB**: Sektion Aufsicht und Bewilligungen, Bundesamt für Gesundheit, Bern
- 20) **BAG-FRA**: Fachstelle Radon und Abfälle, Bundesamt für Gesundheit, Bern

1.7 Quellenangaben

- [1] Jahresberichte des BAG: Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz:
<http://www.bag.admin.ch/strahlen/ion/umwelt/d/index.htm>
- [2] Schweizerisches Strahlenschutzgesetz (StSG) vom 22. März 1991:
http://www.admin.ch/ch/d/sr/c814_50.html und Strahlenschutzverordnung (StSV) vom 22. Juni 1994:
http://www.admin.ch/ch/d/sr/c814_501.html
- [3] Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe in Lebensmitteln (Fremd- und Inhaltsstoffverordnung, FIV):
http://www.admin.ch/ch/d/sr/c817_021_23.html
- [4] Messanleitung für die Überwachung der Radioaktivität in der Umwelt; BMU Bonn, Gustav Fischer-Verlag
- [5] Environmental Measurement Laboratory (EML) Procedures Manual, US Dep. of Energy, New York, Ausgabe Nov. 1990-92
- [5a] Environmental Measurement Laboratory (EML) Procedures Manual, US Dep. of Energy, New York, Ausgabe Februar 1997:
<http://www.eml.doe.gov/publications/procman>
- [6] Fachverband für Strahlenschutz: Empfehlungen zur Überwachung der Umweltradioaktivität; Lose-Blatt-Sammlung: Grundsätze, Messprogramme, Empfehlungen zur Probenahme und Messung; Nachweisgrenzen, Berichterstattung etc.:
<http://www.fs.fzk.de/arbkreise/aku/Startseite/BS.pdf>
- [7] Empfehlungen der EU zur Überwachung der Umweltradioaktivität: COMMISSION RECOMMENDATION of 8 June 2000 on the application of Article 36 of the Euratom Treaty concerning the Monitoring of the levels of radioactivity in the environment for the purpose of assessing the exposure of the population as a whole (Document C(2000) 1299, 2000/473/Euratom).
- [8] H. Völkle: Die Radioaktivität der Atmosphäre, StrahlenschutzPRAXIS 4/2001, pp. 74-78.

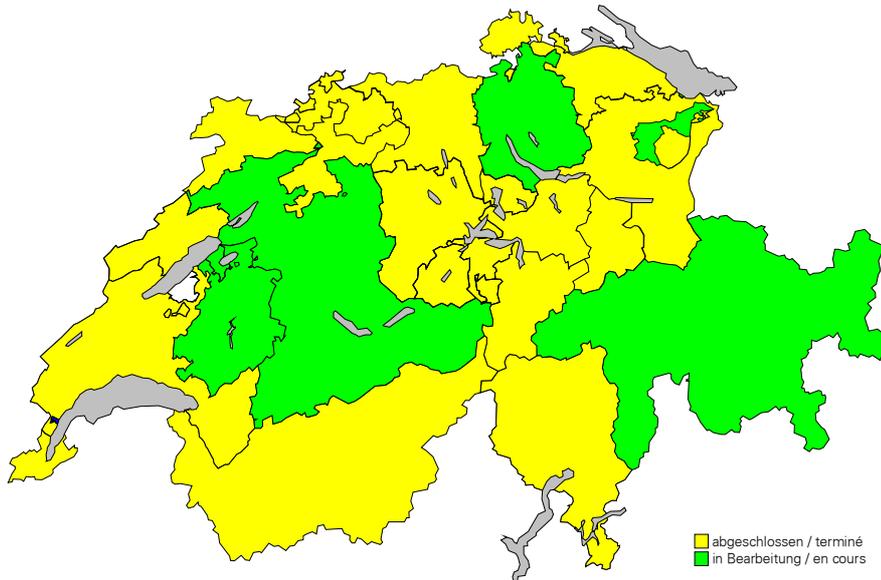
2. Radon

W. Gfeller, P. Imbaumgarten, G. Piller, J. Rodriguez, G.-A. Roserens

Bundesamt für Gesundheit, Abteilung Strahlenschutz, Radon und Abfälle, 3003 BERN

H. Johner

Bundesamt für Gesundheit, Sektion Überwachung der Radioaktivität, 1700 FRIBOURG



Stand der Messkampagnen in den Kantonen per Ende 2001

Zusammenfassung

Die Realisierung des Radonkatasters kommt sehr gut voran und die meisten Kantone werden bis 2004 die Radongebiete bestimmt haben. Im Winter 2000/2001 haben die Kantone etwa 6000 Messungen durchgeführt. Die Kantone Aargau, Appenzell IR, Basel-Landschaft, Basel-Stadt, Genf, Glarus, Jura, Obwalden, Nidwalden, Schaffhausen, Schwyz, Solothurn, St. Gallen, Tessin, Uri, Waadt, Wallis und Zug haben die Radonkarte erstellt oder führen Kontrollmessungen durch.

Bis heute sind rund 1750 Richtwert- und 510 Grenzwertüberschreitungen bekannt, die sich hauptsächlich in den Alpen und Jura-Regionen befinden. Aber auch im Mittelland gibt es vereinzelt hohe Werte. Nach Stockwerkkorrektur und regionaler Bevölkerungsgewichtung ergibt sich für die Schweiz ein gewichtetes arithmetisches Mittel der Radonkonzentrationen in bewohnten Räumen von 75 Bq/m^3 .

Im Berichtsjahr fanden die ersten Radon-Kurse für Berufsschullehrer im Rahmen des Weiterbildungsprogramms des Schweizer Instituts für Berufspädagogik statt. Eine Ausweitung des Kursange-

bots für Baufachleute ist in den nächsten Jahren vorgesehen.

Eine neue Broschüre „Radon – ein Thema beim Liegenschaftshandel“ und eine neue Panelwand für Ausstellungen erweitern das Angebot des BAG zum Thema Radon.

Seit 1995 lädt das BAG die kantonalen Radon-Verantwortlichen jährlich zu einem Informationstag ein. Am diesjährigen sprach J. McLaughlin, University College, Dublin als Gastreferent über „Radon in Ireland“. Auch dieser 7. Radon-Informationstag war wiederum ein Erfolg.

Im Rahmen der Zertifizierung der Abteilung Strahlenschutz nach ISO 9001:2000 wurde ein Prozess Radon in das Qualitätsmanagementsystem aufgenommen. Damit wurden einzelne repetitive Vorgänge (z.B. Vergleichsmessungen, Langzeitüberwachung, Sanierungen) überdacht und beschrieben.

Stand des Wissens über Radon in Schweiz

- Radon ist für 5 bis 10 Prozent der Lungenkrebs-erkrankungen verantwortlich.

- Radon macht rund 40% der Strahlenexposition der Bevölkerung aus.
- Radon dringt vorwiegend vom Bauuntergrund her ins Gebäude.
- Baumaterialien und Wasser verursachen keine hohe Radonkonzentration in der Atemluft.
- Schon ein kleiner Unterdruck verursacht einen Fluss radonhaltiger Bodenluft ins Gebäude.
- Die Radonkonzentration nimmt von Stockwerk zu Stockwerk ab.
- Es gibt bauliche Massnahmen zur Reduktion des Radongehaltes im Gebäude.
- Benachbarte Gebäude können sehr unterschiedliche Konzentrationen aufweisen
- Abdichten der Gebäudehülle führt nicht unbedingt zu einem höheren Radonpegel.
- Nur eine Messung führt zur Kenntnis der Radonkonzentration.
- Die Gasdurchlässigkeit des Bauuntergrundes ist entscheidend für das Radonpotenzial.

Ausblick

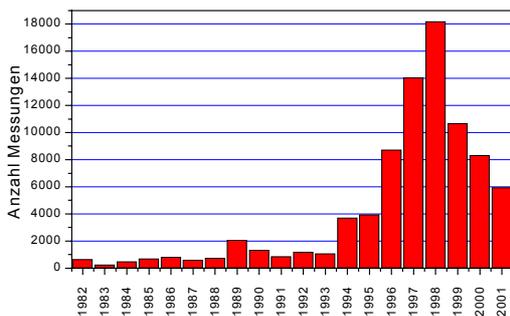
Neben der Erfassung des Radonkatasters erachtet die Fachstelle Radon des BAG die Aus- und Weiterbildung von Baufachleuten als prioritär. Die in der technischen Dokumentation über Radon beschriebenen baulichen Massnahmen müssen nun entsprechend Verbreitung finden. So sollen zusammen mit kantonalen Bauvorschriften hohe Radonkonzentrationen gesenkt oder vermieden werden.

Ein weiterer Handlungsschwerpunkt wird auch die Entwicklung von Sanierungsprogrammen sein, so wie es die Strahlenschutzverordnung verlangt.

2.1 Radon-Messungen

Radonkarte

Die Erstellung der Radonkarte kommt weiter gut voran, so dass schon über die Hälfte der Kantone ihre Aufgabe erfüllt haben. Die Anzahl durchgeführter Kampagnen und somit der Messungen nimmt seit 1998 kontinuierlich ab (Figur 1). In diesem Jahr wurden noch Messungen aus den Jahren in die Datenbank aufgenommen.



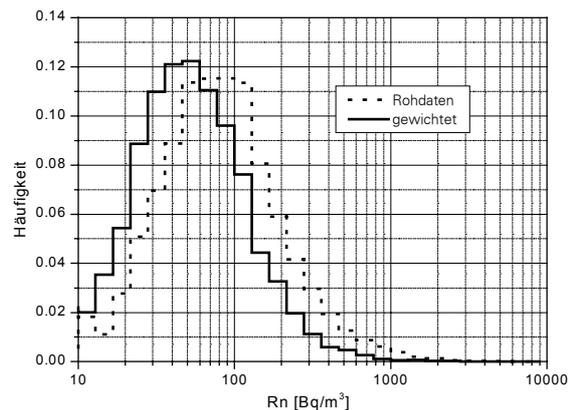
Figur 1: Anzahl Messungen pro Jahr

Die schweizerische Radon-Datenbank enthält nun Daten aus rund 44'500 Häusern. Von den mehr als 84'000 Messwerten stammen rund 50'000 aus Messungen in bewohnten Räumen.

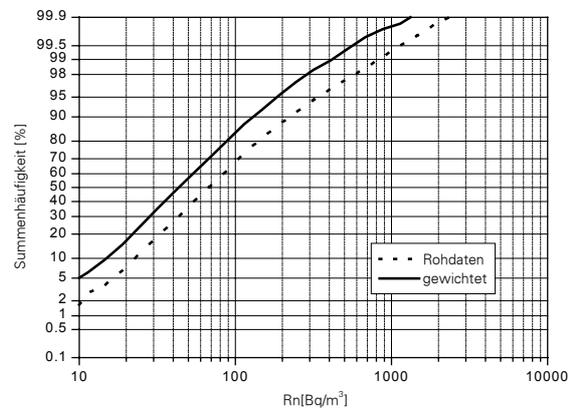
Verteilungen

Die Messungen im Wohnbereich vermitteln bereits ein recht gutes Bild der Radonexposition. Da die Kriterien für die Wahl der Häuser eher auf hohe Konzentrationen zielen, ist die Verteilung der Messwerte aber nicht repräsentativ. Eine repräsentative Verteilung erhält man nach Stockwerkkorrektur und regionaler Bevölkerungsgewichtung (Figur 2). Das gewichtete arithmetische Mittel der Radonkonzentrationen in bewohnten Räumen beträgt 75 Bq/m³.

Aus der repräsentativen Summenhäufigkeitsverteilung (Figur 3) lässt sich abschätzen, dass ca. 1 Prozent der Bevölkerung in Konzentrationen über 400 Bq/m³ leben; etwa 0,2 Prozent in Konzentrationen über 1000 Bq/m³. In einigen tausend Häusern der Schweiz ist der Grenzwert für die Radongaskonzentration überschritten.

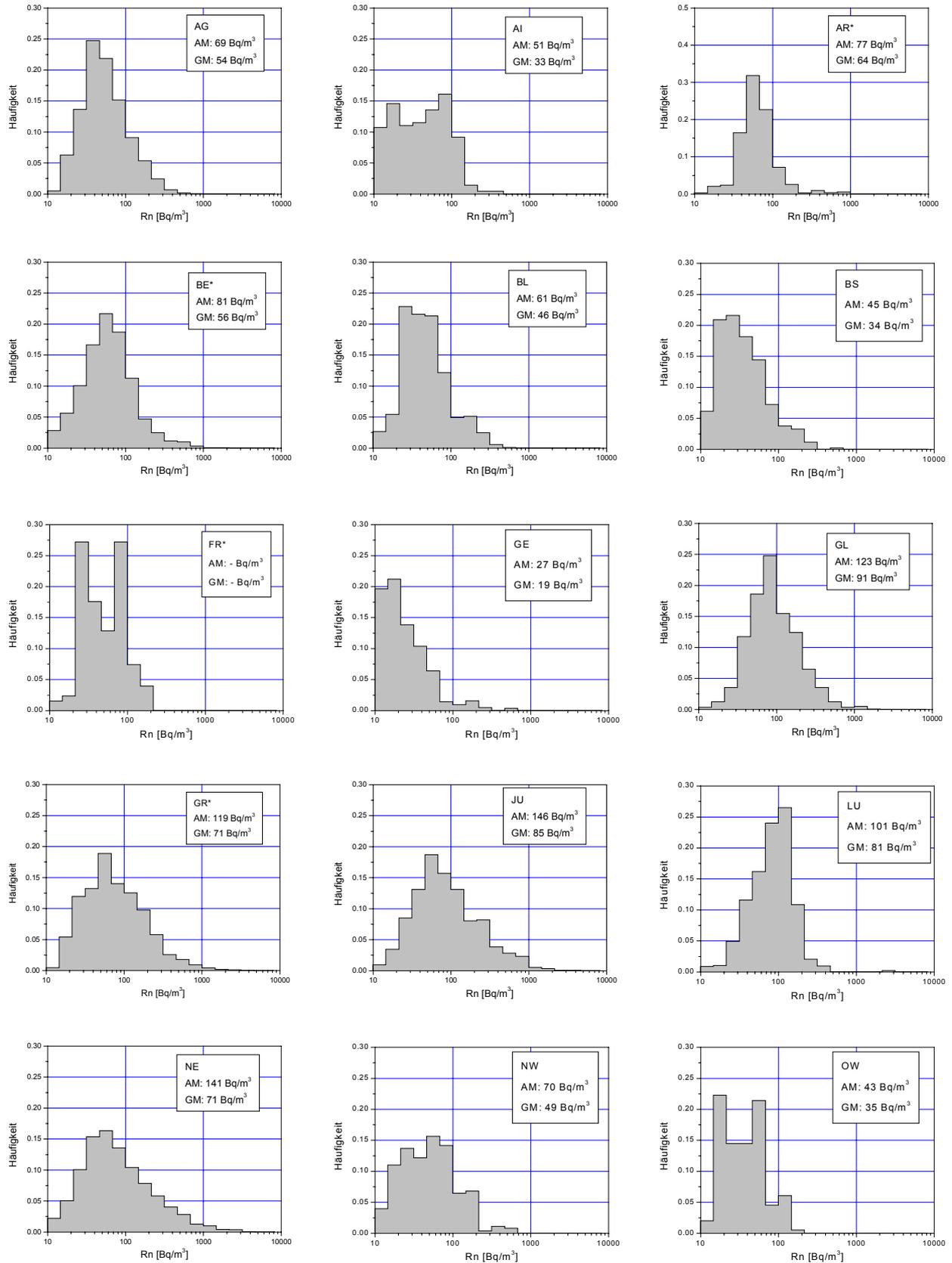


Figur 2: Verteilung der Radonkonzentrationen in bewohnten Räumen



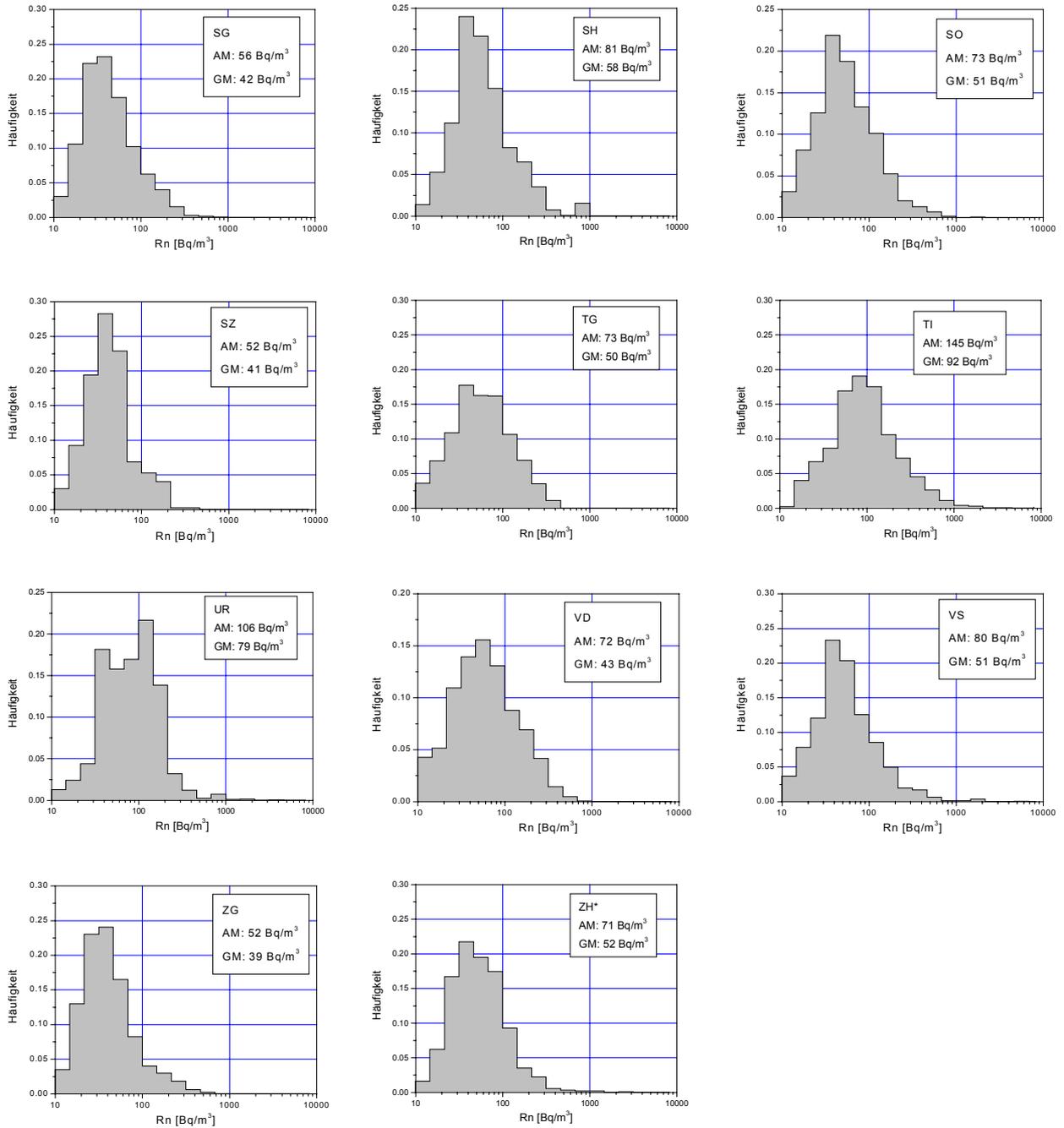
Figur 3: Summenhäufigkeitsverteilung der Radonkonzentrationen in bewohnten Räumen

Die gleichen Berechnungen lassen sich für die einzelnen Kantone machen. Die entsprechenden Verteilungen sind in Figur 4 dargestellt.



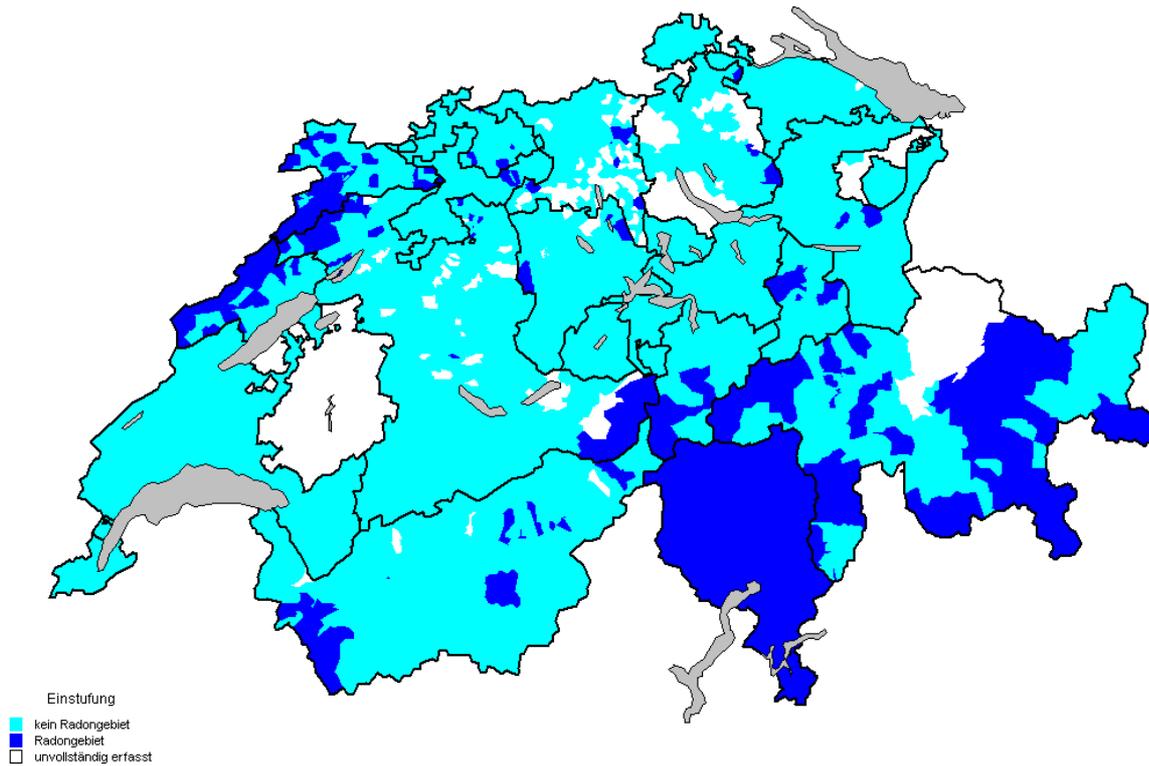
Figur 4: Verteilung der Radonkonzentrationen in bewohnten Räumen nach Kanton; in den mit (*) bezeichneten Kantonen ist die Erfassung noch unvollständig.

AM = arithm. Mittel
 GM = geom. Mittel

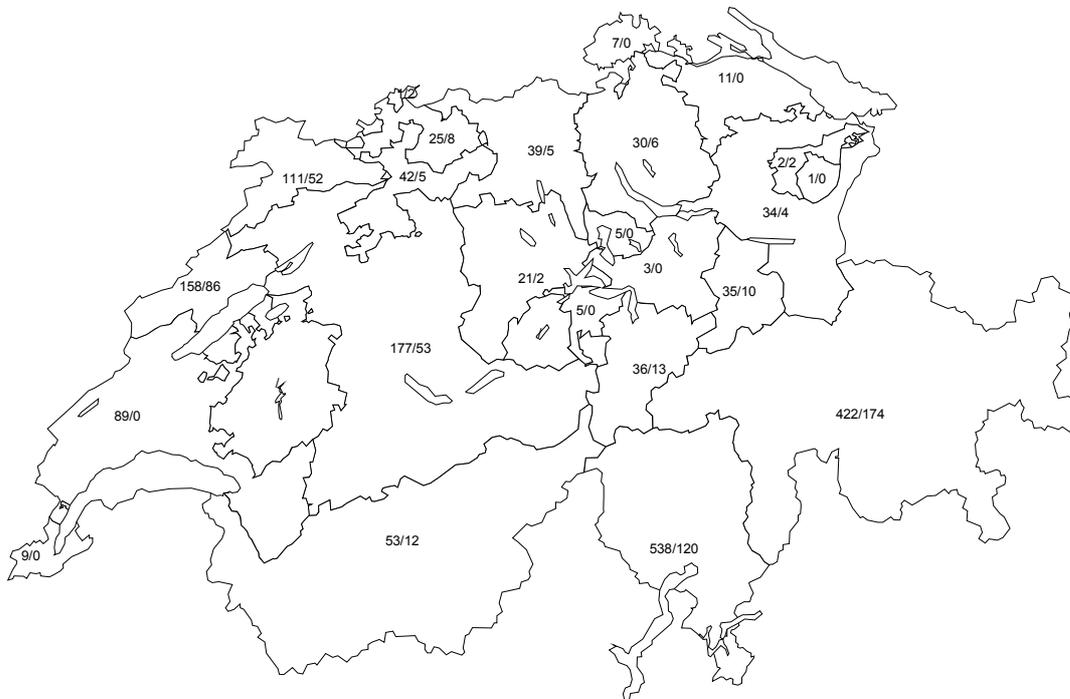


Figur 4: Verteilung der Radonkonzentrationen in bewohnten Räumen nach Kanton; in den mit (*) bezeichneten Kantonen ist die Erfassung noch unvollständig.

AM = arithm. Mittel
GM = geom. Mittel



Figur 5: Radonkarte der Schweiz: Stand November 2001; L+T, Geostat 1990
Definition Radon-Gebiet: Mittelwert im Wohnbereich einer Gemeinde > 200 Bq/m³ oder ein Wert über dem Grenzwert von 1000 Bq/m³



Figur 6: Anzahl der bekannten Richt- und Grenzwertüberschreitungen nach Kanton
(Richtwert = 400 Bq/m³; Grenzwert von 1000 Bq/m³; die sanierten Gebäude sind nicht berücksichtigt)

Radonkarte

Knapp 2'400 der total 2'900 Gemeinden gelten als genügend erfasst. Davon wurden rund 20% als Radongebiet eingestuft. Die Radonkarte (Figur 5) zeigt grössere Gebiete mit erhöhter Radongaskonzentration in den Kantonen Jura, Graubünden, Neuenburg und Tessin. Es wurden aber auch im Mittelland vereinzelt erhöhte Konzentrationen gefunden.

Bis heute sind rund 1750 Richtwert- und 510 Grenzüberschreitungen bekannt. In Figur 6 ist die Anzahl bekannter Richtwert- und Grenzüberschreitungen nach Kanton angegeben.

Geostatistische Kartographie

Die Universität Lausanne und das Institut Dalle Molle d'Intelligence Artificielle Perceptive untersuchen seit zwei Jahren, welche geostatistischen Methoden zur Erstellung von Radonkarten in Frage kommen. Ziel dieser Untersuchung ist, den interessierten Kantonen und Gemeinden detailliertere Ansichten zur Verfügung zu stellen, die z.B. bei nur lokal erhöhten Werten weiter helfen können. Der Vergleich der verschiedenen Methoden lässt folgende Schlüsse zu:

- Einfache Modelle wie „nächster Nachbar“ oder lineare Interpolation geben geringe Genauigkeit.
- Geostatistisches Kriging (Interpolation mit Minimierung der Varianz) sind wesentlich besser, benötigen aber Expertenwissen für die Anwendung.
- Für die praktische Anwendung wird die stochastische Simulation vorgeschlagen. Sie erreicht annähernd die Präzision des Kriging, trägt aber der hohen Variabilität der Radondaten besser Rechnung.
- "Machine-Learn"-Algorithmen, wie neurale Netzwerke, zeigen gute erste Resultate, müssen aber noch tiefer erforscht werden.

Radon in Schulen und Kindergärten

Erste vereinzelte Messungen in öffentlichen Gebäuden im Jahre 1993 haben ergeben, dass der Grenzwert von 1'000 Bq/m³ in zwei Schulhäusern überschritten ist. Diese sind in der Zwischenzeit saniert worden.

Auch im Rahmen der kantonalen Messkampagnen wurden Schulen und Kindergärten mit erhöhten Radon-Konzentrationen gefunden. Das BAG hat daher empfohlen, vermehrt in Kindergärten und Schulhäusern zu messen.

Bis heute wurden über 1'600 Schulen oder Kindergärten ausgemessen. In 123 Fällen wurde

der Richtwert, in 26 Fällen auch der Grenzwert überschritten.

Kanton	Messungen	400 - 1000 Bq/m ³	> 1'000 Bq/m ³
AG	45	2	
AR	41		1
BE	184	13	2
BL	102	1	
GL	68	3	1
GR	260	17	12
JU	75	5	1
NE	124	13	8
NW	4	1	
SG	50	2	1
SH	20	3	
SO	24	2	
TI	186	13	
UR	52	5	
VD	365	41	
VS	30	2	

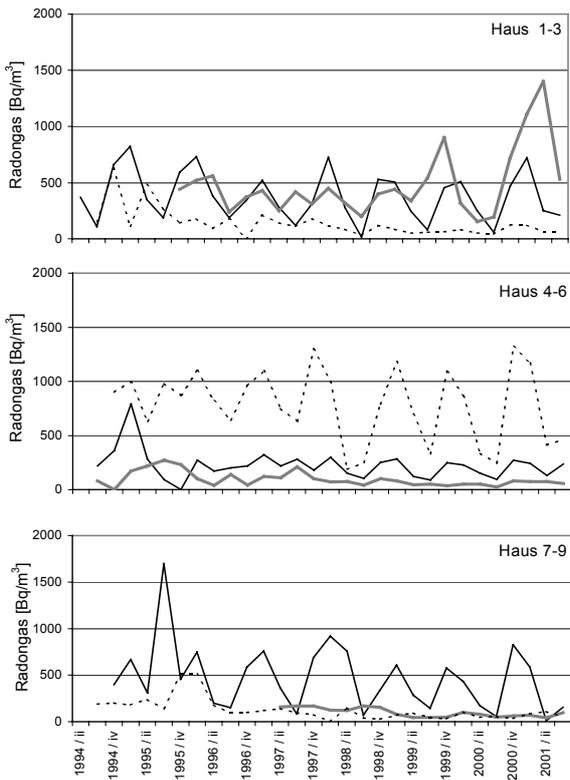
Radon in Neubauten

Im Winter 2000/2001 wurden in Radongebieten 50 Neubauten gemessen. Es wurde keine Überschreitung des Grenzwertes festgestellt. Im Winter 2001/2002 sollen nochmals 120 Neubauten in Radongebieten untersucht werden. Nach diesen Messungen wird überprüft, ob die Empfehlungen betreffend Präventionsmassnahmen für Neubauten anzupassen sind.

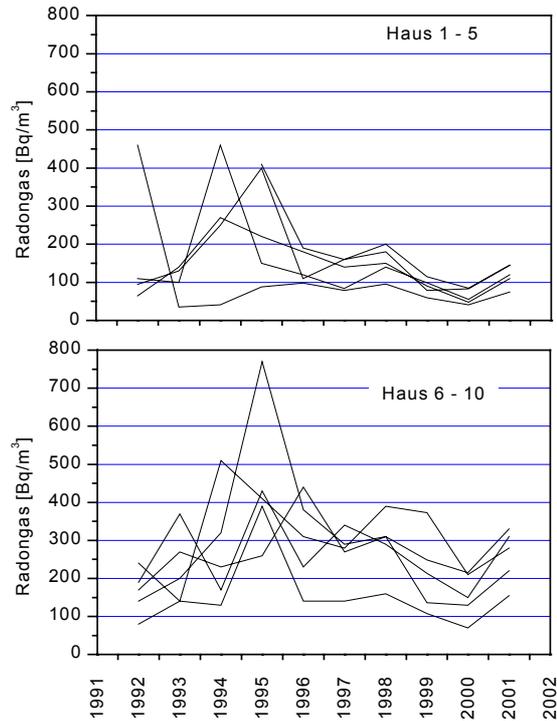
Langzeitüberwachung einzelner Häuser

Seit 1994 wird in einzelnen Häusern das Radon dauernd gemessen, wobei die Dosimeter viermal jährlich ausgetauscht und analysiert werden. Diese Messungen geben Auskunft über die natürlichen Schwankungen der Radonwerte in Wohn- und Kellerräumen. 9 Häuser werden regelmässig überprüft; im Winter jeweils deren 18.

Der Verlauf der Radonkonzentration in verschiedenen Wohnräumen ist aus Figur 7 ersichtlich.

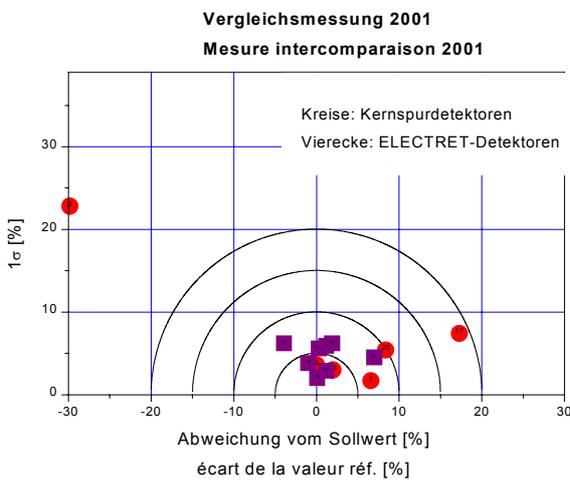


Figur 7: Verlauf der Radonkonzentration in verschiedenen Wohnräumen



Figur 8: Wintermessungen in 10 benachbarten gleich gebauten Häusern (gleicher Baugrund)

Figur 8 zeigt die Winterwerte für 10 benachbarte Häuser.



Figur 9: Resultate der Vergleichsmessung 2001

Besonders zu erwähnen ist, dass die vom BAG eingeschmuggelten „Blindproben“ gut abgeschnitten haben.

Die ausführlichen Resultate sind wiederum als PSI-Bericht¹ erschienen.

Vergleichsmessung

Die jährlichen Vergleichsmessungen am Paul Scherrer Institut (PSI) dienen der Qualitätssicherung für Radon-Dosimeter. Die anerkannten Messstellen müssen sicherstellen, dass die von ihnen angebotenen Dosimeter-Typen am PSI geprüft werden.

Dosimeter und kontinuierliche Messgeräte wurden während 9 Tagen einer hohen Radon-Konzentration von rund 6'100 Bq/m³ ausgesetzt. Demgegenüber war die Konzentration der Radon-Folgeprodukte tief.

Figur 9 zeigt Mittelwert und Streuung der verschiedenen Dosimeter-Typen. Das BAG verlangt, dass das Resultat innerhalb des 20%-Halbkreises zu liegen kommt.

Nachdem im letzten Jahr alle Dosimeter-Typen diese Anforderungen erfüllten, lag jetzt einer klar ausserhalb der Toleranz. Die entsprechende Messstelle hat innerhalb der vom BAG gesetzten Frist Erklärungen für das schlechte Abschneiden geliefert: Aufgrund der sehr tiefen Folgeprodukt-Konzentration war dies für ein "offenes" Dosimeter auch erwartet. Ein zweiter Dosimetertyp wies infolge eines einzelnen Ausreissers eine Streuung von beinahe 20% auf.

Bestrahlung von Dosimetern

Nach dem Versand von Milzbrandbakterien in den USA ging das Gerücht herum, dass dort Postsendungen mit 45 kGy bestrahlt werden könnten, um allfällige Bakterien in Briefen oder Paketen abzutöten.

Da in der Schweiz auch Dosimeter amerikanischer Herkunft vertrieben werden, hat das BAG sofort entsprechende Untersuchungen eingeleitet. Es liess Dosimeter mit 25 bzw. 50 kGy bestrahlen (Co-60, γ -Strahlung). Einige wurden zudem einer Radonexposition von 980 kBq/m³ ausgesetzt, was etwa einer Konzentration von 460 Bq/m³ während 3 Monaten entspricht. Die Dosimeter wurden ohne jeglichen Vermerk dem schwedischen Hersteller zur Auswertung zugesendet. Innert kürzester Zeit kam die Rückfrage, ob bzw. was mit diesen Detektoren geschehen sein könnte. Die mit 25 kGy bestrahlten Dosimeter waren etwas "milchig", die mit 50 kGy bestrahlten gar undurchsichtig.

Auch die amerikanischen Hersteller haben Untersuchungen eingeleitet und festgestellt, dass die mit 45 kGy bestrahlten Dosimeter nicht auswertbar sind, da sich die Farbe des Films ändert. Diese Hersteller haben dafür gesorgt, dass die Dosimeter auf "bestrahlungssicherem" Wege in die Schweiz gelangen.

Die Befürchtungen, dass bestrahlte Dosimeter eine hohe Radonkonzentration vortäuschen könnten, hat sich nicht bestätigt. Im schlimmsten Fall wären die entsprechenden Dosimeter nicht auswertbar.

2.2 Bau

Sanierungen

Rn aus Stromverteiler

Das Radon-Handbuch des BAG ist bisher sehr gut angekommen und findet rasch Verbreitung. In zahlreichen Radon-Sanierungen fand es bisher Anwendung. Neben den technischen Massnahmen ist besonders dem Auffinden von Radonquellen genügend Beachtung zu schenken, bevor kostspielige Massnahmen eingeleitet werden.

Ein Beispiel hierzu ist ein typisches Tessiner-Haus aus dem Jahre 1800, das 1996 renoviert wurde. Radon-Messungen in verschiedenen Räumen von Erdgeschoss bis 2. Stock ergaben Werte zwischen 300 und 3'000 Bq/m³. Bei der Suche nach Eintrittsstellen wurden im Elektro-Verteilkasten 61'000 Bq/m³ festgestellt. So konnte die

Radon-Konzentration mit minimalem Aufwand drastisch reduziert werden.

Sanierung der Luftheizung

Die Radonkonzentrationen in einem Bündner Einfamilienhaus lagen im Obergeschoss gleich hoch wie im Keller (rund 1500 Bq/m³). Bei der Begehung des Hauses stellte sich heraus, dass die Raumwärme über Luftkanäle zu den einzelnen Räumen geführt wird. Der zugehörige Wärmeerzeuger, ein Öl-Schalenbrenner, steht im Keller des Hauses, dessen Boden und Wände teilweise aus felsigem Material bestehen. Dabei wird die Kellerluft sowohl für die Verbrennung als auch für die Zuluft in das Warmluftverteilnetz genutzt. Letzteres führte zu einer gleichmässigen Verteilung des Radons im ganzen Hause.

Zusammen mit dem Heizungsfachmann wurde daraufhin eine kostengünstige Sanierung der unbefriedigenden Luftführung gesucht: Es wurde ein Zuluftkanal durch die massive Aussenwand geführt und mit Hilfe eines Ventilators frische Aussenluft angesaugt. Dadurch wird vermieden, dass radonhaltige Kellerluft in die Wohnräume gelangt. Die Resultate stehen zwar noch aus, doch ist zu erwarten, dass die Radon-Konzentrationen in den Wohnräumen nun deutlich unter dem Richtwert von 400 Bq/m³ sind.

Ein positiver Nebeneffekt der Heizungssanierung lässt sich bereits heute feststellen: Der Öl-Schalenbrenner weist ein deutlich verbessertes, windunabhängiges Brennverhalten auf.

Sanierung eines Laborneubaus

Nach der Inbetriebnahme eines Laborneubaus im schweizerischen Mittelland wurden in einzelnen Untergeschossräumen Probleme mit der Raumluftqualität festgestellt: Trotz aufwendiger mechanischer Zuluftbehandlung war der Methangehalt (CH₄) erhöht. Der Verdacht, dass dieses Methan aus dem angrenzenden Erdreich eindringen könnte, wurde durch Messungen des BAG bestätigt. Neben dem Methan wurden auch erhöhte CO- und Radon-Werte gemessen. In einem Laborraum lagen die Spitzenwerte über 10'000 Bq/m³.

Als Sofortmassnahme wurde die Aufenthaltsdauer für das Personal in den betroffenen Labors eingeschränkt. Umfassende Radon-Messungen wurden im ganzen Gebäudekomplex vorgenommen. Bei der Analyse der Fundamentkonstruktion zeigte sich, dass die Laborböden aus schwingungstechnischen Gründen auf einem einzelnen Fundamentblock ruhten. Dieser auf dem Erdreich stehende Block war durch Fugen von den umgebenden Wänden getrennt. Wegen fehlender Dichtung konnte die Bodenluft und

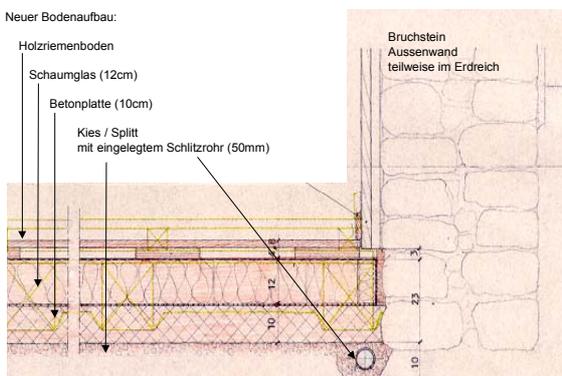
damit auch Radon leicht in die Laborräume eindringen.

Zur Sanierung der radonbelasteten Laborräume wurden Schläuche in die Fugen zwischen Fundamentblock und Aussenwand gelegt und an die bestehenden Fortluftapparate angeschlossen. Damit werden die Bodengase inklusive Radon direkt ins Freie gefördert. Zusammen mit einer raumseitigen Abdichtung der Bodenfugen wird ein Absaugen aufbereiteter Laborluft verhindert. Bereits drei Monate nach der ersten Radonmessung sind die kritischen Laborräume saniert; sie weisen heute Radon-Konzentrationen unter 70 Bq/m^3 auf.

Kombinierter Radon-, Wärme-, und Feuchteschutz

Bei einer Radon-Messkampagne im Kanton Graubünden wurde auch ein gemeindeeigenes Wohnhaus erfasst. Die dabei gemessenen Radonkonzentrationen lagen im unbeheizten Keller über $1'100 \text{ Bq/m}^3$, in den darüber liegenden Wohnräumen aber unter dem Richtwert von 400 Bq/m^3 .

Bei einer späteren Umnutzung eines Keller- raumes zu einem beheizten Kinderzimmer stieg der Radon-Gehalt über den Grenzwert von $1'000 \text{ Bq/m}^3$. Auch der fehlende Wärmeschutz und Feuchtigkeitsprobleme im Bodenbereich wurden beanstandet. Zusammen mit einem Gemeindevertreter und einem ortsansässigen Architekten wurde ein Sanierungsprojekt erarbeitet, das einen kombinierten Wärme-, Feuchte- und Radonschutz vorsieht. Da die Radonabdichtung im Bereich der Naturstein-Aussenwand nicht gewährleistet ist, wurde entlang der Aussenwand ein zusätzliches Entlüftungsrohr eingelegt:

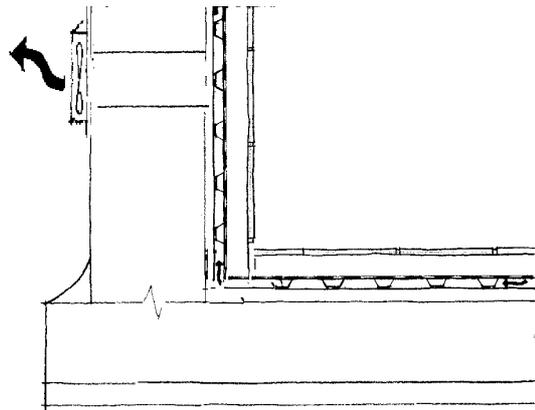


Die arbeitsaufwändige Konstruktion insbesondere der Wandanschlüsse lässt sich diesem Schnittplan entnehmen. Es wird sich zeigen, ob diese Konstruktion einen dauerhaften Schutz vor erhöhten Radon-Konzentrationen gibt.

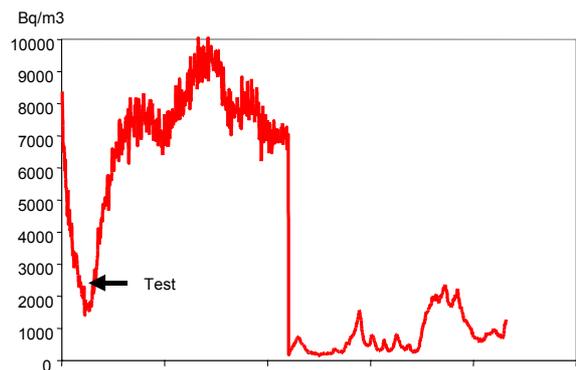
Ehemaliges Setzatelier

Nicht alle Sanierungen sind einfach und erfolgreich. Ein Beispiel ist ein ehemaliges Radium-Setzatelier, in dem neben Radonkonzentrationen bis zu $100'000 \text{ Bq/m}^3$ auch Radium-Kontaminationen vorhanden sind. Die gefundenen Radium-Kontaminationen können aber die extrem hohen Radon-Gehalte nicht erklären, sodass die Radon-Sanierung unabhängig davon eingeleitet wurde.

Über einer Noppenfolie wurde ein schwimmender Boden verlegt. Auch die Wände wurden entsprechend überzogen. Radonhaltige Luft aus dem erzeugten Zwischenraum wird mit einem 15 W Ventilator abgesaugt.



Der Sanierungserfolg (siehe unten) scheint auf den ersten Blick beeindruckend. Doch ergaben Nachmessungen, dass diese Sanierungsmassnahme nicht dauerhaft und überall Erfolg zeigt. Eine weitere Sanierungsphase und eine detailliertere Quellensuche hat hier zu erfolgen.



Radon-DACH

Radon-DACH ist ein informelle Plattform mit anfänglich Vertretern aus Deutschland (D), Österreich (A), Schweiz (CH); der italienischen Provinz Bozen, Belgien, Luxemburg und der Tschechi.

Die Untergruppe für Sanierung und Ausbildung hat ein zweites Treffen in Umhausen (Österreich) organisiert. Diese Region ist für z.T. extrem hohe

Konzentrationen (bis zu 270'000 Bq/m³) bekannt. Dieser grenzüberschreitende Erfahrungsaustausch ist sehr fördernd und ist unbedingt fortzusetzen.

Ausbildung

Das im vorigen Jahr ausgearbeitete Ausbildungskonzept konnte im März 2001 anlässlich des jährlichen Informationstages den kantonalen Radon-Verantwortlichen vorgestellt werden. Die erste Stufe dieses Konzeptes wurde auch umgesetzt und in der Praxis erprobt. Basiskurse für Berufsschullehrer (Baufachberufe) wurden vom Schweizerischen Institut für Berufspädagogik (www.sibp.ch) angeboten.

Den Teilnehmern dieser ganztägigen Kurse wurde neben der Technischen Dokumentation Radon auch eine CD abgegeben, die über 50 Präsentationsfolien und das zugehörige Referentenhandbuch enthält. Diese Referentenunterlagen enthalten Informationen und Hintergründe zu Lehrstoff, Lernzielen, Kernaussagen sowie Ideen für geeignetes Anschauungsmaterial.

Für Architekten, Ingenieure, Vertreter von Baukommissionen, etc. wurde in Chur zusammen mit dem Chemischen Labor des Kantons Graubünden ein Radonfachkurs durchgeführt.



Radonkurs
Modul 1, Folie 5-1

Radon gefährdet die Gesundheit



Richtwert: 400 Bq/m³
Grenzwert: 1000 Bq/m³

Radontote gibt es seit Jahrhunderten Radon kann Lungenkrebs verursachen Strahlenschutzverordnung 1994

51

Radon ist ein altes und weltweit auftretendes Problem.

Kernaussage

Kenntnisse über die Zusammenhänge, über die Bedeutung und gesetzliche Regelungen sind relativ jung.

Lernziel

- Radon ist eine ernst zu nehmende Gesundheitsgefahr.
- Gesetzeswerte sind in Kraft.

Inhalt

Erkrankungen wegen Radon gibt es seit Jahrhunderten. Kenntnis über die Zusammenhänge, über die Bedeutung und gesetzliche Regelungen sind aber relativ neu.

Geschichte des Radons

- Radonverursachte Erkrankungen sind im Bergbau, wegen der erhöhten Radongas-Exposition, ein Jahrhunderte altes Phänomen.
- 1527–1533 beschreibt Georgius Agricola die «Schneeberger Krankheit».
- 1879: Die «Schneeberger Krankheit» wird als Lungenkrebs diagnostiziert.
- 1900: Entdeckung des Elementes Radon.
- In den Fünfzigerjahren des 20. Jahrhunderts werden Radon und seine Tochterprodukte als Ursache für die Schneeberger Krankheit erkannt.
- In den Achtzigerjahren fanden erste Radonmessungen in Schweizer Wohnhäusern statt.

Die eidgenössische Strahlenschutzverordnung legt im Sinne der Gesundheitsvorsorge verbindliche Grenz- und Richtwerte fest. Diese Gesetzeswerte sind seit 1994 in Kraft.

Hochrechnungen lassen darauf schliessen, dass in der Schweiz in einigen Tausend Wohnhäusern der Grenzwert überschritten wird.

To do

Gesetzesauszug zirkulieren lassen.

Weitere Unterlagen

Folie
Aussagen der Weltgesundheitsorganisation WHO.1 (R)

Baugrunduntersuchungen

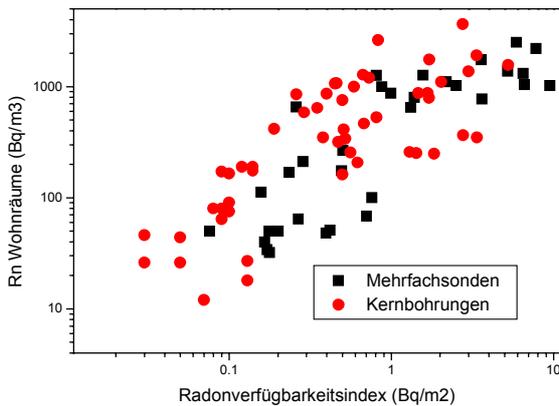
Nach den positiven Erfahrungen mit den ersten Mehrfachsonden-Messungen wurde die Methode im Berichtsjahr bei 30 Häusern angewendet. Aus einer ersten Bohrung wurde mit einem Staubsauger Bodenluft abgesaugt und die Luftmenge sowie die Radonkonzentration gemessen. Anschliessend wurde in weiteren Bohrungen der Druckverlauf im Boden gemessen. Die Druckausbreitung wurde über 2 m und bis 12 m Distanz von der ersten Bohrung gemessen.

Die Daten wurden mit dem hydrogeologischen Modell von Hantush² ausgewertet. Dieses beschreibt den Bodengasfluss (Wasserfluss) als vertikale Einsickerung durch eine schwach durchlässige Deckschicht und als horizontalen Transport durch einen darunterliegenden, durchlässigeren Leiter. Es erlaubt die Bestimmung der Permeabilitäten des Leiters und der Deckschicht.

Figur 11 vergleicht die Resultate der Kernbohrungen mit denen der Mehrfachsondenmethode. Der Radonverfügbarkeitsindex (RVI) lässt sich aus der

² Hantush, M.S. & Jacob, C.E. Plane potential flow of ground water with linear leakage.-Trans. Am. Geoph. Union 35: S. 917-936, Richmond Va. (1954)

Radon-Konzentration im Boden (C_{Rn}) und der Permeabilität des Leiters (k) berechnen:
 $RVI = C_{Rn} * \sqrt{k}$



Figur 11: Radon in den Wohnräumen gegenüber Radonverfügbarkeitsindex im Boden

Nicht dargestellt sind die Werte von Bohrungen, die in den Fels reichen. Diese sind hier nicht relevant, da für Gebäude auf oder im Fels in jedem Fall Vorsorgemassnahmen nötig wären und Radonbrunnen wirkungslos sind.

Für beide Methoden ist eine Korrelation zwischen den Radon-Konzentrationen im Wohnraum und der Radonverfügbarkeit im Boden um das Haus zu erkennen. Beide Methoden führen zu ähnlichen Resultaten und erlauben eine Klassifizierung der Böden. Ab einem Radonverfügbarkeitsindex von 0.2 Bq/m^2 kann der Richtwert von 400 Bq/m^3 im Hausinnern überschritten sein.

Die Mehrfachsonden-Messungen können von einer Einzelperson mit deutlich kleinerem materiellen Aufwand und in kürzerer Zeit durchgeführt werden als die Messungen mit Kernbohrung. Die benötigte Zeit liegt, je nach Bodenverhältnissen, zwischen ein und zwei Stunden. Mit Mehrfachsonden-Messungen kann die Reichweite des Druckfeldes und die Absaugmenge für einen effizienten Radonbrunnen ermittelt werden.

2.3 Öffentlichkeitsarbeit

Kommunikationskonzept

Das im Jahr 2000 erarbeitete Kommunikationskonzept sieht folgende Schwerpunkte vor:

- Keine Hysterie erzeugen
- Nicht banalisieren
- Auf Radongebiete und nicht ausgemessene Gebiete fokussieren
- Direktansprache und Medienarbeit intensivieren
- "Push and Pull" - Prinzip anwenden

Aus dem resultierenden Massnahmenkatalog wurde in diesem Jahr die neue Broschüre für den Liegenschaftsmarkt sowie eine leicht transportierbare Ausstellungswand erarbeitet.

Das Konzept sieht Massnahmen bis 2005 vor.

Ausstellungen

Das Thema Radon wurde im Rahmen der Ausstellung "Gesünder Wohnen" im Mythen Center Schwyz mit finanzieller Unterstützung des BAG gezeigt. Nach Angaben der Organisatoren war das Gefahrenpotenzial von Radon den wenigsten bekannt. Die vorhandenen Informationsmöglichkeiten wurden entsprechend geschätzt und genutzt.



An der GEHLA in Chur (24.8. - 2.9.2001) wurde Radon in Zusammenarbeit mit dem Chemischen Labor des Kantons Graubünden in einer Sonderschau thematisiert. Dabei wurde die neue Ausstellung und die verschiedenen Sanierungsmodelle gezeigt. Das Thema fand beim Publikum trotz hochsommerlichen Temperaturen (über 30°C im Zelt!) regen Anklang. An der Fachtagung "Radon in Gebäuden: Bauliche Schutzmassnahmen" für Baufachleute nahmen etwa 40 Personen teil.

Neue Produkte

In Anlehnung an das Kommunikationskonzept gab das BAG zwei neue Produkte heraus.

Ausstellungswand

Die bisherige Ausstellungswand wurde durch eine Paneelenwand ersetzt. Diese lässt sich leichter transportieren und kann auch mit weiteren Themen erweitert werden. Verschiedene Informationen zu Radon sind bewusst plakativ zusammengestellt und pro Paneele wird ein Thema behandelt. Die Ausstellungswand kann an Interessierte ausgeliehen werden.



Nouvelle brochure

Le marché immobilier est l'un des moteurs notre économie. Régulièrement ces biens changent de propriétaires ou de locataires. Lors de la construction, de la transformation ou de la vente d'un bâtiment le thème du radon doit être présent. Évidemment les zones à concentrations accrues en radon sont les premières concernées. L'information donnée au bon moment permet d'économiser des sommes importantes. Le prix des mesures préventives lors de la construction ou d'une transformation est de l'ordre de quelques milliers de francs. Celui-ci n'est pas comparable aux coûts d'un assainissement qui peut atteindre plusieurs dizaines de milliers de francs.

Les autorités compétentes, les concepteurs, les vendeurs et les acheteurs doivent absolument se préoccuper du radon. Afin d'attirer l'attention sur ce problème une brochure spécifique a été réalisée. Sa diffusion sera réalisée au printemps 2002.

En résumé: Nous ne devons plus construire de nouvelles maisons à concentrations élevées en radon, nous ne devons plus transformer ou changer l'utilisation d'un bâtiment avant d'avoir contrôlé la concentration de radon. Une maison saine se vend plus aisément et à un meilleur prix. Nous espérons que cette brochure nous aidera à atteindre cet objectif.



2.4 Informationsmaterial

Zu beziehen bei: BBL-EMDZ, 3003 Bern Oder unter www.admin.ch/edms

	<p>Radon - Informationen zu einem strahlenden Thema Radon – Informations sur un thème "rayonnant" Radon - Informazioni relative ad un argomento radiante (Edition 1999)</p>	<p>311.341d 311.341f 311.341d</p>
	<p>Kurzporträt der Entstehung und Ausbreitung des Radongases. Angaben zu Richt- und Grenzwerten, zur Radonbelastung und deren gesundheitliche Auswirkung. Photo-CD Radon; als Mac- und Windows-Version (Edition 1996)</p> <p>Photos von Sanierungsmassnahmen zur Radonminderung in Gebäuden. Darstellungen zur Analyse und messtechnischen Erfassung von Radon.</p>	<p>311.343</p>
	<p>CD ROM Radon als Mac- und Windows-Version (Edition 1996)</p> <p>Audiovisuelle, interaktive Darstellung der Radonproblematik. Radon als radioaktives Element und dessen Ausbreitung im Boden und in Gebäuden. Gesundheitsrisiken. Gesetzliche Grundlagen und bauliche Massnahmen.</p>	<p>311.345 d,f oder i</p>
	<p>Radon: technische Dokumentation Radon: Guide technique Radon: Guida tecnica Ringordner (Edition 2000)</p> <p>Für Baufachleute, Gemeinden und Hauseigentümer. Auch als Schulungsunterlage vorgesehen. Mit zahlreichen Anleitungen und Beispielen zum Radonschutz bei Neubauten und Sanierungen</p>	<p>311.346 d 311.346 f 311.346 i</p>
	<p>Radon: Ein Thema beim Liegenschaftshandel Radon: Un sujet important dans le domaine de l'immobilier Radon: Un tema importante nel commercio immobiliare Broschüre (Edition 2001)</p> <p>Für Liegenschaftskäufer oder -verkäufer. Beinhaltet das Wichtigste was mit dem Verkauf und dem Kauf einer Liegenschaft in Bezug auf Radon zu tun hat.</p>	<p>311.347 d 311.347 f 311.347 i</p>

9. Industrien und Spitäler

9.1. Emissionen der Betriebe

R. Grunder und Th. Lauffenburger

Suva

Abteilung Arbeitssicherheit, Bereich Physik
Postfach 4358, 6002 LUZERN

Die Suva betreut als Aufsichtsbehörde folgende Betriebe, die mit offenen radioaktiven Stoffen arbeiten:

Instrumenten aufgetragen. Die drei Setzateliers in La Chaux-de-Fonds haben 2001 **19.6 TBq** Tritiumleuchtfarbe eingekauft bzw. verarbeitet.

Produktionsbetriebe (Total 4 Betriebe)

Forschungsbetriebe (Total 55 Betriebe)

Radioaktive Stoffe werden benötigt für die Produktion von:

Es sind dies Unternehmungen der chemischen Industrie, die unter anderem Stoffwechseluntersuchungen mit radioaktiv markierten Stoffen durchführen.

Leuchtfarbe (^3H , ^{14}C , ^{147}Pm)
Tritiumgaslichtquellen (^3H)
Ionisationsrauchmelder (^{241}Am)
Überspannungsableiter (^3H , ^{147}Pm)

Medizinisch analytische Laboratorien (Total 38 Betriebe)

Leuchtfarbenbetriebe (Total 11 Betriebe)

Für Hormonbestimmungen werden sogenannte Radioimmunoassay Kits (Ria-Kits) mit ^{125}I und gelegentlich mit ^{57}Co Markierungen eingesetzt.

Die Tritiumleuchtfarbe wird manuell oder maschinell auf Zeigern und Zifferblättern von Uhren oder

Einkauf radioaktiver Stoffe 1991 - 2001

	Isotope	2001	2000	1999	1998	1997	1996	1995	1994	1993	1992	1991	Einheit
Produktionsbetriebe	^3H	11.4	7.3	8.9	8.1	6.5	20.1	4.4	11.5	6.8	17.0	13.0	PBq
	^{14}C	0.3	0.2	0.1	0.3	0.1	0.4	0.3	0.2	1.5	3.9	0.7	TBq
	^{147}Pm	19.0	26.1	21.3	25.1		114.9	44.3	27.4	57.9	0.1	42.0	TBq
	^{241}Am	13.0	3.3	15.2	12.0	31.3	17.6	18.2	29.1	53.6	22.0	29.0	GBq
Leuchtfarbenbetriebe		155.0	253.8	361.8	628.0	812.0	903.2	934.0	760.0	800.0	1300.0	970.0	TBq
Forschungsbetriebe	^3H	18.1	9.7	4.9	11.7	6.8	14.2	2.8	8.3	1.3	6.1	10.4	TBq
	^{14}C	422.7	566.5	438.1	819.9	381.7	288.9	557.1	309.0	576.6	590.0	330.0	GBq
	^{32}P	30.2	45.3	36.3	56.2	76.9	84.3	72.8	93.0	85.2	110.0	110.0	GBq
	^{35}S	23.6	25.2	36.2	42.8	58.3	69.3	63.0	76.4	72.0	62.0	60.0	GBq
	^{45}Ca	0.3	1.2	1.5	1.5	1.9	0.9	0.6	1.1	1.7	1.8	1.5	GBq
	^{51}Cr	3.4	7.1	18.6	18.7	18.4	19.8	30.0	32.6	40.5	32.0	36.0	GBq
	^{125}I	3.4	22.2	32.9	41.7	53.6	50.5	55.1	44.4	55.0	170.0	176.0	GBq
Analytische Laboratorien	^3H	19.7	0.0	3.0	5.3	3.9	4.2	5.2	71.3	17.4	38.0		MBq
	^{125}I	1.1	1.4	1.5	1.6	2.2	2.2	2.6	3.4	3.7	4.5	5.0	GBq
	^{57}Co	3.7	16.1	17.2	20.4	30.4	33.0	63.5	98.1	110.0	140.0	150.0	MBq
	^{14}C	1498.0	2010.0	861.0	1246.0	443.8	104.0						MBq

Im Berichtsjahr 2001 haben alle Betriebe, auch die in der Tabelle 1 aufgeführten Produktionsbetriebe, die Abgabelimiten eingehalten.

Bemerkungen zu den Tabellen und Figuren:

Die Tritium-Messungen der Suva in der Umgebung der Firma RC Tritec AG, Teufen/AR und die Abga-

ben aller drei Tritium-Betriebe sind in Figur 1 graphisch dargestellt. Die Emissionsmessungen werden durch den Betrieb durchgeführt und durch Kontrollmessungen der Suva überprüft. Die Messungen in der Umgebung werden von der Suva gemacht.

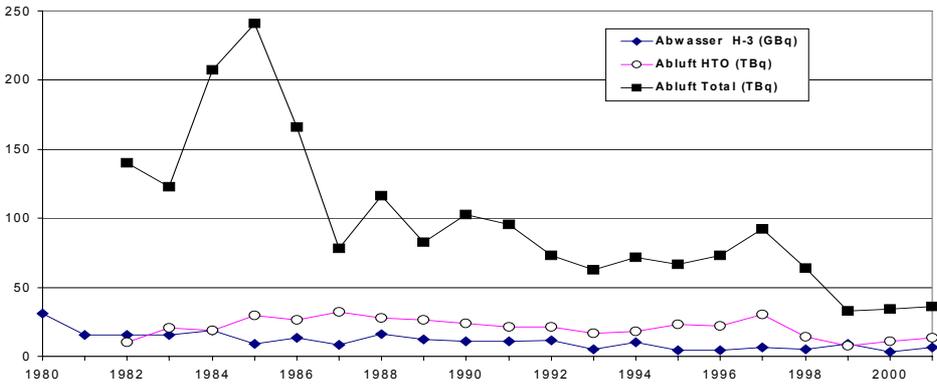


Fig. 1: mb-microtec ag, Jahreswerte

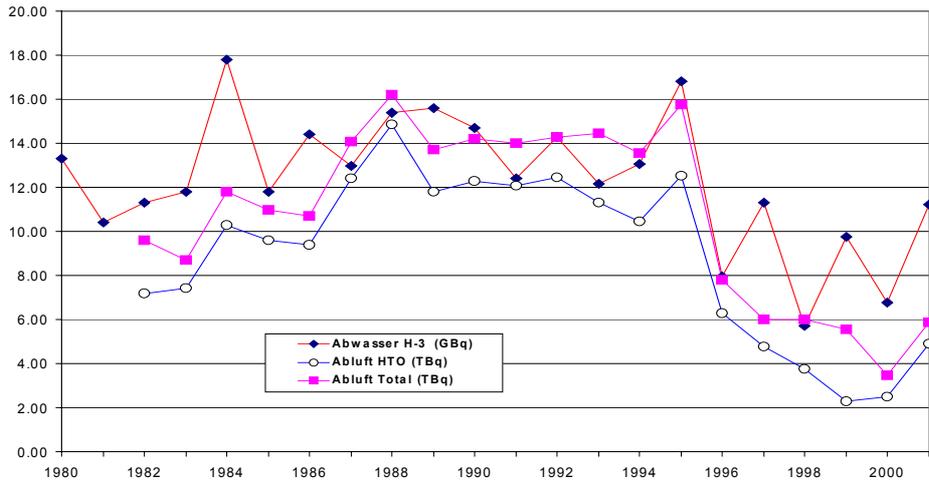


Fig. 2: RC-Tritec. AG, Jahreswerte

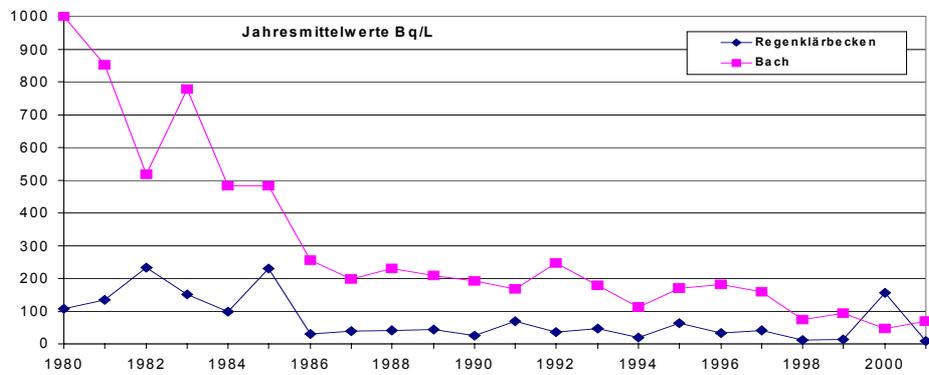


Fig. 3: RC-Tritec. AG, Umgebung

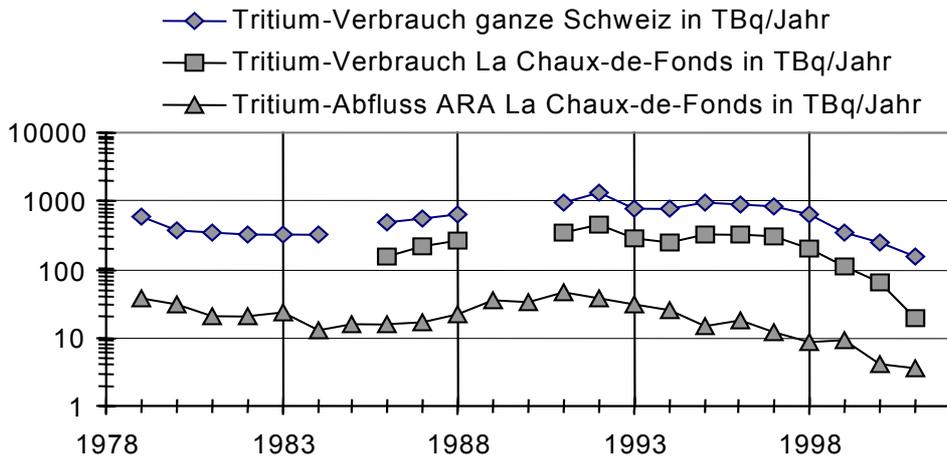


Fig. 4: Tritium-Verbrauch in der Schweiz und in der Region La Chaux-de-Fonds und Tritium-Abfluss über die Kläranlage von La Chaux-de-Fonds

8.5. Evaluation de la situation radiologique aux environs de l'ancienne centrale nucléaire expérimentale de Lucens

P. Froidevaux, J.-J. Geering, T. Schmittler, F. Barraud, J.-F. Valley

Institut de radiophysique appliquée
Grand Pré 1, 1007 LAUSANNE

Résumé

En 2001, une étude approfondie de la situation radiologique aux environs de l'ancienne centrale nucléaire expérimentale de Lucens a été entreprise. En plus du programme habituel de mesure de ^3H , des émetteurs γ et du ^{90}Sr dans l'eau du bassin de contrôle, des prélèvements de sol et d'eau ont été réalisés pour la mesure du ^{90}Sr , du plutonium et de l'américium. Les résultats montrent que les radioéléments présents dans le sol proviennent des retombées des essais d'armes atomiques réalisées dans l'atmosphère durant les années soixante. La contribution de l'accident de la centrale nucléaire de Chernobyl à l'activité en ^{137}Cs du sol de Lucens a été estimée à environ 70%, bien que l'activité du sol soit parmi les plus faibles de Suisse. L'activité en $^{238}\text{Pu}/^{239/240}\text{Pu}$ est située entre 0.13 et 0.19 Bq/kg, soit des valeurs typiques de la déposition atmosphérique sur le plateau suisse. Le rapport moyen $^{238}\text{Pu}/^{239/240}\text{Pu}$ est de 0.034 ± 0.005 (moyenne suisse 2001 : 0.032 ± 0.006 , et le rapport moyen $^{241}\text{Am}/^{239/240}\text{Pu}$ est de 0.42 ± 0.02 (moyenne suisse 2001 : 0.44 ± 0.06).

Aucun radioélément attribuable à l'accident de la centrale n'a été mis en évidence, mis à part une activité en ^3H de l'eau du bassin de contrôle (15 Bq/l), très légèrement supérieure à l'activité naturelle (1-3 Bq/l).

8.5.1 Introduction

Le 21 janvier 1969, un accident à la centrale nucléaire expérimentale de Lucens a provoqué la contamination de la caverne du réacteur par différents radioéléments, essentiellement des gaz rares. Il a été démontré qu'une très petite partie des gaz rares et de l'iode s'était échappée par le système de ventilation d'urgence. Les particules d'aérosols ont été retenus sur les filtres du système de ventilation et aucune contamination de l'environnement par des actinides ou du ^{90}Sr n'a été mesurée à l'époque de l'accident [1]. Le 12 avril 1995, le Conseil fédéral a rendu sa décision concernant le déclassement de l'ancienne centrale, suite aux travaux de comblement de la caverne et

à la construction d'un système de drainage des eaux vers la Broye. Le site de l'ancienne centrale nucléaire expérimentale a été divisé en deux parcelles, l'une déclassée et l'autre encore considérée comme site nucléarisé à cause de la présence de conteneurs de déchets radioactifs provenant de la centrale [2]. L'Office Fédéral de la Santé Publique est chargé de la surveillance du site de Lucens pendant encore environ 25 ans. Cette surveillance s'effectue principalement par le prélèvement et la mesure de l'eau de drainage dans le bassin de contrôle et la chambre de contrôle. Le ^3H , le ^{90}Sr et les émetteurs γ sont les radioéléments recherchés.

Le présent travail se concentre principalement sur le site encore considéré comme nucléarisé afin d'évaluer l'impact de la présence des conteneurs pendant plus de dix ans sur la parcelle, et avant le transfert définitif de ceux-ci à l'entrepôt permanent de déchets radioactifs de Würenlingen. L'effort a été mis principalement sur la recherche d'actinides artificiels tel que le plutonium et l'américium.

Résultats de la surveillance

L'activité en plutonium et américium a été déterminée sur deux prélèvements effectués aux abords du local d'entreposage des déchets issus du démantèlement de l'ancienne centrale nucléaire expérimentale. Les couches de sol de 0-5 cm et 5-10 cm ont été mesurées afin de déterminer l'évolution au cours du temps des radioéléments éventuellement présents. Les résultats montrent la présence de plutonium, d'américium et de ^{90}Sr dans les rapports isotopiques attendus pour une déposition provenant des retombées des essais d'armes atomiques réalisés dans l'atmosphère dans les années soixante. L'analyse des deux couches prélevées met en évidence la migration significative de la déposition dans la couche 5-10 cm, ce qui tend à démontrer qu'il n'y a pas eu de déposition postérieure qui aurait enrichi la couche 0-5 cm en radioéléments. La contribution de Chernobyl à l'activité en ^{137}Cs (voir chap. 7.3) est de 70 % dans les deux profondeurs du sol en

contrebas de l'entrepôt et d'environ 50% du côté de la forêt.

L'eau du bassin de contrôle et de la rivière *la Broye* à environ 1 km en aval du site de l'ancienne centrale ne présentent aucune activité de radioéléments provenant de l'accident mis à part une très légère augmentation de l'activité en ^3H dans l'eau de drainage du bassin de contrôle, qui passe de 1-3 Bq/l pour une activité naturelle à environ 15 Bq/l. L'activité en uranium est d'origine naturelle (rapport $^{238}\text{U}/^{234}\text{U}$ situé entre 0.76 et 0.82) et est de plusieurs ordres de grandeur supérieure à l'activité en plutonium et en américium. Elle est supérieure dans l'eau du bassin de contrôle par rapport à l'eau de la Broye car l'eau du bassin de contrôle contient énormément de matériaux en suspension provenant du confinement de béton de la grotte du réacteur. Le béton contient plus d'uranium naturel

que la roche calcaire formant le bassin hydrogéologique de la Broye.

La Figure 1 présente l'analyse des rapports isotopiques $^{238}\text{Pu}/^{239/240}\text{Pu}$ et $^{241}\text{Am}/^{239/240}\text{Pu}$ pour le site de Lucens. Tous les rapports sont compris dans l'intervalle de ceux déterminés sur un ensemble de 30 sites répartis sur toute la Suisse. Les mesures n'ont ainsi pas mis en évidence la présence d'actinides artificiels sur le site de Lucens d'une autre origine que la déposition provenant des retombées des essais d'armes atomiques réalisées dans l'atmosphère dans les années soixante. La Figure 2 indique la position de Lucens sur un graphique corrélant l'activité en ^{137}Cs à celle en $^{239/240}\text{Pu}$. Lucens apparaît comme un site très peu touché par les retombées des essais d'armes atomiques et par l'accident de Chernobyl, en comparaison d'autres sites de Suisse.

Tableau 1: Concentration en radioéléments dans divers échantillons de sol prélevés aux environs de l'ancienne centrale nucléaire de Lucens en 2001, en Bq/kg de matière sèche.

Lieu	$^{239/240}\text{Pu}$	^{241}Am	Rapport	
			$^{238}\text{Pu}/^{239/240}\text{Pu}$	$^{241}\text{Am}/^{239/240}\text{Pu}$
Lucens, abord entrepôt de déchet, sol 0-5 cm	0.168±0.010	0.073±0.008	0.033±0.010	0.43±0.04
Lucens, abord entrepôt de déchets, sol 5-10 cm	0.129±0.006	0.050±0.008	0.042±0.010	0.39±0.04
Lucens, contrebas entrepôt de déchets, sol 0-5 cm	0.130±0.008	0.055±0.010	0.034±0.010	0.43±0.08
Lucens, contrebas entrepôt de déchets, sol 5-10 cm	0.186±0.008	0.079±0.010	0.029±0.008	0.42±0.06
	^7Be	^{40}K	^{134}Cs	^{137}Cs
Lucens, abord entrepôt de déchet, sol 0-5 cm	< 30	492±13	< 0.6	18.0±0.4
Lucens, abord entrepôt de déchets, sol 5-10 cm	< 7	510±12	< 0.3	14.0±0.2
Lucens, contrebas entrepôt de déchets, sol 0-5 cm	8 ±3	530±13	< 0.3	9.5±0.2
Lucens, contrebas entrepôt de déchets, sol 5-10 cm	< 37	656±16	< 0.7	10.5±0.3
	Echantillon (séché)	Date de prélèvement	^{90}Sr	
Bq/kg			Bq/g Ca	
Lucens, contrebas entrepôt de déchets, sol 0-5 cm	Sol	17.08.01	0.6±0.2	0.02±0.01
	Herbe	17.08.01	2.0±0.1	0.17±0.01

Les intervalles d'incertitude sur les rapports sont reportés en 2σ , pour un intervalle de confiance de 95%.

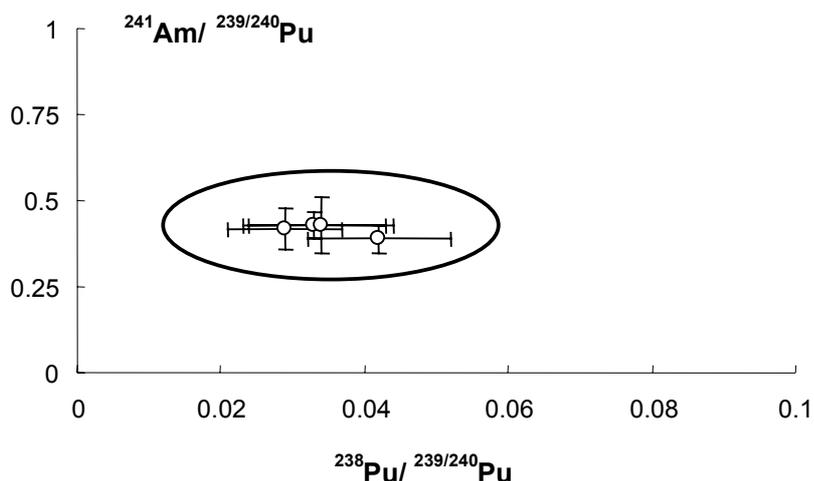


Fig. 1:

Représentation multivariable des prélèvements de sol de Lucens. L'ellipse représente la limite des rapports obtenus sur un ensemble de 30 sites différents de Suisse en 2001.

Tableau 2. Concentration de radioéléments dans l'eau du bassin de contrôle de l'ancienne centrale nucléaire expérimentale de Lucens, en 2001.

Type d'eaux	Lieu de prélèvement	mBq/m ³				
		^{239/240} Pu	²⁴¹ Am	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U
eau de drainage	Ancienne centrale, (bassin de contrôle)	5.3±1.5	2.6±0.6	38900±6000	1700±200	50700±8000
eau de rivière	Broye (1 km en aval de l'ancienne centrale)	<1.0	<1.0	4700±1400	210±20	5750±1500
		Bq/l				
Ancienne centrale, (bassin de contrôle)	Date de prélèvement			⁹⁰ Sr	³ H	
eau de drainage	1 ^{er} trimestre 2001			< 0.03	21±2	
eau de drainage	2 ^{ème} trimestre 2001			< 0.02	19±2	
eau de drainage	3 ^{ème} trimestre 2001			< 0.01	13±2	
eau de drainage	4 ^{ème} trimestre 2001			< 0.01	15±2	
		Bq/l				
Ancienne centrale, (bassin de contrôle)	Date de prélèvement	⁴⁰ K	⁶⁰ Co	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	
eau de drainage	0.4.01 et 26.01.01	< 17	< 0.5	< 0.7	< 0.5	
eau de drainage	03.02 et 22.02.01	< 19	< 0.5	< 0.8	< 0.6	
eau de drainage	0.1.03 et 22.03.01	< 10	< 0.5	< 0.5	< 0.5	
eau de drainage	03.04 et 26.04.01	< 8	< 0.5	< 0.4	0.29±0.17	
eau de drainage	04.05 et 23.05.01	< 9	< 0.5	< 0.4	< 0.4	
eau de drainage	06.06 et 20.06.01	< 9	< 0.5	< 0.4	< 0.5	
eau de drainage	05.07. et 24.07.01	< 11	< 0.2	< 0.3	< 0.2	
eau de drainage	13.08 et 27.08.01	< 18	< 0.3	< 0.5	< 0.8	
eau de drainage	03.09 et 24.09.01	< 17	< 0.3	< 0.5	< 0.3	
eau de drainage	05.10 et 24.10.01	< 9	< 0.5	< 0.4	0.14±0.11	
eau de drainage	05.11 et 23.11.01	< 18	< 0.3	< 0.5	< 0.4	
eau de drainage	05.12 et 18.12.01	< 10	< 0.5	< 0.4	< 0.6	

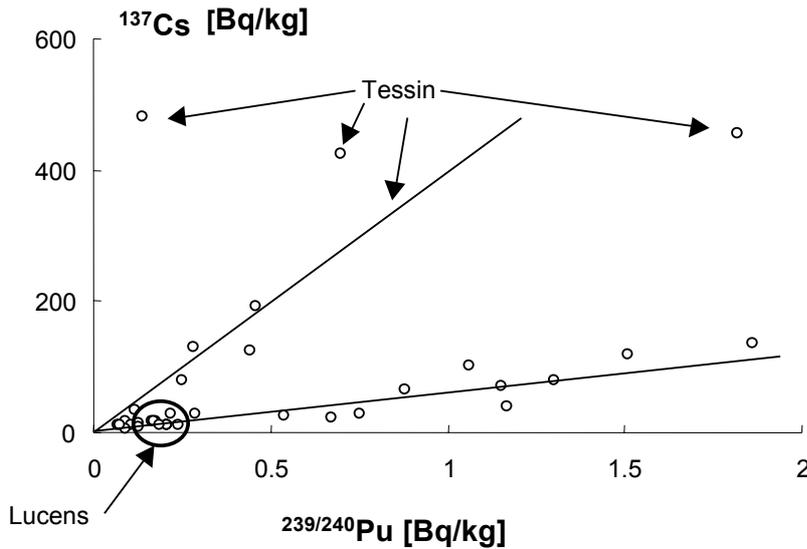


Fig. 2:

Activité en ^{137}Cs , reportée en fonction de l'activité en $^{239/240}\text{Pu}$, sur 29 échantillons de sol de Suisse prélevée en 2000.

8.5.2 Conclusion

Les mesures effectuées sur le site de Lucens n'ont pas mis en évidence la présence de radioéléments associés à une activité nucléaire, et, à plus forte raison, à une situation accidentelle. Une très faible augmentation de l'activité en ^3H est observée dans l'eau de drainage du bassin de contrôle, où l'activité est en moyenne de 15 Bq/l. Cette activité est non significative si on la compare à la valeur d'immission reportée dans l'ORaP, qui est de 12'000 Bq/l.

8.5.3 Bibliographie

- [1] Commission d'enquête technique sur l'incident de Lucens, « Rapport final sur l'incident survenu à la centrale expérimentale de Lucens », le 21 janvier 1969, juin 1979.
- [2] Office Fédéral de l'Énergie, Division Principale de la Sécurité des Installations Nucléaires « Avis sur le déclassement de la majeure partie du site de l'ancienne centrale nucléaire expérimentale de Lucens », document HSK 4/27 KSA 4/112, Würenlingen, janvier 1995.

8.4. Rejets et environnement du CERN

C. Murith Office fédéral de la santé publique, Division radioprotection
3003 BERNE

P. Vojtyla et D. Wittekind CERN TIS, 1211 GENEVE 23

Synthèse

La radioactivité de l'environnement autour de l'Organisation Européenne pour la Recherche Nucléaire (CERN) et les doses de rayonnements qui en résultent pour la population avoisinante sont contrôlées par la Division TIS du CERN et de manière indépendante par les autorités compétentes des deux Etats Hôtes, l'Office de Protection contre les Rayonnements Ionisants (OPRI) côté France et l'Office Fédéral de la Santé Publique (OFSP) côté Suisse. L'ensemble des mesures effectuées en 2001 prouve que le fonctionnement des installations du CERN était sans conséquence radiologique sur l'environnement et la population. Le contrôle des émissions montre que les rejets effectifs se situent également en 2001 nettement en dessous des limites réglementaires. Ce constat est confirmé par le contrôle des immissions dans l'environnement. L'ensemble de ces résultats atteste que le CERN a bien respecté en 2001 comme dans les années précédentes la valeur directrice de dose liée à la source fixée à 0.3 mSv/an [1]. L'impact réel représente en fait moins de 6% de cette valeur, comme l'indique l'estimation pour le groupe critique, qui est de l'ordre de 0.02 mSv/an.

8.4.1. Objets de la surveillance

Les contrôles réalisées en 2001 par le CERN et de manière indépendante par les autorités de surveillance sont :

- les mesures de la radioactivité émise dans l'air et dans l'eau à partir des différentes installations du CERN et des sites dans leur ensemble (émission),
- les mesures des rayonnements diffusés produits par l'exploitation des accélérateurs du CERN ainsi que la mesure de la radioactivité contenue dans différents échantillons, prélevés dans l'environnement, et susceptibles d'être influencés par le rayonnement ou la radioactivité produit par le CERN (immission).

Le CERN communique ses rapports trimestriels à l'OFSP, qui coordonne ses propres mesures, celles de l'Institut de radiophysique appliquée (IRA) ainsi que celles de l'Institut F.-A. Forel de l'Université de Genève (rivière du Nant d'Avril). Bien que les activités du LEP aient cessé depuis novembre 2000, le programme de surveillance a été maintenu dans son intégralité durant toute la phase du démantèlement du LEP (2001–2002).

8.4.2. Contrôle des émissions du CERN

"Les rejets de la radioactivité dans l'environnement par la ventilation de différentes installations des accélérateurs du CERN sont contrôlés par des moniteurs d'air installés aux points de rejet de l'air. Ces stations sont composées de chambres à ionisation pour la mesure directe de l'activité bêta et d'échantillonneurs d'aérosols équipés de filtres en fibre de verre (PMVxx, voir figure 1). Afin de mesurer les activités bêta et gamma de longue demi-vie, ces filtres sont mesurés au moyen de détecteurs bêta de grande surface et analysés au moyen de détecteurs germanium (spectroscopie gamma) au laboratoire TIS.

Les rejets radioactifs dans l'environnement par voie d'eau sont surveillés en permanence aux différents points du CERN où l'eau est rejetée. Chaque point est équipé d'un moniteur d'eau capable de mesurer en continue l'activité gamma présente dans l'eau. Ce moniteur d'eau est constitué d'une cuve dans laquelle circule une partie de l'eau rejetée à l'intérieur de laquelle est immergée une sonde de détection gamma (NaI(Tl)). Associé à ce moniteur est installé un dispositif chargé de prélever automatiquement et régulièrement des échantillons de l'eau rejetée (SWxx, voir figure 1). Les échantillons d'eau ainsi prélevés sont ensuite analysés en laboratoire chaque mois. Parmi les mesures effectuées, il y a des mesures du tritium et de l'activité bêta globale ainsi que l'analyse des radioéléments gamma."

Les résultats des mesures concernant les émissions de radioactivité dans l'air pour les points de rejets sur le Site de Meyrin sont présentés dans le tableau 1. Comme on le verra dans la figure 4, l'impact radiologique en terme d'immission n'est notable que pour les activités bêta/gamma dans l'air d'une période radioactive $T < 1$ jour (^{11}C , ^{13}N , ^{15}O , ^{41}Ar). Les résultats pour le tritium ont été estimés à partir des concentrations maximales mesurées dans les points de ventilation. Ils sont de ce fait très conservatoires. Les rejets de la radioactivité du CERN dans l'eau vers la Suisse sont présentés dans le tableau 2. Leur contribution à l'impact radiologique du CERN sur l'environnement est comme pour toutes les années précédentes tout à fait négligeable.

Tableau 1: Les rejets de la radioactivité attachée aux aérosols et dans l'air en 2001.

Moniteur	Air rejeté	Bêta aérosol	^7Be aérosol	Tritium HTO	^{11}C , ^{13}N , ^{15}O , ^{41}Ar dans l'air	Points de rejet
	10^6 m^3	MBq	MBq	GBq	TBq	
PMV74	289	1.7	49	< 2.9	1.7	Anneau Principal PS
PMV72	20	0.075	2.2	< 29	0.31	TT60 extr. Ouest, PS
PMV73	36	0.002	0.15	< 36	0.15	TT70 transfert e, PS
PMV170	93	4.1	246	< 11	4.6	ISOLDE
PMV11	113	1.3	39	< 5.6	1.7	TT10 injection Ouest
V_0	–	–	–	2.2	–	Evaporateur V_0
Total	551	7.2	336	< 87	8.5	Site de Meyrin

Tableau 2: Les rejets de la radioactivité du CERN dans l'eau vers la Suisse en 2001.

Point de rejet	Quantité d'eau	^3H	Bêta/gamma (^{22}Na)	Rejeté dans :
	10^6 m^3	MBq	MBq	
SWN1	0.60	–	–	Nant d'Avril
SWN2	0.070	–	–	Nant d'Avril
SWN3	2.6	–	–	Nant d'Avril
SW901	0.066	–	–	Nant d'Avril
SWNA	0.020	74	4.9	STEP Aire*)
Total	3.4	74	4.9	

*) Usine de traitement d'eau

8.4.3. Contrôle des immissions du CERN

Dans ce rapport, les résultats de mesures concernent en particulier le territoire suisse.

8.4.3.1. Mesures effectuées par le CERN

La situation géographique des sites du CERN est présentée dans la figure 1.

Les accélérateurs du CERN sont des sources de rayonnements diffusés. Pour leur contrôle en continu, des stations de moniteurs de site (PMSxx) sont installées sur les sites du CERN et dans l'environnement. Ils se composent d'une chambre à ionisation remplie d'argon d'une pression de 20 bars pour détecter des photons ou des particules chargées (muons) et d'un compteur BF_3 entouré d'un modérateur (rem-compteur) pour mesurer les neutrons diffusés.

Les aérosols sont collectés sur des filtres en fibre de verre (PMAxx) et sont ensuite mesurés en laboratoire à l'aide de détecteurs proportionnels de grande surface et de détecteurs de germanium pour une spectroscopie gamma. Les échantillons des eaux potables (FWxx) et souterraines (UWxx) sont prélevés sur les sites du CERN et dans les villages autour du CERN des deux côtes de la frontière, à Prévessin, St Genis

et Versonnex respectivement. L'eau pluviale des précipitations est collectée sur le Site de Meyrin, en Suisse (RWSS), et sur le Site de Prévessin, en France (RWSF). Les eaux de rivières (SWxx) sont analysées en laboratoire en activité bêta totale et gamma. Enfin, d'autres échantillons sont prélevés périodiquement dans l'environnement en vue d'une analyse de leur teneur en substances radioactives : l'eau de surface, les sédiments (MUxx) et la mousse (MOxx) dans l'eau des rivières, les herbes ainsi qu'un échantillon de vin.

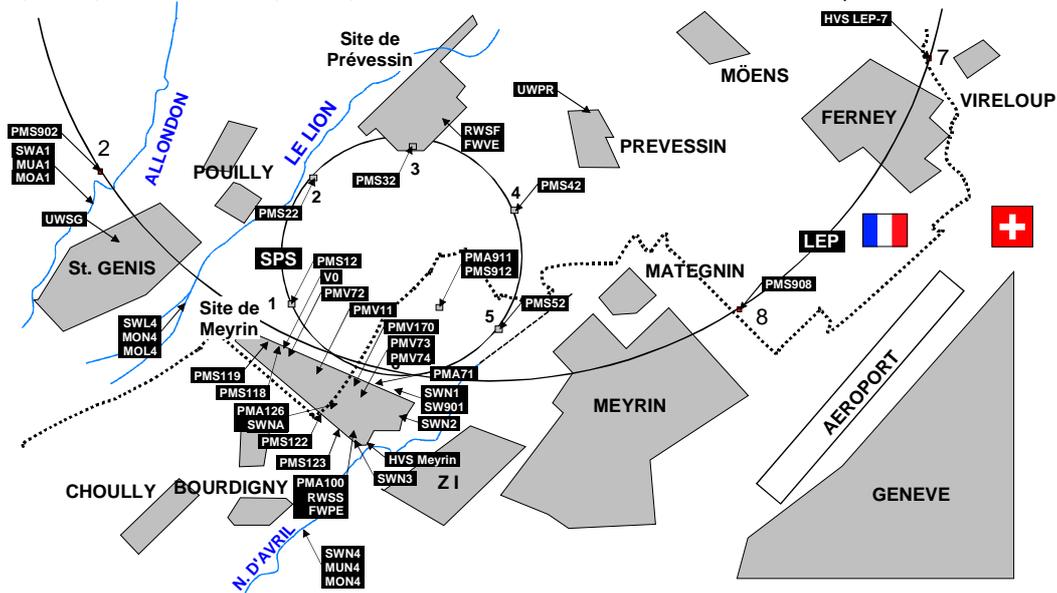


Figure 1 : Les sites de Meyrin et de Prévessin du CERN, l'implantation de l'anneau du super synchrotron à proton (SPS) et du grand collisionneur électron-positon (LEP) dans la région frontalière entre la France et la Suisse ainsi que les emplacements des moniteurs et les endroits d'échantillonnage.

La figure 2 montre les doses intégrées totales en mSv, ainsi que les contributions des rayonnements gamma et neutron à ces doses, telles qu'elles ont été mesurées par les moniteurs de rayonnements (PMS) tout autour des sites. Ces résultats sont cohérents avec ceux des contrôles effectués en 2001 par l'OFSP (voir Section 8.4.3.2).

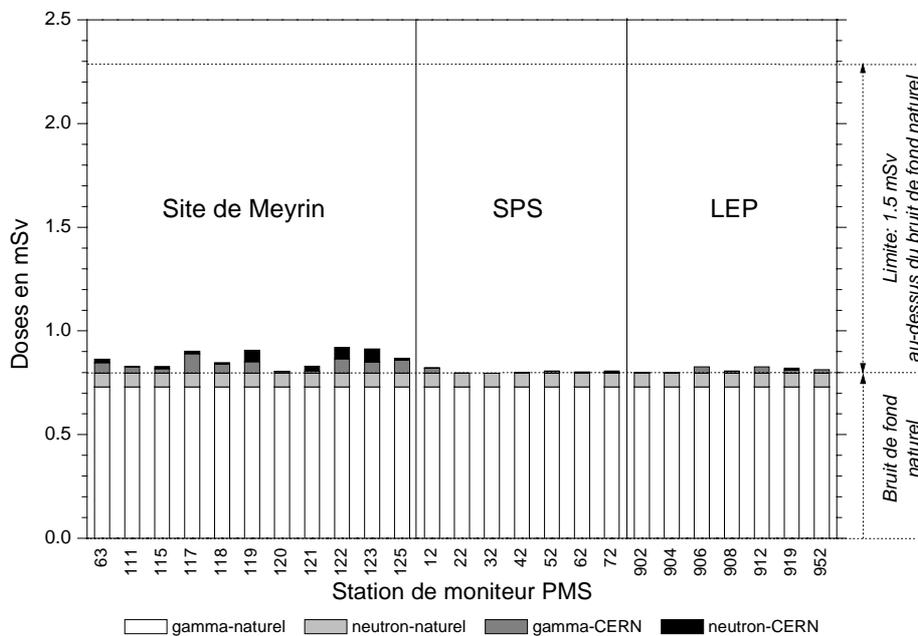


Figure 2 :

Doses annuelles des moniteurs de rayonnements diffusés en 2001. Pour comparaison le niveau du bruit de fond naturel moyen des 34 stations de mesure est indiqué.

L'influence des accélérateurs du CERN n'est visible que pendant le fonctionnement de ceux-ci au niveau de certains stations de mesure, situées le long de la clôture du Site de Meyrin. Les mesures des moniteurs

PMS117, PMS118 et PMS119 sont influencées par la proximité du tunnel de transfert vers la zone expérimentale Ouest. Pour les moniteurs PMS122 et PMS123, les mesures sont influencées par la proximité de l'accélérateur PS. Le moniteur PMS125 positionné le long de la clôture au sud du site mesure les rayonnements diffusés au niveau de la zone expérimentale Ouest. Les doses nettes mesurées ne dépassent pas 9% de la limite pour les rayonnements diffusés fixée à 1.5 mSv/an [2]. Pour prouver que l'influence radiologique des rejets du CERN reste négligeable dans son voisinage, la Division TIS du CERN procède à des mesures de radioactivité sur des échantillons de toutes sortes pris à l'extérieur des sites de l'Organisation.

Le seul radionucléide identifié dans l'air en cadre du programme de surveillance de routine du CERN, qui peut provenir du CERN, est le ^7Be présent dans l'aérosol. Ce radionucléide d'une très faible toxicité radiologique peut être produit dans l'air des tunnels des accélérateurs à haute énergie lors de leur fonctionnement. Donc il peut servir comme un indicateur des rejets atmosphériques. Le ^7Be est aussi produit naturellement dans l'atmosphère par les interactions des rayonnements cosmiques avec l'azote et l'oxygène de l'air. Les variations de concentration en ^7Be dans l'air au voisinage du CERN et aux trois endroits éloignés (PMA951 à Cessy, France, LEP Point 7 à Collex-Bossy/GE, et Güttingen/TG) sont présentées dans la figure 3. Il faut mentionner, que les valeurs mesurées sont tout à fait négligeables du point de vue radiologique. La plus forte concentration en ^7Be observée ne représente que 0.0016% de la limite d'immission suisse [3].

Les endroits éloignés sont loin de toutes sources artificielles de ^7Be et peuvent de ce fait être considérés comme des stations représentatives du bruit de fond naturel. Les concentrations naturelles en ^7Be sont plus élevées les mois d'été à cause des convections de l'air stratosphérique, riche en ^7Be , vers la troposphère. Elles ne dépendent pas seulement du flux des masses d'air de la stratosphère vers la troposphère, mais aussi de l'ampleur de la remise en suspension du radionucléide par les courants de convection, c'est à dire de l'effet de la réintroduction d'aérosol déjà déposé, par exemple par le vent ou par le trafic routier. Cet effet est bien illustré par la comparaison des données des trois stations de bruit de fond. La station HVS LEP-7 située dans le milieu rural indique les concentrations en ^7Be les plus basses, tandis que les mesures des stations de bruit de fond de Güttingen et de Cessy sont légèrement plus élevées et suivent bien celles du voisinage du CERN. Cela signifie que, en raison de la proximité des zones asphaltées et à fort trafic routier dans le voisinage du CERN, l'impact des rejets du ^7Be sur l'environnement ne peut pas être distingué de l'effet de la remise en suspension du ^7Be d'origine naturelle.

A part la radioactivité exclusivement naturelle, le seul radionucléide montrant une activité notable dans les échantillons du sédiment et de la mousse de la rivière Nant d'Avril est le ^7Be . Une contribution du CERN aux flux de ^7Be dans les rivières doit être faible et bien inférieure aux apports naturels [4]. Au contraire des années précédentes, aucun autre radionucléide provenant du CERN a été identifié dans la mousse et dans le sédiment de la rivière dans le cadre du programme réglementaire de routine du CERN. Cette diminution est à mettre en relation avec la réduction des apports en eau de refroidissement du CERN suivant la grande restructuration de son réseau d'alimentation et de distribution en eau. Néanmoins, des mesures très sensibles de l'Institut F.-A. Forel ont décelé des traces des radionucléides provenant du CERN dans la rivière, mais en concentrations négligeables, celles-ci ne dépassant pas 1.2% des limites réglementaires [3] (voir Section 8.4.3.2).

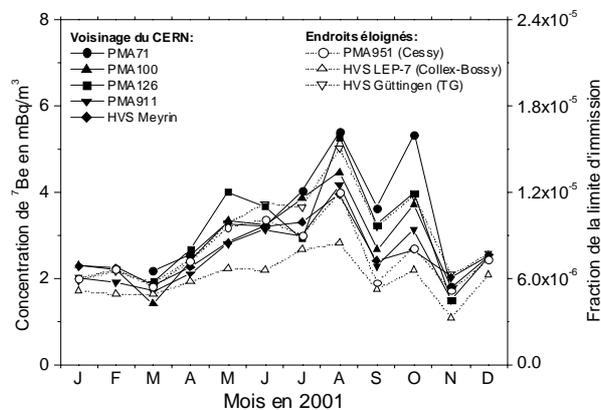


Figure 3:

Activité de ^7Be dans les aérosols de 8 stations de mesure dont 5 au voisinage des points de rejet du CERN en 2001. Station de mesure PMA71 : Site du SPS BA-7. PMA100 : Site CERN de Meyrin. PMA126 : Proche du PS. PMA911 : Près d'une ferme de Meyrin. HVS Meyrin, HVS Güttingen/TG : Echantillonneurs OFSP à haut débit sur le Site de Meyrin et à Güttingen/TG. PMA951 : Cessy, France. HVS LEP-7 : Echantillonneur CERN à haut débit à Collex-Bossy/GE.

Comme le montre la figure 4, les contributions des activités du CERN à la dose efficace pour le groupe critique qui vit aux abords de l'Organisation correspondent à environ 2% de la dose externe due aux sources naturelles (rayonnements cosmiques et terrestres) mesurée dans des communes proches du CERN. En effet, la valeur annuelle de 0.017 mSv, dont 82% sont dus aux rayonnements ionisants directs, peut être comparée aux variations des doses naturelles qui sont de l'ordre de 0.2 mSv dans le bassin lémanique.

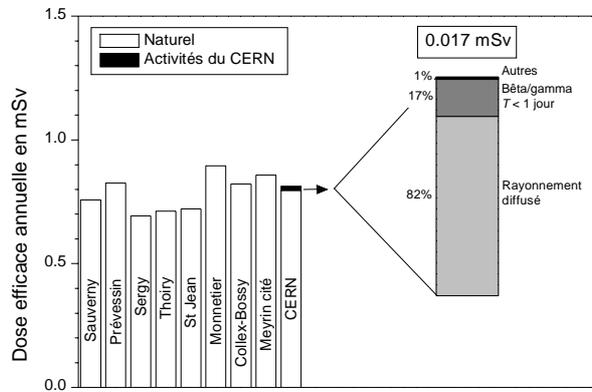


Figure 4:

Contribution due aux activités du CERN à la dose annuelle sur le Site de Meyrin comparées aux variations des doses externes naturelles dans des communes françaises et suisses à proximité. La contribution du CERN de 0.017 mSv doit être comparée à la limite réglementaire pour la dose efficace annuelle à la population de 0.3 mSv [2].

8.4.3.2. Mesures effectuées par l'OFSP

La surveillance de l'environnement réalisée de manière indépendante par l'OFSP autour du CERN porte essentiellement sur :

- l'exposition ambiante (11 dosimètres à thermoluminescence évalués par l'IRA et parcours de mesures instantanées avec chambre d'ionisation ou sonde Automess par l'OFSP en 10 sites limitrophes du CERN et 10 sites de référence distants),
- les aérosols (mesure continue alpha/bêta de la station RADAIR avec compensation du rayonnement naturel et mesure gamma hebdomadaire des filtres du collecteur à haut débit) par l'OFSP,
- les eaux du Rhône à Chancy par l'OFSP et du Nant d'Avril par l'Institut Forel,
- les sols (spectrométrie gamma in situ et en laboratoire) ainsi que les végétaux et certains produits locaux (comme le ³H dans le vin) par l'OFSP.

Mesures de l'exposition ambiante

Le contrôle de l'exposition ambiante basé sur les dosimètres TLD en 11 emplacements au voisinage du CERN n'a pas signalé de valeurs indicatives d'un impact notable des installations du CERN. En 2001 ces valeurs ont été comprises entre 0.74 et 0.95 mSv. De même, les relevés instantanés réalisés par l'OFSP à l'aide d'une sonde Automess (figure 5) le 3.5.2001 ont indiqué des valeurs du débit d'exposition ambiante s'échelonnant de 68 à 105 nSv/h, soit 0.60 à 0.92 mSv/a (moyenne des 10 sites limitrophes : 74 ± 5 nSv/h; moyenne des 10 sites distants : 80 ± 10 nSv/h). Ces valeurs s'inscrivent dans le domaine habituel de l'exposition naturelle et de ses fluctuations. La valeur plus élevée à La Barillette s'explique surtout par la contribution d'origine cosmique plus importante dans ce site d'altitude (1445 m).

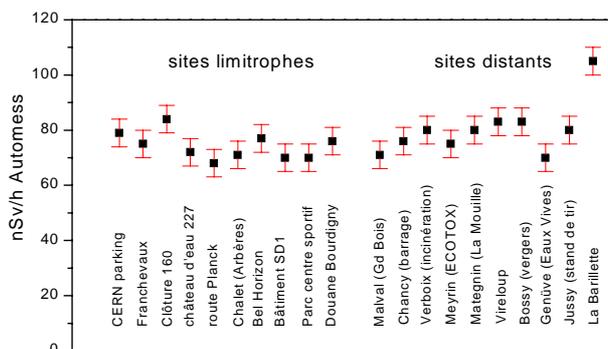


Figure 5:

Mesures OFSP 2001 du débit de dose ambiante (Automess), 1 m au-dessus du sol.

Mesures dans le milieu atmosphérique

La surveillance de l'air réalisée par l'OFSP en continu à la station du réseau d'alarme RADAIR n'a pas signalé d'anomalies en 2001. Les résultats des mesures hebdomadaires de bas niveau (fig. 6) basées sur le collecteur à haut débit sont conformes à ceux enregistrés dans les stations hors d'influence du CERN, à l'exception des traces de ^{24}Na jusqu'à 0.07 mBq/m^3 attribuables aux accélérateurs du CERN. L'impact radiologique du ^{24}Na est tout à fait négligeable, car la valeur la plus élevée ne représente qu'environ 0.0001% de la limite d'immission suisse. L'identification d'un aussi faible niveau de radioactivité nécessite une méthode extrêmement sensible, comme celle mise en œuvre par l'OFSP.

Mesures dans le milieu terrestre et tritium dans le Rhône

La surveillance du milieu terrestre (sols, végétaux et produits locaux) examinés en 2001 a indiqué comme les années précédentes des résultats typiques de ceux d'échantillons comparables du Plateau suisse. Outre la détection permanente des radionucléides d'origine naturelle, dont les concentrations prédominent, on y détecte encore les traces des injections artificielles des essais nucléaires effectués par les Etats-Unis et par l'Union soviétique dans les années 60 et dans une moindre mesure de l'accident de Tchernobyl, dont les retombées ont été plus faibles dans le bassin lémanique. Les valeurs sont tout à fait compatibles avec celles mesurées sur le Plateau suisse. Le même constat ressort des mesures de spectrométrie gamma in situ (chap. 3.1). La figure 7 résume les résultats des mesures de l'OFSP réalisées en 2001 dans l'herbe et le sol du voisinage du CERN ainsi que ceux des examens in situ et du suivi des concentrations mensuelles de tritium dans le Rhône à Chancy. Le suivi dans le vin depuis 1990 n'indique pas de valeurs supérieures aux limites de détection pour le tritium et le ^{137}Cs . La seule contribution décelable est d'origine naturelle (^{40}K avec des valeurs comprises entre 10 et 30 Bq/l).

Mesures dans le milieu aquatique

Les concentrations du tritium dans les échantillons mensuels du Rhône à Chancy n'ont pas montré d'impact des installations du CERN (fig. 7). Les résultats du projet de collaboration initié par l'OFSP et le CERN avec l'Institut F.-A. Forel concernant des mesures spécifiques dans le Nant d'Avril ont fait l'objet d'un rapport de surveillance d'octobre 2000 à octobre 2001 [4]. Le suivi radioécologique a permis de détecter pendant une seconde année les immissions de radionucléides dans les différents compartiments de la rivière (eau, matière en suspension – MES, sédiments). Les radionucléides dominants sont le ^{40}K , les isotopes des séries primordiales (^{238}U , ^{235}U , ^{232}Th) et le ^7Be tous d'origine naturelle et le ^{137}Cs qui résulte de l'érosion des sols, contaminés par les essais nucléaires dans l'atmosphère (Etats-Unis et l'Union soviétique) et par l'accident de Tchernobyl. Les traces des radionucléides (^{22}Na , ^{46}Sc , ^{54}Mn , ^{59}Fe , ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{133}Ba et ^{152}Eu) dans des compartiments du Nant d'Avril témoignent des activités du CERN. Cependant, les activités maximales mesurées sont très largement inférieures (<1.2%) aux valeurs limites d'immission (eaux) et d'exemption (MES et sédiments, fig. 8).

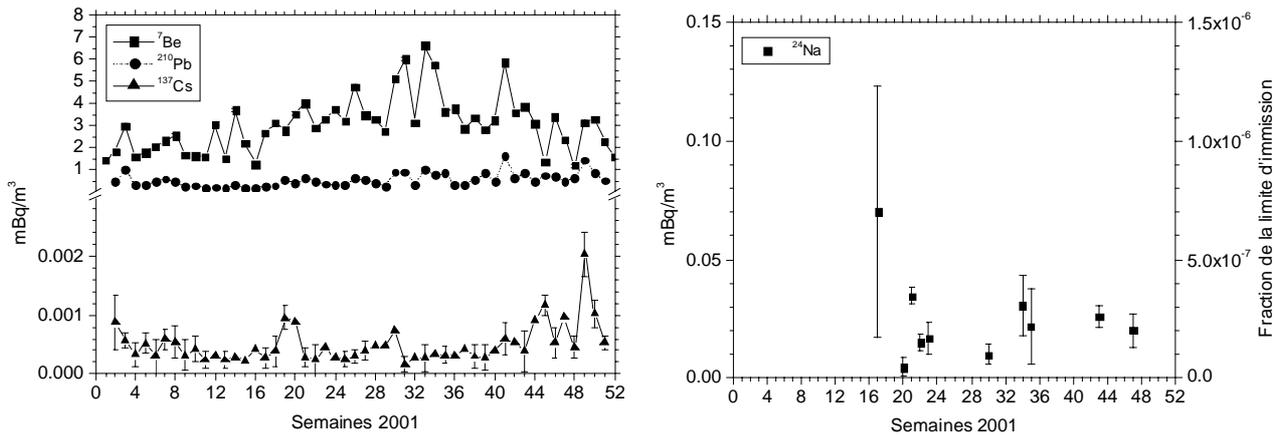


Figure 6:

Mesures hebdomadaires 2001 de l'OFSP sur les filtres des collecteurs de haut débit au CERN. Le ⁷Be et le ²¹⁰Pb sont d'origine naturelle tandis que le ¹³⁷Cs s'explique par la remise en suspension dans l'air des anciennes contaminations (retombées des essais nucléaires des années 60 et de Tchernobyl) à partir du sol. Le ²⁴Na, qui a une demi-vie très courte (15 heures), provient des accélérateurs du CERN. Son impact radiologique est tout à fait négligeable.

8.4.4. Conclusions

- L'ensemble des résultats de mesures du CERN et du contrôle indépendant de l'OFSP atteste que en 2001 comme lors des années précédentes le CERN est resté bien dessous de la valeur directrice de dose liée à la source fixée à 0.3 mSv/an [1, 2].
- Les dispositifs de surveillance (prélèvements et mesures) mis en œuvre par le CERN et l'OFSP permettent de détecter des niveaux de radioactivité très faibles liés au fonctionnement des accélérateurs du CERN. Les résultats doivent cependant être regardés dans le contexte de leur impact radiologique sur la population avoisinante. Les activités des radionucléides attribuables aux activités du CERN n'ont pas dépassé 1.2% des limites suisses.
- Pour une estimation des doses efficaces annuelles, le groupe critique de la population vivant à proximité du Site de Meyrin a été identifié. Ensuite les doses efficaces à partir des rayonnements ionisants et des rejets des radionucléides du Site de Meyrin ont été calculés à l'aide de la Directive HSK-R-41/d [5]. Le résultat de cet exercice présenté dans la figure 4 montre que l'impact radiologique sur le groupe critique qui vit au voisinage du CERN représente 0.017 mSv en 2001. La valeur correspondante en 2000 était de 0.011 mSv. Ces doses correspondent à environ 2% de la dose externe due aux sources naturelles.
- En plus des contrôles d'ordre réglementaire, les mesures d'ordre radioécologique effectuées dans le Nant d'Avril par l'Institut F.-A. Forel ont confirmé que l'impact du CERN est très faible [4]. De plus, ces mesures ont démontré une diminution générale de la radioactivité artificielle dans la rivière (celle-ci était déjà faible dans les années précédentes) suite à la restructuration, effectuée en 2001, du réseau d'alimentation et de distribution en eau du CERN.

La radioactivité de l'environnement et les doses de rayonnements dans le voisinage du CERN ne se distinguent pas notablement de ceux enregistrés dans les stations de référence non influencées par les installations nucléaires. Sur la base des mesures, l'impact du CERN s'avère en réalité nettement inférieur à la limite prescrite. A l'image des examens in situ de la figure 7, les contributions d'origine naturelle prédominent. Les activités du CERN sont donc également restées en 2001 sans conséquence radiologique préjudiciable à l'environnement et à la population avoisinante.

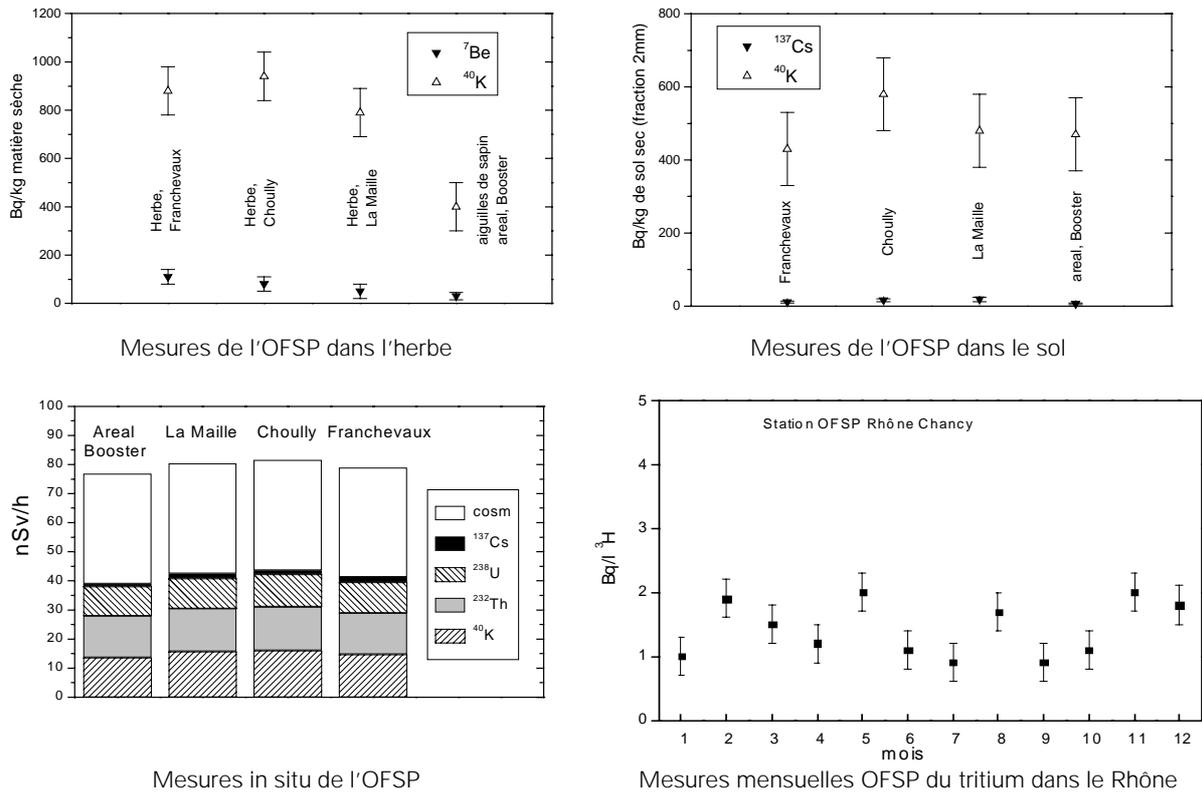


Figure 7: Mesures de l'OFSP dans le milieu terrestre et dans le Rhône en 2001.

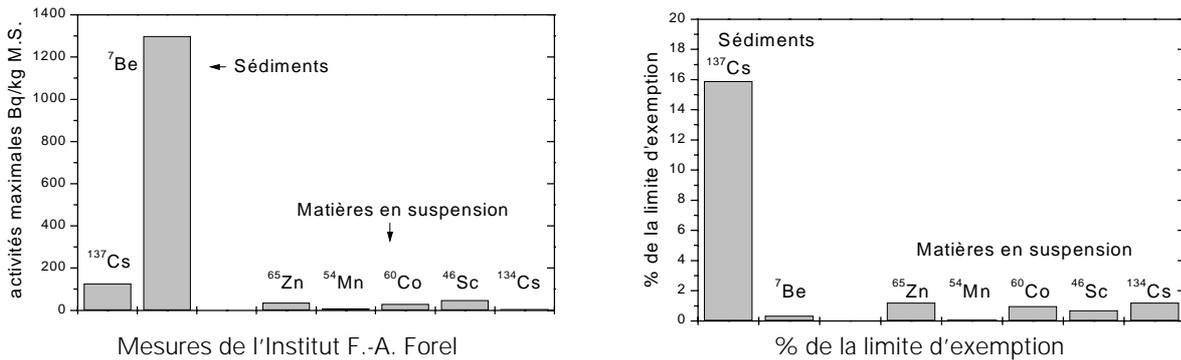


Figure 8: Mesures de l'Institut F.-A. Forel dans le Nant d'Avril en 2001. Le ^7Be est surtout d'origine naturelle et le ^{137}Cs résulte de l'érosion des sols, contaminés par les essais nucléaires dans l'atmosphère et par l'accident de Tchernobyl.

8.4.5. Remerciements

Nous remercions les instituts intervenant dans le programme de mesure au voisinage du CERN, en particulier l'IRA à Lausanne ainsi que l'Institut F.-A. Forel à Versoix. Notre reconnaissance s'adresse également à toutes les personnes qui ont favorisé le bon déroulement de nos prélèvements et mesures dans le Canton de Genève et dans le Pays de Gex.

8.4.6. Référence

- [1] Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK), Ziele für den Schutz der Personen vor ionisierender Strahlung im Bereich von Kernkraftwerken, HSK-R-11/d (Mai 1980).
- [2] Manuel de Radioprotection 1996, CERN, (1996).
- [3] Ordonnance sur la radioprotection (ORaP), 814.501, Berne (2000), Annexe 3.

- [4] W. Wildi, J.-L. Loizeau et Ph. Arpagaus, Rapport sur les mesures de la radioactivité dans le Nant d'Avril (Genève), Octobre 2000 – Octobre 2001, Institut F.-A. Forel (2001).
- [5] Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK), Berechnung der Strahlenexposition in der Umgebung aufgrund von Emissionen radioaktiver Stoffe aus Kernanlagen, HSK-R-41/d (1997).

8.4.7. Glossaire

PS	Synchrotron à protons
SPS	Super synchrotron à protons
LEP	Grand collisionneur électron-positon
ISOLDE	Isotope Separator On-Line Device
TT10	Tunnel d'injection de faisceau du PS au SPS
TT60	Tunnel d'extraction de faisceau du SPS à la hall expérimentale Ouest
TT70	Tunnel de transfert d'électrons du PS au SPS
V₀	Evaporateur de l'eau d'infiltration dans une ancienne zone cible du SPS

8.3. Les installations nucléaires et l'environnement

Ch. Murith, A. Gurtner Section de surveillance de la radioactivité, SUER
Office fédéral de la santé publique
Ch. du Musée 3, 1700 FRIBOURG

8.3.1 Introduction

Dans le but de préserver la santé de l'homme et l'environnement au voisinage des centrales nucléaires, l'OFSP poursuit depuis de longues années un programme de prélèvements et de mesures. Il commence au terme source par des analyses en phase de rejet sur des échantillons comparatifs avec l'exploitant et la DSN. En outre, les exploitants sont tenus de communiquer leurs rapports trimestriels à l'OFSP et à la DSN. Cette dernière met à disposition de l'OFSP un accès direct à son réseau MADUK de mesures en continu du débit de dose ambiante. L'ensemble de ces données fait également partie de l'examen critique de l'OFSP. Sous sa coordination la surveillance englobe aussi les propres mesures de l'Office, des laboratoires cantonaux (denrées alimentaires), de l'Institut universitaire de radiophysique appliquée (mesures alpha et bêta), du laboratoire de Spiez (^{90}Sr dans les eaux de rejet), du PSI (dosimètres thermoluminescents, aëroradiométrie etc.), de l'EAWAG (Aar et Rhin), de l'université de Berne (^{14}C , ^3H et ^{85}Kr) et du LfU (Baden-Württemberg), conformément au programme germano-suisse autour de la centrale nucléaire de Leibstadt. La prise en compte de tous ces examens permet l'estimation pertinente de l'impact des centrales nucléaires sur la population avoisinante et l'environnement. Pour l'année 2001, on peut conclure au respect par les exploitants des valeurs limites fixées dans la réglementation. La dose localement attribuable en 2001 à l'exploitation des centrales nucléaires suisses est de l'ordre de 0.01 mSv, qui vient s'ajouter à la dose moyenne d'environ 4 mSv/an. Si l'on excepte la contribution du rayonnement direct en certains points de la clôture des centrales de Leibstadt et de Mühleberg ainsi que les traces des rejets atmosphériques (^{14}C dans les feuillages) et des rejets liquides (en particulier isotopes du cobalt dans les trappes à sédiment), un impact mesurable des centrales nucléaires est difficile à mettre en évidence. C'est pourquoi, l'estimation de la dose du public repose avant tout sur le calcul à partir des émissions des installations. En effet les niveaux de radioactivité à la source permettent une détection aisée et plus exhaustive des radionucléides rejetés. Leur impact sur l'environnement et l'homme résulte ensuite de la modélisation de leur transfert basée sur des hypothèses conservatrices. En complément, les mesures dans l'environnement servent à vérifier ces modèles et à établir un bilan local réaliste de la radioactivité naturelle et artificielle. Si l'on excepte les traces des radionucléides spécifiques dans certains indicateurs environnementaux, les résultats obtenus en 2001 dans le voisinage des installations nucléaires ne se distinguent pas de ceux relevés dans les sites hors de leur influence. Ils montrent que la radioactivité d'origine naturelle prédomine et que les contaminations détectables se résument pratiquement aux radionucléides de longue période issus des essais nucléaires des années 60 (^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239,240}\text{Pu}$ et ^{241}Am) et de l'accident de Tchernobyl (^{137}Cs) avec des niveaux variables selon les régions.

8.3.2 Méthodologie

Dans le cas d'un suivi de l'environnement, deux aspects peuvent être pris en compte: l'un radioécologique qui consiste à rechercher les meilleurs indicateurs de la contamination du milieu et l'autre dosimétrique, qui met l'accent sur ce qui peut contribuer aux doses de la population. La surveillance des installations nucléaires s'oriente sur ces deux aspects. Les méthodes de prélèvement et de traitement sont prescrites de manière à assurer une reproductibilité et à viser à concentrer un maximum de radioactivité dans un minimum de volume afin de pouvoir détecter la présence de radionucléides à très bas niveaux. La spectrométrie γ permet de détecter et de quantifier la plupart des radionucléides naturels et artificiels présents dans des échantillons sans longues préparations (séparation chimique...) contrairement à la mesure des émetteurs α et β .

8.3.3 Résultats

Mesures à la source

Les mesures parallèles de l'exploitant, de la DSN et de l'OFSP sur des échantillons liquides et gazeux prélevés en phase de rejet ainsi que le contrôle des rejets déclarés mensuellement aux autorités ont confirmé le respect des limites réglementaires par l'exploitant en 2001. Comme le confirme la confrontation des rejets effectifs avec les rejets autorisés (chapitre 8.1), les activités rejetées sont nettement inférieures aux limites réglementaires. En synthèse, la figure 1 traduit ce constat du point de vue de l'impact des rejets sur le public en termes de doses par rapport à la valeur limite liée à la source de 0.2 mSv.

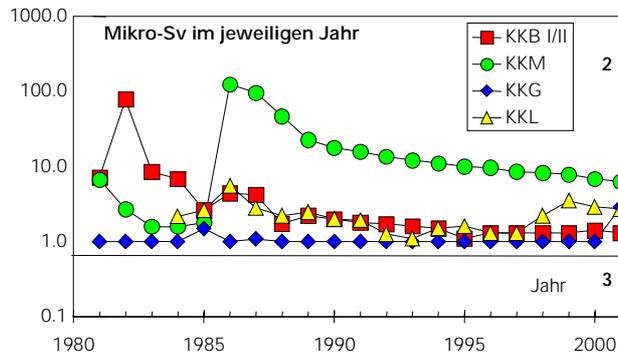


Figure 1: Dose (calculée) accumulée par la personne (adulte) la plus exposée dans le voisinage de chacune des centrales nucléaires pour chaque année de 1979 à 2001 (Données DSN).

Mesures de l'exposition ambiante

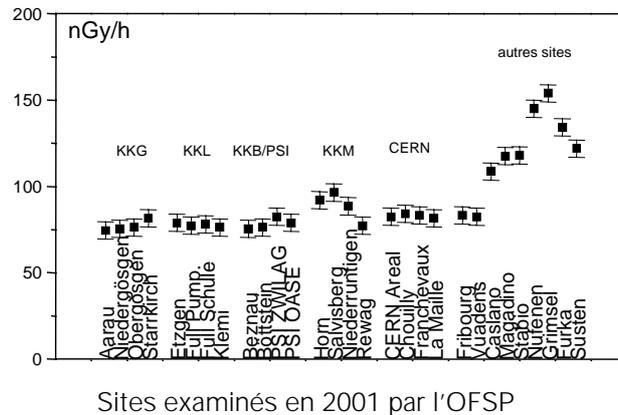


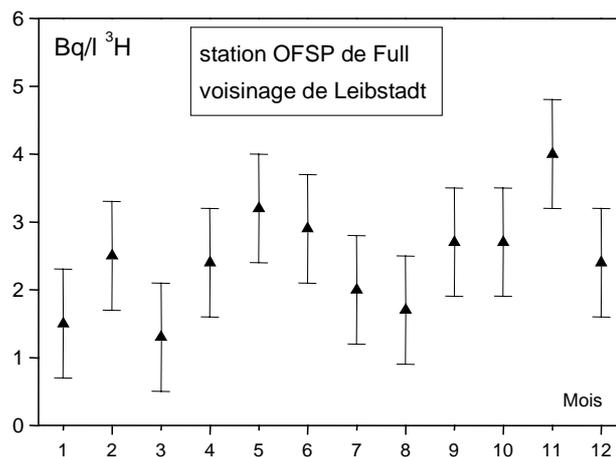
Figure 2: Contrôles du débit de dose ambiante à l'aide d'une chambre d'ionisation placée à 1m du sol.

Les résultats de la surveillance continue de l'exposition ambiante par le réseau MADUK sont donnés au chapitre 8.2. Les mesures périodiques de la DSN à la clôture et de l'OFSP dans un voisinage plus étendu des installations ont montré que toutes les installations nucléaires ont respecté la valeur limite de 5mSv pour le rayonnement direct. Les maxima annuels (fond naturel inclus) KKB (0.72 mSv), KKG (0.85 mSv), KKL (3.7 mSv), et KKM (2.4 mSv) enregistrés à la clôture par intégration trimestrielle des dosimètres à thermoluminescence (TLD) confirment le respect de la valeur limite pour ce rayonnement. La figure 2 résume l'ensemble des mesures de débit de dose ambiante effectuées par l'OFSP à l'aide d'une chambre d'ionisation placée 1m au-dessus du sol.

Mesures dans le milieu atmosphérique

Les mesures dans le milieu atmosphérique concernent l'analyse des précipitations et des aérosols de l'air par l'autorité de contrôle ainsi que des dépôts sur plaques de vaseline par l'exploitant. Ces mesures n'ont pas signalé la présence de radionucléides gamma, dont l'origine ne soit naturelle ou attribuable à la remise en

suspension d'anciennes contaminations. La figure 3 montre à titre d'exemple le suivi mensuel des concentrations du ^3H , radionucléide directeur dans les précipitations, pour la station de Full (REB KKL). Ces concentrations comme celles obtenues à Niederruntigen (REB KKM), Beznau (REP KKB) et Niedergösgen (REP KKG) sont comparables à celles enregistrées dans les autres stations de l'OFSP hors voisinage d'installations nucléaires.



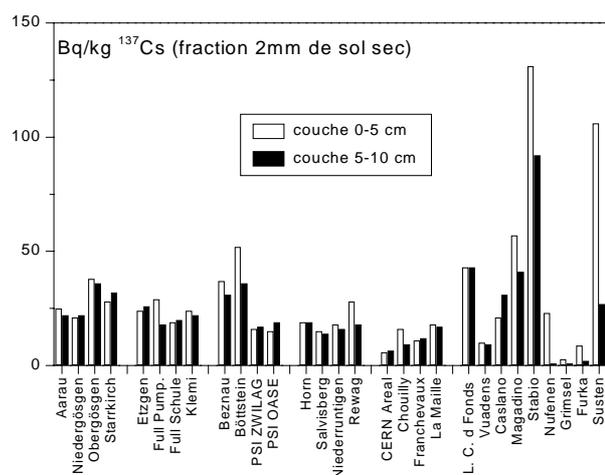
Mesures mensuelles de l'OFSP en 2001

Figure 3: Suivi du tritium dans les précipitations auprès de la centrale nucléaire de Leibstadt.

Mesures dans le milieu terrestre

L'impact des rejets atmosphériques sur le milieu terrestre est avant tout examiné dans l'herbe, le sol et les denrées alimentaires. Les résultats de ces examens sont conformes à ceux enregistrés dans les sites hors de l'influence des installations nucléaires. La figure 4 présente à titre d'exemple les concentrations de la contamination rémanente de ^{137}Cs dans les sols prélevés par l'OFSP en 2001.

Ces valeurs témoignent des retombées de Tchernobyl et des essais nucléaires des années 60.



Sols prélevés et mesurés par l'OFSP en 2001

Figure 4: ¹³⁷Cs dans le sol sec et tamisé (2mm) examiné par l'OFSP en 2001.

Afin de caractériser les sites du point de vue des contributions individuelles à l'exposition externe du public, l'OFSP procède depuis les années 80 à des mesures par spectrométrie gamma in situ. Les résultats correspondants (Chap. 3.1) montrent que les valeurs dans le voisinage des installations nucléaires n'ont rien d'anormal par rapport aux autres sites. Des mesures complémentaires se trouvent chap. 4.3 et 7.2 en particulier sur les teneurs en Pu, Am et ⁹⁰Sr.

Les denrées alimentaires constituent le prochain maillon susceptible de transférer les radionucléides jusqu'à l'homme. L'ensemble de ces mesures coordonnées par l'OFSP en étroite collaboration avec les laboratoires cantonaux (chap. 5) ne mettent pas en évidence un marquage du milieu terrestre attribuable à l'exploitation des centrales nucléaires. Les mesures additionnelles de l'OFSP en particulier celles du programme germano-suisse au voisinage de Leibstadt dans les produits agricoles et les poissons confirment ce constat. Pour le reste, un impact des rejets atmosphériques des centrales nucléaires est avant tout perceptible pour le ¹⁴C, dont les résultats sont présentés au chap. 7.1. Les doses qui en résultent par ingestion

de denrées alimentaires locales ne représentent cependant que quelques μ Sv. L'intérêt des mesures ¹⁴C se situe aussi dans l'utilisation de ce traceur atmosphérique pour affiner la modélisation de la dispersion atmosphérique.

Mesures dans le milieu aquatique

Les principaux résultats de l'examen des systèmes aquatiques sont présentés dans le chap. 4.2. Dans l'eau l'impact des rejets liquides des installations nucléaires se mesure en particulier pour les isotopes du cobalt (⁵⁸Co et ⁶⁰Co). De même dans les trappes à sédiments, les injections de ⁵⁸Co, ⁶⁰Co, ⁵⁴Mn et ⁶⁵Zn redonnent

l'image des activités rejetées. Par contre la remobilisation des dépôts ^{137}Cs de Tchernobyl explique pour ce radionucléide l'absence partielle de corrélation entre les activités rejetées et les valeurs de mesure. Dans les poissons hormis le ^{40}K et le ^{137}Cs , aucun autre radionucléide n'a été détecté. Enfin les examens des eaux de la nappe n'ont signalé la présence d'aucun radionucléide d'origine artificielle. Les résultats complémentaires des mesures ^3H de l'OFSP dans l'eau du Rhin (Weil/D) en aval de Leibstadt (dernière centrale nucléaire sur son cours en Suisse) sont illustrés dans la figure 5.

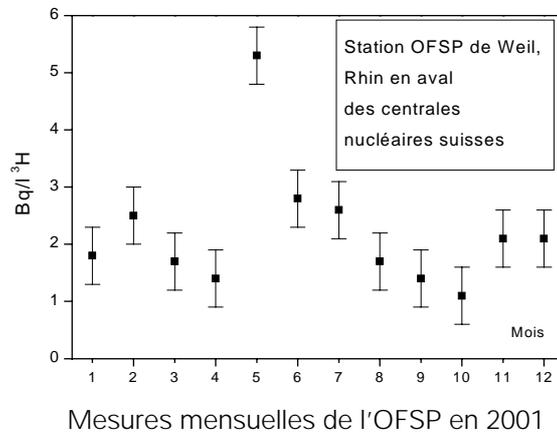


Figure 5: ^3H dans le Rhin à la sortie de la Suisse.

La surveillance du site démantelé de l'ancienne centrale nucléaire expérimentale de Lucens soustrait à la législation sur les installations nucléaires n'a signalé aucune activité gamma et ^{90}Sr supérieure aux limites de détection ($< 0.8 \text{ Bq/l } ^{137}\text{Cs}$ et $< 0.01 \text{ Bq/l } ^{90}\text{Sr}$ selon analyses de l'IRA). Les mesures de tritium sur le mélange des prélèvements trimestriels ont indiqué des valeurs entre 16 et 20 Bq/l ^3H .

Conclusions

L'impact des installations nucléaires suisses sur l'environnement a été très faible en 2001. La détection du rayonnement direct, du ^{14}C issu des rejets atmosphériques et des produits d'activation présents dans les rejets liquides témoigne d'un fonctionnement normal de ces installations dans l'année sous revue. Les doses qui en résultent pour la population avoisinante sont restées nettement inférieures aux limites réglementaires et le risque lié à l'exploitation de ces installations du point de vue de la santé s'avère insignifiant. Comme le montre le suivi de la figure 1, les calculs effectués à partir des rejets effectifs et des modèles de transfert jusqu'à l'homme des radionucléides rejetés confirment que l'impact dosimétrique des installations en question n'a pas dépassé la valeur directrice de 0.2 mSv et s'est situé en 2001 entre 0.002 et 0.006 mSv. La contribution majeure provient des rejets atmosphériques (essentiellement du ^{14}C), avec à Mühleberg une contribution rémanente des résines rejetées en 1986, dont l'impact très localisé a constamment diminué depuis.

Les mesures environnementales permettent de détecter la radioactivité à des niveaux infimes d'intensité des rayonnements émis, qui peuvent être à la limite sans aucune signification biologique. Même si les expositions du public, du fait des rejets des installations nucléaires, conduisent à des doses très faibles par rapport à celles d'origine naturelle ou médicale, le principe de précaution implique de poursuivre les contrôles et les études avec le plus de précision possible pour répondre aux différents objectifs à la fois d'ordre scientifique, réglementaire et d'information du public. La surveillance de l'environnement sans cesse améliorée au voisinage des installations nucléaires répond aussi au besoin de vérifier que la modélisation des transferts n'engendrent pas d'erreur sur les estimations dosimétriques réalisées à partir des rejets réels. Elle permet le suivi temporel des concentrations dans l'environnement, en particulier les processus possibles d'accumulation locale dans certains écosystèmes (sols, sédiments, feuillages). Enfin elle peut orienter des études nécessaires à la connaissance des processus de transfert, utiles en premier lieu à la maîtrise de situations accidentelles. Les évolutions au cours des dernières années ont porté sur le développement de technique de prélèvements et de mesures visant à abaisser les seuils de détection afin de permettre la mise en évidence de traces et d'utiliser certains radionucléides directeurs à la compréhension des processus environnementaux et à la validation de modèles sur lesquels reposent les prévisions en situation accidentelle.

Sites Internet



- OFSP/DSN/PSI/CERN

www.admin.ch/bag

www.hsk.psi.ch

www.cern.ch

- France

www.ipsn.fr

www.opri.fr

www.sfrp.asso.fr

www.cea.fr

www.cogema.fr

www.edf.fr

- centrales nucléaires

Gösgen (KKG): www.kkg.ch

Leibstadt (KKL): www.kkl.ch

Beznau (KKB): www.nok.ch

Mühleberg (KKM): www.bkw.ch

8.2. Ortsdosisleistung in der Umgebung der Kernanlagen

F. Cartier, A. Leupin, W. Baur und M. Schibli

Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen, HSK, 5232 VILLIGEN-HSK

Die externe Strahlung ist mit dem Messnetz zur automatischen Dosisleistungsüberwachung in der Umgebung der Kernkraftwerke (MADUK) ständig überwacht worden. Um das KKB und das PSI sind 17, beim KKG 16, beim KKL und KKM je 12 MADUK-Stationen in bis zu 5 km Abstand in Betrieb. Die MADUK-Stationen messen die Ortsdosisleistung. Die Messwerte werden alle 10 Minuten in die Zentrale der HSK übertragen und automatisch analysiert. Abweichungen vom natürlichen Schwankungsbereich werden signalisiert und dem HSK-Pikett gemeldet.

In der Figur 1 sind die Monatsmittelwerte mit den tiefsten und den höchsten Tagesmittelwerten aller MADUK-Sonden dargestellt. Sonden mit deutlich tieferem Messwertniveau stehen auf Gebäudedächern oder einem Untergrund mit geringem natürlichem Aktivitätsgehalt. Im Berichtsjahr sind keine sehr hohen Tagesmittelwerte festgestellt worden. Die in den Sommermonaten etwas höher liegenden Tagesmaxima sind bedingt durch die häufigeren und länger andauernden Niederschläge mit grossem Washouteffekt, was zu einem signifikanten Anstieg der natürlichen Strahlenexposition am Boden führte.

Die Kalibrierung aller MADUK-Sonden ist mittels einer radioaktiven Quelle überprüft und als in Ordnung beurteilt worden. Während vorangemeldeten Kalibrierungsarbeiten an den NADAM-Sonden zeigten die nahe stehenden MADUK-Sonden in vier Fällen erhöhte Messwerte. Wesentliche Datenausfälle entstanden bei den MADUK-Sonden G-01 in Stüsslingen (318 Std.), B-17 in Böttstein (365 Std.), L-10 in Wil (24 Std.), G-12 in Olten (192 Std.) und bei L-01 in Full (17 Std.). Ein ausserordentlicher, lokaler Gewitterregen führte im Verlauf des Jahres 2001 bei einer Sonde knapp zu einer Überschreitung des Schwellwertes für Dosisleistungserhöhungen, der bei netto 50 nSv/h liegt. Zu 6 weiteren Schwellwertverletzungen führten Defekte in den Elektroniken der Messstationen und in einem Fall ein Defekt verursacht durch die Beschädigung infolge von Bauarbeiten.

Im Berichtsjahr wurden die Dosismessungen mit Thermolumineszenz-Dosimeter (TLD) in der Umgebung der Kernanlagen und des PSI fortgeführt, ebenso die vierteljährlichen von der HSK stichprobenweise erhobenen Dosisleistungsmessungen am Zaun.

Im Nahbereich der Siedewasserreaktoren Mühleberg und Leibstadt ist die Ortsdosisleistung durch Direkt- und Streustrahlung aus dem Maschinenhaus erhöht. Seit dem Herbst des Jahres 2000 ist die Dosisleistung im Maschinenhaus und am Zaun des KKM als Folge einer geänderten Wasserchemie im Reaktor, die einen zusätzlichen Schutz der Reaktoreinbauten vor Korrosion bezweckt, angestiegen. Der dem Speisewasser zugegebene Wasserstoff bewirkt eine grössere Flüchtigkeit des Stickstoffs, der mit dem Dampf aus dem Reaktor in die Turbine getragen wird. So ergibt sich durch die zusätzlichen Zerfälle des kurzlebigen Nuklids ¹⁶N eine Erhöhung der Dosisleistung im Maschinenhaus und am Zaun. Daneben trägt auch das Abfalllager zu einer erhöhten Ortsdosis bei. In einer Messkampagne der HSK während des Stillstands und zu Beginn des Brennstoffzyklus 2001/2002 wurden am Zaun Dosisleistungen zwischen 0,085 µSv/h (natürlicher Untergrund) und 0,52 µSv/h gemessen. Im Wochenmittel ergaben sich hierdurch Nettowerte von maximal 0,063mSv pro Woche. Dies entspricht ca. 60 % des in der HSK-Richtlinie R-11 festgelegten Dosisrichtwerts von 0,1 mSv pro Woche. Die vom KKM ausgewerteten Thermolumineszenz-Dosimeter (TLD), die an mehreren Stellen am Zaun die Dosis messen, weisen für das Berichtsjahr einen Höchstwert von 2,4 mSv auf (inkl. natürlichem Untergrund von ca. 0,75 mSv).

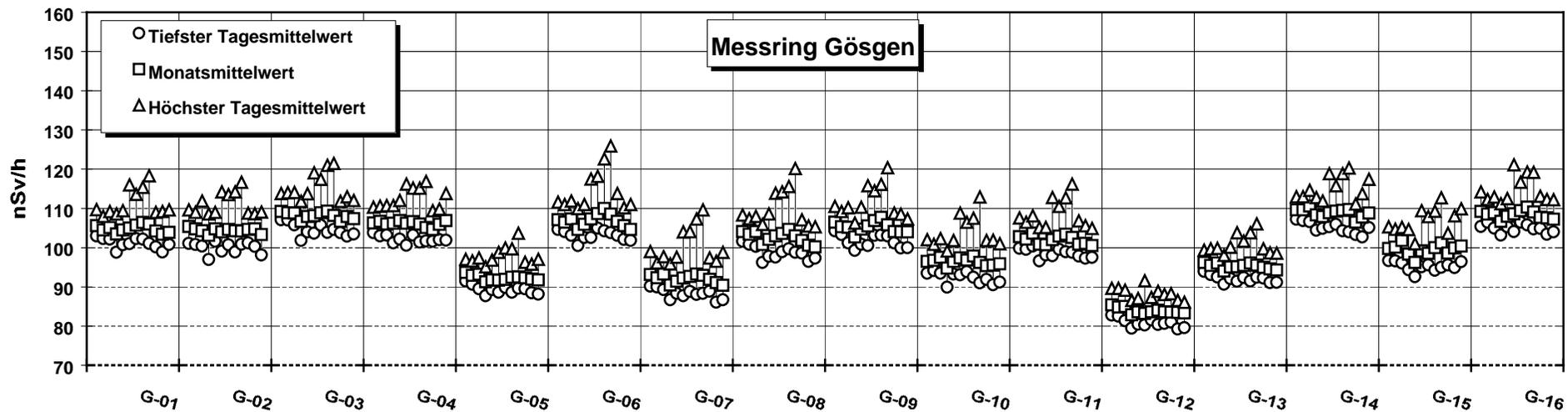
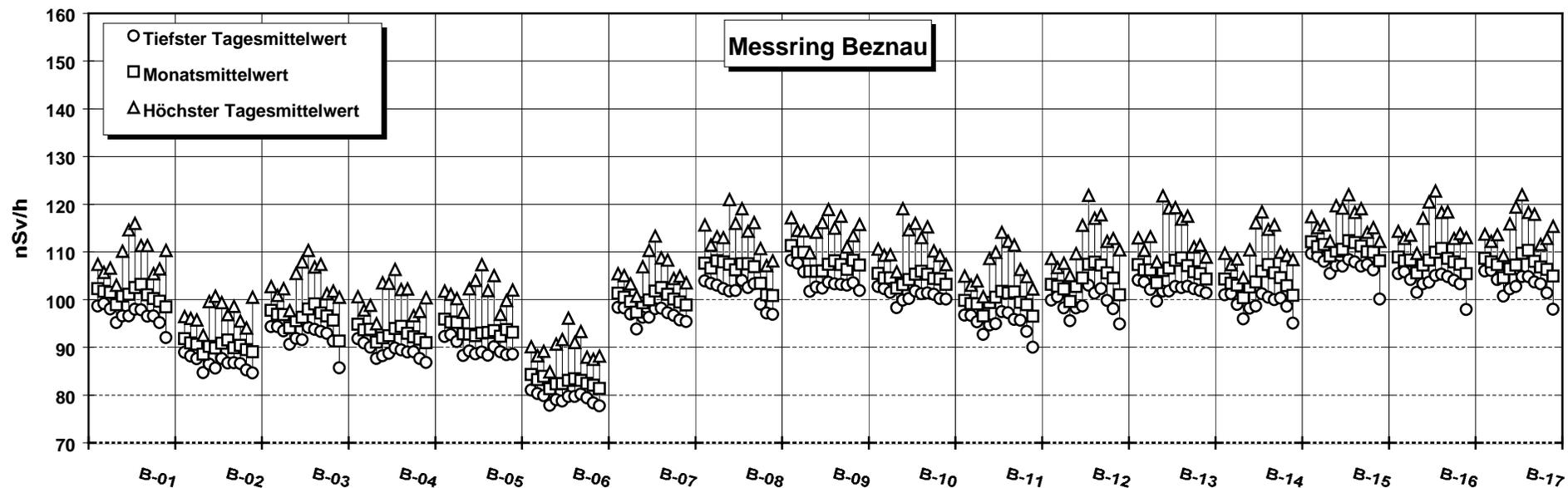
Beim KKL wurden am Zaun Dosisleistungen zwischen 0,08 µSv/h (natürlicher Untergrund) und 0,28 µSv/h gemessen. Dieser Wert ergibt umgerechnet auf ein Jahr und unter Berücksichtigung der Betriebszeit eine Dosis von 1,6 mSv pro Jahr. Bei dieser Dosis ist der natürliche Untergrund abgezogen. Die von KKL ausgewerteten Thermolumineszenz-Dosimeter (TLD) am Zaun ergaben im Berichtsjahr einen Höchstwert von 3,75 mSv (inkl. natürlichem Untergrund von ca. 0,7 mSv). Die HSK hat im Berichtsjahr den Einfluss der Leistungserhöhungen des KKL der letzten Jahre auf die radioaktiven Abgaben und die Direktstrahlung

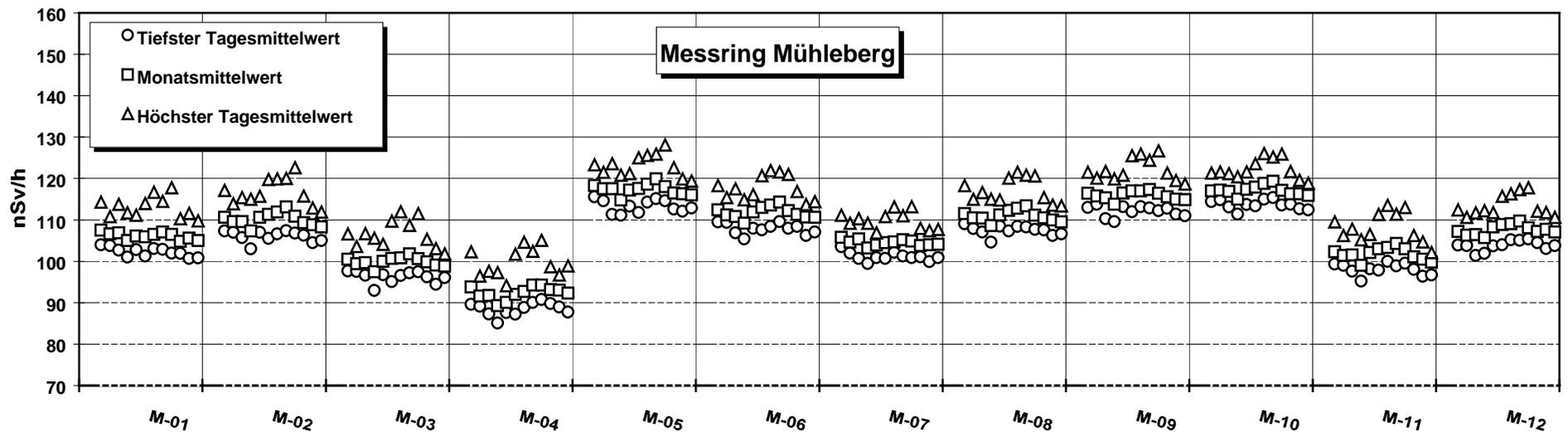
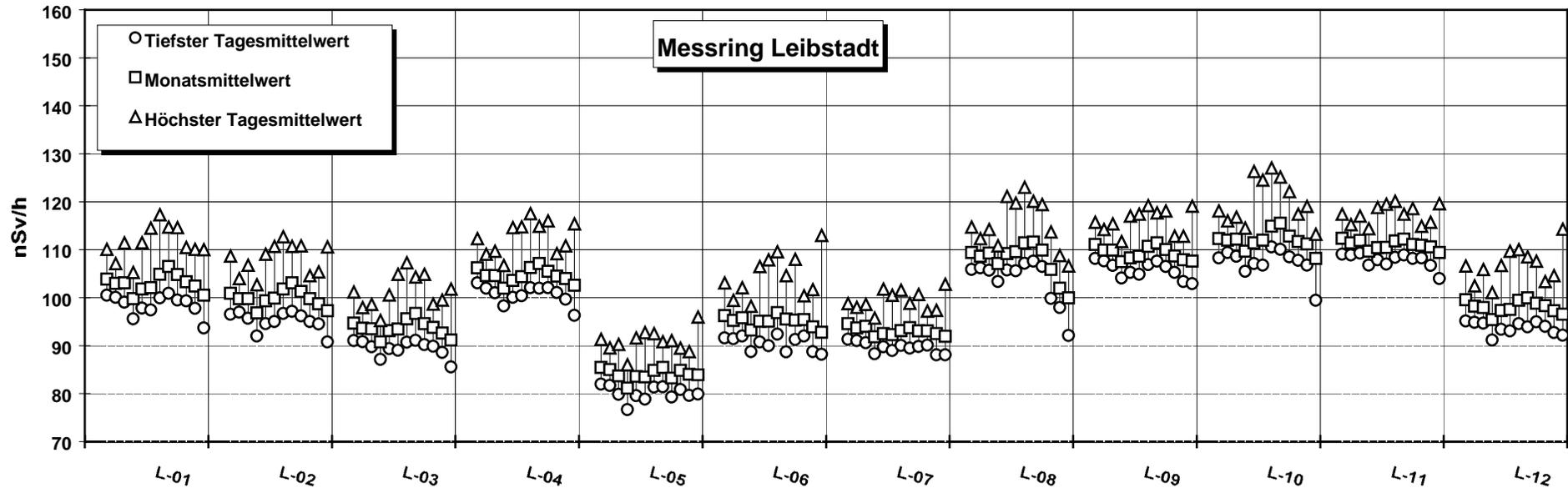
untersucht. Dabei lässt sich feststellen, dass bei den Abgaben keine signifikante Erhöhung feststellbar ist, während sich bei der Direktstrahlung die gemessenen Dosiswerte geringfügig erhöhten.

Im Jahr 2001 betrug der höchste, mit einem Thermolumineszenz-Dosimeter (TLD) am PSI-Zaun gemessene Wert 1.8 mSv (inkl. natürlichem Untergrund von ca. 0,6 mSv). Der zugehörige Messpunkt liegt beim Abfallager im PSI-Ost.

Die Immissionsgrenzwerte für die Direktstrahlung ausserhalb des Betriebsareals von 1 mSv pro Jahr für Wohn-, Aufenthalts- und Arbeitsräume und von 5 mSv pro Jahr für andere Bereiche nach Art. 102 Absatz 3 der Strahlenschutzverordnung wurden auch im Berichtsjahr für alle Standorte (inkl. PSI und Zentrales Zwischenlager Würenlingen) eingehalten.

Figur 1: Dosisleistung an den MADUK-Stationen im Jahr 2001
Figur 1 (Fortsetzung): Dosisleistung an den MADUK-Stationen im Jahr 2001





8.1. Emission aus den Kernanlagen

F. Cartier, A. Leupin, J. Löhle, W. Baur und M. Schibli

Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen, HSK, 5232 VILLIGEN-HSK

Die Abgaben der schweizerischen Kernkraftwerke der letzten fünf Jahre sind in Figur 1 für Abluft und Abwasser im Vergleich zu den Jahreslimiten dargestellt. Alle Kernkraftwerke haben die Jahres- und die Kurzzeitlimiten eingehalten. Tabelle 1a zeigt die Zahlenwerte sowie die unter ungünstigen Annahmen errechnete Personendosis für Erwachsene und Kleinkinder im Jahr 2001. Die Abgaben des Paul Scherrer Instituts und die daraus in gleicher Weise berechneten Dosiswerte sind in Tabelle 1b zusammengestellt. Die Aktivitätsabgaben mit dem Abwasser sind in Tabelle 1c, die mit der Abluft in den Tabellen 1d und 1e Nuklid spezifisch aufgelistet. Die Fussnoten zu den Tabellen geben Hinweise zu den Limiten, den Messungen und den bei der Berechnung der Jahresdosis verwendeten Annahmen.

Die Abgabemessungen der Kernkraftwerke wurden mit insgesamt mehr als 100 Proben durch die Behörden kontrolliert. Stichprobenweise wurden Aerosol- und Jodfilter sowie Abwasserproben analysiert. Die Ergebnisse stimmen im allgemeinen gut überein und zeigen, dass die Abgabereglemente (Fussnote 2 zu Tabelle 1) beachtet werden.

Die aus den Emissionen der Kernkraftwerke errechnete Jahresdosis für Einzelpersonen der Bevölkerung in unmittelbarer Nähe der Anlage beträgt unter Berücksichtigung der Ablagerungen aus den Vorjahren beim KKB ungefähr 0.002 mSv, beim KKG 0.005 mSv, beim KKL 0.005 mSv und beim KKM ungefähr 0.006 mSv. Die berechneten Dosiswerte für Einzelpersonen der Bevölkerung betragen im Jahre 2001 somit einen Bruchteil des quellenbezogenen Dosisrichtwerts von 0.2 mSv pro Jahr.

Bei den Kernkraftwerken ergeben die ^{14}C -Abgaben im Jahr 2001 den grössten Dosisbeitrag. Dieses Nuklid entsteht im Reaktor durch Kernreaktionen von Neutronen mit Stickstoff, Kohlenstoff und Sauerstoff. Die Produktionsrate in den Kernkraftwerken ist von der Reaktorleistung und von weiteren Faktoren abhängig, die gegenwärtig detaillierter untersucht werden. Die HSK berücksichtigt bei den Dosisberechnungen die ^{14}C -Abgaben, da diese seit einigen Jahren aufgrund der übrigen geringen Abgaben die Dosis bestimmen. KKL führt schon seit längerer Zeit aus eigener Veranlassung ^{14}C

Messungen durch. Mitte 1998 wurde das System zur Messung von ^{14}C aufgrund der Resultate einer internationalen Vergleichsmessung neu kalibriert, was dazu führte, dass die für Einzelpersonen der Bevölkerung errechnete Dosis seit 1998 etwas höher ist. Im Berichtsjahr hat auch KKG die Messung von ^{14}C aufgenommen. Die Messungen zeigen höhere Abgabewerte und grössere Schwankungsbreiten als aufgrund von Erfahrungswerten und aus Literaturangaben angenommen wurde. Dies erklärte den im Vergleich zum Vorjahr höheren Wert der in diesem Jahr ausgewiesenen Dosis. Bei den beiden andern schweizerischen Kernkraftwerken wurden bei der Dosisberechnung für die ^{14}C -Abgaben Erfahrungswerte, die in den nächsten Jahren Gegenstand einer Überprüfung sind, eingesetzt.

Bei der Bewertung der errechneten Dosiswerte gilt es zu beachten, dass diese auf jeden Fall unterhalb von 0.01 mSv liegen. Dosen in einer solchen Grössenordnung gelten gemäss Artikel 5 und Artikel 6 der Strahlenschutzverordnung in jedem Fall als gerechtfertigt und optimiert.

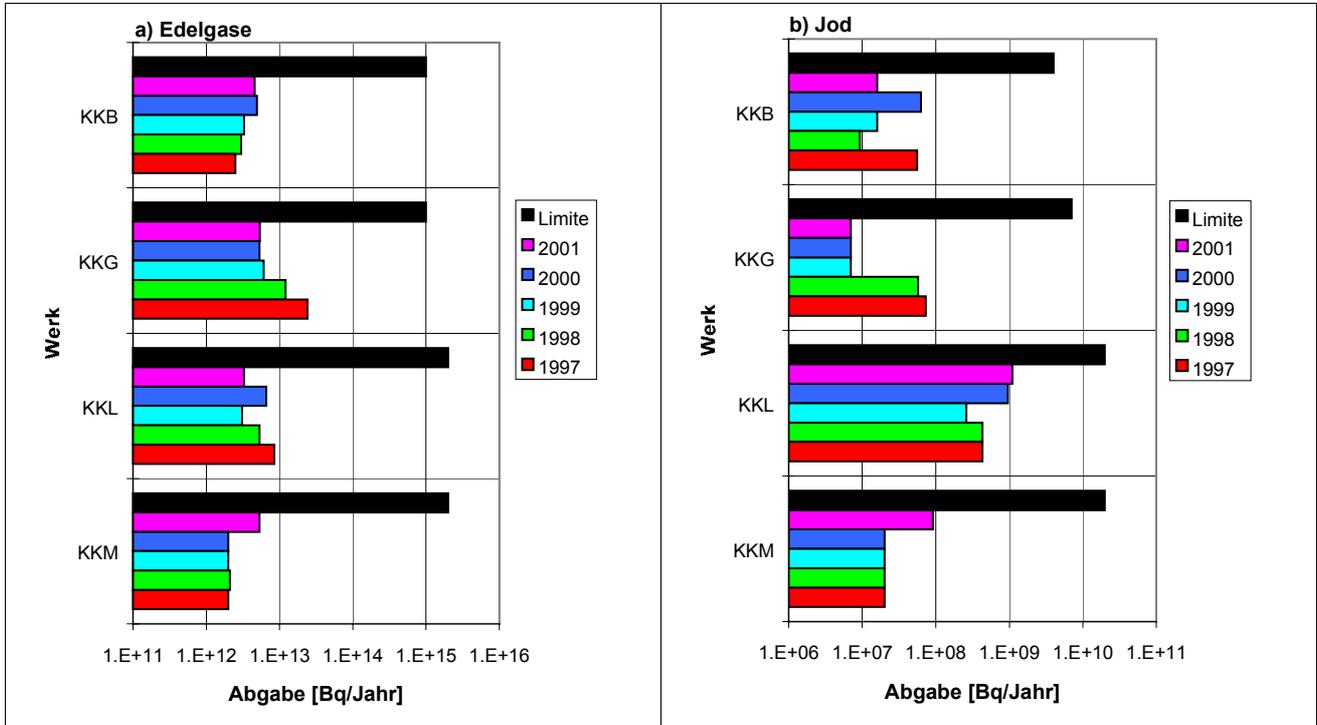
Die Kernkraftwerke waren für Revisionsarbeiten während folgender Perioden abgestellt: KKB I vom 23. Juni bis 3. Juli, KKB II vom 13. Juli bis 18. September, KKG vom 7. Juli bis 29. Juli, KKL vom 4. August bis zum 28. August und KKM vom 12. August bis 3. September 2001.

Das PSI ist aufgrund der Bewilligung für die Abgabe radioaktiver Stoffe und die Direktstrahlung verpflichtet, sowohl für die einzelnen Anlageteile als auch für die Gesamtanlage des PSI Berechnungen über die aus den Abgaben resultierenden Dosiswerte in der Umgebung durchzuführen. Beim PSI errechnet die HSK eine Jahresdosis für Einzelpersonen in der Umgebung von weniger als 0.005 mSv. Beinahe die gesamte Dosis ergibt sich hier durch die Abgabe von kurzlebigen radioaktiven Edelgasen aus den Teilchenbeschleunigern im Westteil. Die vom PSI und von der HSK unabhängig voneinander durchgeführten Berechnungen zeigen, dass selbst unter ungünstigen Annahmen die Jahresdosis für Einzelpersonen der Bevölkerung in der Umgebung deutlich unterhalb des Dosisanteils des PSI von 0.15 mSv pro Jahr am quellenbezogenen Dosisrichtwert des gemeinsamen Standortes PSI/ZZL liegt.

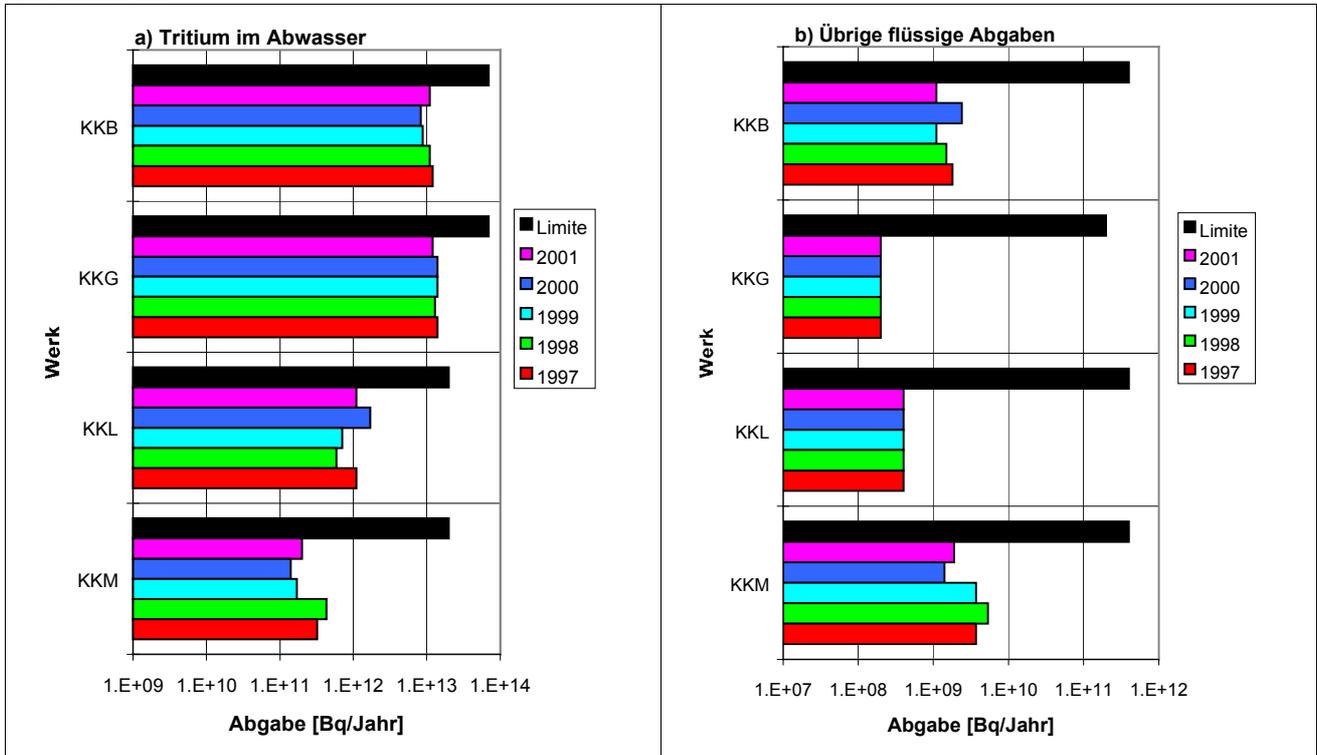
Im Berichtsjahr wurde das "Reglement für die Abgabe radioaktiver Stoffe und die Überwachung von Radioaktivität und Direktstrahlung in der Umgebung des Zentralen Zwischenlagers Würenlingen (ZZL)" in Kraft gesetzt und die beweissichernden Messungen in der Umgebung wurden abgeschlossen. Gleichzeitig wurden die betrieblichen Messungen aufgenommen.

Erste Einlagerungen eines Behälters mit abgebrannten Brennelementen, der ersten Glaskokillen aus der Wiederaufarbeitung von abgebranntem Brennstoff und von Gebinden mit mittelaktiven Abfällen ins ZZL fanden in der zweiten Hälfte des Jahres unter Aufsicht der HSK statt.

1. Abluft



2. Abwasser



Figur 1: Abgaben der schweizerischen Kernkraftwerke in den letzten fünf Jahren im Vergleich mit den Abgabelimiten. (Siehe Tabelle 1a) Bei den Abgaben von KKL und KKG handelt es sich zum Teil um Nachweisgrenzen.

Tabelle 1a: Zusammenstellung der Abgaben radioaktiver Stoffe der Kernkraftwerke an die Umgebung im Jahr 2001 und die daraus berechnete Dosis für Einzelpersonen der Bevölkerung. (Fussnoten auf Seite 8.1.8)

Anlage	Medium	Art der Abgaben ⁴⁾	Abgabelimiten ¹⁾ Bq/Jahr	Tatsächliche Abgaben ²⁾		Berechnete Jahresdosis ³⁾	
				Bq/Jahr (±50%)	Prozent der Limite	Erwachsener mSv/Jahr	Kleinkind mSv/Jahr
KKB1 + KKB2	Abwasser (3800 m ³)	Nuklidgemisch (ohne Tritium)	4·10 ¹¹	1,1·10 ⁹	0,3%	<0,001	<0,001
		Tritium	7·10 ¹³	1,1·10 ¹³	15,7%	<0,001	<0,001
	Abluft	Edelgase	1·10 ¹⁵	4,6·10 ¹²	0,5%	<0,001	<0,001
		Aerosole ohne I-131, Halbwertszeit > 8 Tage	6·10 ⁹	-	<0,1%	<0,001	<0,001
		Iod-131	4·10 ⁹	1,6·10 ⁷	0,4%	<0,001	<0,001
Kohlenstoff-14	-	4,0·10 ¹⁰	-	0,0012	0,0020		
KKM	Abwasser (5701 m ³)	Nuklidgemisch (ohne Tritium)	4·10 ¹¹	1,9·10 ⁹	0,5%	<0,001	<0,001
		Tritium	2·10 ¹³	2,0·10 ¹¹	1,0%	<0,001	<0,001
	Abluft	Edelgase	2·10 ¹⁵	5,3·10 ¹²	0,3%	<0,001	<0,001
		Aerosole ohne I-131, Halbwertszeit > 8 Tage	2·10 ¹⁰	-	<0,1%	0,0054	0,0045
		Iod-131	2·10 ¹⁰	9,1·10 ⁷	0,5%	<0,001	<0,001
Kohlenstoff-14	-	2·10 ¹¹	-	<0,001	0,0012		
KKG	Abwasser (7395 m ³)	Nuklidgemisch (ohne Tritium)	2·10 ¹¹	-	<0,1%	<0,001	<0,001
		Tritium	7·10 ¹³	1,2·10 ¹³	17,1%	<0,001	<0,001
	Abluft	Edelgase β-total-Messung	1·10 ¹⁵	<5,4·10 ¹² (<4,7·10 ¹²)	0,5%	<0,001	<0,001
		Aerosole ohne I-131, Halbwertszeit > 8 Tage	1·10 ¹⁰	-	<0,1%	<0,001	<0,001
		Iod-131	7·10 ⁹	-	<0,1%	<0,001	<0,001
Kohlenstoff-14	-	4,0·10 ¹¹	-	0,0028	0,0047		
KKL	Abwasser (14604 m ³)	Nuklidgemisch (ohne Tritium)	4·10 ¹¹	-	<0,1%	<0,001	<0,001
		Tritium	2·10 ¹³	1,1·10 ¹²	5,5%	<0,001	<0,001
	Abluft	Edelgase	2·10 ¹⁵	3,3·10 ¹²	0,2%	<0,001	<0,001
		Aerosole ohne I-131, Halbwertszeit > 8 Tage	2·10 ¹⁰	3,0·10 ⁷	0,2%	<0,001	<0,001
		Iod-131	2·10 ¹⁰	1,1·10 ⁹	5,5%	<0,001	0,001
Kohlenstoff-14	-	4,5·10 ¹¹	-	0,0024	0,0041		

Tabelle 1c: Abgaben radioaktiver Stoffe an die Aare oder den Rhein mit dem Abwasser, 2001: Summe der bei Einzelmessungen nachgewiesenen Aktivitätsabgaben. (Fussnoten auf Seite 8.1.8)

Nuklid β/γ-Strahler	Abgaben ²⁾ [Bq im Jahr]				
	Bezau	Gösgen	Leibstadt	Mühleberg	PSI
³ H	1.1·10 ¹³	1.2·10 ¹³	1.1·10 ¹²	2.0·10 ¹¹	1.3·10 ¹¹
⁷ Be					<LE
²² Na					4.3·10 ⁵
²⁴ Na	1.9·10 ⁷			1.3·10 ⁷	
³⁵ S					1.8·10 ⁷
⁵¹ Cr	2.9·10 ⁷			2.6·10 ⁸	
⁵⁴ Mn	1.6·10 ⁸		1.4·10 ⁷	6.0·10 ⁸	1.9·10 ⁴
⁵⁶ Mn	9.2·10 ⁴				
⁵⁹ Fe	7.8·10 ⁵			3.7·10 ⁷	
⁵⁷ Co	1.3·10 ⁸				<LE
⁵⁸ Co	2.0·10 ¹⁰		3.2·10 ⁶	3.8·10 ⁸	<LE
⁶⁰ Co	1.6·10 ⁹	1.1·10 ⁶	1.3·10 ⁸	5.1·10 ⁹	9.6·10 ⁶
⁶⁵ Zn				8.6·10 ⁸	2.3·10 ⁴
⁸⁹ Sr	3.0·10 ⁷			2.5·10 ⁸	
⁹⁰ Sr/ ⁹⁰ Y	2.2·10 ⁷			6.3·10 ⁶	4.4·10 ⁷
⁹⁵ Zr	8.0·10 ⁶				
⁹⁷ Zr	7.1·10 ⁶				
⁹⁵ Nb	4.9·10 ⁷	1.8·10 ⁵		8.1·10 ⁶	
⁹⁹ Mo	2.1·10 ⁵				
^{99m} Tc	3.8·10 ⁶			1.6·10 ⁶	
¹⁰³ Ru	9.3·10 ⁵				
^{115m} Cd	1.2·10 ⁶				
^{110m} Ag	1.8·10 ⁸	1.3·10 ⁶			
¹²² Sb	1.3·10 ⁸	1.4·10 ⁵			
¹²⁴ Sb	7.5·10 ⁸	8.6·10 ⁵		1.4·10 ⁷	
¹²⁵ Sb	6.8·10 ⁸				
^{123m} Te		5.4·10 ⁵			
¹³² Te	1.3·10 ⁷				
¹²⁵ I					2.9·10 ⁷
¹²⁶ I					
¹³¹ I	1.8·10 ⁷		3.1·10 ⁷	2.7·10 ⁶	1.8·10 ⁶
¹³³ I	6.0·10 ⁶				
¹³⁴ Cs	2.3·10 ⁸		2.8·10 ⁷	6.9·10 ⁷	5.9·10 ⁵
¹³⁶ Cs	4.5·10 ⁵				
¹³⁷ Cs	8.7·10 ⁸	8.2·10 ⁴	4.0·10 ⁷	3.2·10 ⁹	1.8·10 ⁷
¹⁴⁰ Ba	6.2·10 ⁶				
¹³³ Ba					
¹⁴⁰ La	3.2·10 ⁶				
¹⁴¹ Ce	1.9·10 ⁴		2.7·10 ⁶		
¹⁴³ Ce	1.8·10 ⁵				
¹⁴⁴ Ce	6.6·10 ⁵				
¹⁵² Eu					
¹⁵⁴ Eu					9.8·10 ⁴
²³⁹ Np	1.8·10 ⁶				
α-Strahler		<1.3·10 ⁵	6.5·10 ⁵		
²²⁴ Ra ^{234/238} U ^{239/240} Pu ²³⁸ Pu/ ²⁴¹ Am ²⁴⁴ Cm					4.8·10 ⁵ 3.8·10 ⁴ 2.0·10 ⁵

Tabelle 1d: Abgaben der Kernanlagen mit der Abluft, 2001: Summe der bei Einzelmessungen nachgewiesenen Aktivitätsabgaben. (Fussnoten auf Seite 8.1.8)

Nuklid β/γ-Strahler	Abgaben [Bq im Jahr]				
	Beznau	Gösgen	Leibstadt	Mühleberg	PSI
Tritium			8.2·10 ¹¹		3.6·10 ¹²
¹¹ C					2.0·10 ¹³
¹⁴ C			4.5·10 ¹¹		1.1·10 ⁷
¹³ N					2.0·10 ¹³
¹⁵ O					5.8·10 ¹³
¹⁸ F					6.7·10 ¹¹
⁴¹ Ar				1.2·10 ⁹	3.5·10 ¹²
⁸⁵ Kr				8.4·10 ¹⁰	4.5·10 ¹¹
^{85m} Kr	1.8·10 ¹¹		1.2·10 ⁹	2.6·10 ¹¹	
⁸⁷ Kr			5.5·10 ¹⁰	6.2·10 ¹⁰	
⁸⁸ Kr				2.7·10 ¹¹	
¹²⁷ Xe					3.2·10 ⁸
^{131m} Xe				2.7·10 ¹⁰	
¹³³ Xe	1.7·10 ¹²		1.4·10 ¹²	1.2·10 ¹²	
^{133m} Xe					
¹³⁵ Xe	2.0·10 ¹²		2.2·10 ¹²	1.3·10 ¹¹	
^{135m} Xe			2.7·10 ¹²	3.4·10 ¹¹	
¹³⁷ Xe				5.6·10 ¹¹	
¹³⁸ Xe			1.7·10 ¹⁰	8.7·10 ¹¹	
EG-Aequiv. ⁴⁾				2.1·10 ¹¹	
EG: β-total		<4.7·10 ¹²			
Andere	3.0·10 ¹¹				
Jod					
¹²³ I					7.4·10 ⁷
¹²⁴ I					3.8·10 ⁶
¹²⁵ I					1.0·10 ⁸
¹²⁶ I					1.9·10 ⁶
¹³¹ I	7.7·10 ⁶	1.2·10 ⁵	1.1·10 ⁹	9.1·10 ⁷	1.1·10 ⁸
¹³³ I	4.1·10 ⁷				

Tabelle 1e: Abgaben der Kernanlagen mit der Abluft, 2001. (Fortsetzung)

Nuklid	Abgaben [Bq im Jahr]				
	Beznau	Gösgen	Leibstadt	Mühleberg	PSI
⁷ Be					1.4·10 ⁵
²⁴ Na					1.3·10 ⁶
³⁸ S					3.2·10 ⁹
³⁸ Cl					1.6·10 ¹¹
³⁹ Cl					2.0·10 ¹⁰
⁵¹ Cr	<LE				
⁵⁴ Mn					
⁵⁷ Co					
⁵⁸ Co	1.3·10 ⁶				
⁶⁰ Co	5.4·10 ⁴	2.1·10 ⁵	5.8·10 ⁴	7.1·10 ⁵	1.3·10 ⁶
⁶⁵ Zn				3.0·10 ⁵	1.5·10 ⁷
⁶⁹ Ge					4.4·10 ⁵
⁷⁵ Se					9.9·10 ⁵
⁷⁶ Br					1.5·10 ⁷
⁷⁷ Br					6.5·10 ⁶
⁸² Br					4.4·10 ⁸
⁹⁰ Sr					
⁹⁵ Nb	<LE				
^{99m} Tc					4.7·10 ⁸
¹⁰⁶ Ru/Rh					1.8·10 ⁵
^{110m} Ag					1.3·10 ⁷
^{115m} Cd	2.9·10 ⁴				
^{123m} Te					1.4·10 ⁶
^{125m} Te					2.5·10 ⁷
¹²⁴ Sb	<LE				2.6·10 ⁵
¹²⁵ Sb	5.9·10 ⁴				4.8·10 ⁶
¹³¹ I (aerosolförmig)			5.2·10 ⁷	9.0·10 ⁵	
¹³⁴ Cs					2.3·10 ⁶
¹³⁷ Cs	3.9·10 ⁴		4.8·10 ⁴	1.4·10 ⁶	9.3·10 ⁷
¹⁴⁰ Ba			3.0·10 ⁷	6.8·10 ⁶	
¹⁴⁰ La					
¹⁴¹ Ce				5.1·10 ³	
¹⁸¹ Re					3.2·10 ⁷
¹⁸² Re					9.9·10 ⁷
¹⁸² Os					1.1·10 ⁸
¹⁸³ Os					1.4·10 ⁸
^{183m} Os					1.4·10 ⁸
¹⁸⁵ Os					8.0·10 ⁶
¹⁹² Au					1.5·10 ⁹
¹⁹³ Au					4.6·10 ⁸
¹⁹² Hg					7.2·10 ⁸
^{193m} Hg					1.9·10 ⁸
¹⁹⁵ Hg					1.7·10 ⁹
^{195m} Hg					8.1·10 ⁷
^{197m} Hg					9.4·10 ⁷
²⁰³ Hg					3.4·10 ⁶
α-Aerosole	<6·10 ⁴	7.1·10 ⁴	7.5·10 ⁴		
²¹⁰ Po					8.6·10 ⁵

Fussnoten zur Tabelle 1

- Abgabelimiten** gemäss Bewilligung der jeweiligen Kernanlage. Die Abgabelimiten wurden für die Kernkraftwerke so festgelegt, dass die Jahresdosis für Personen in der Umgebung (vgl. Fussnote 3) unter 0.2 mSv/Jahr bleibt. Für das Paul Scherrer Institut (PSI) sind die Abgaben gemäss Bewilligung 6/2000 direkt über einen Anteil von 0.15 mSv pro Jahr am für Standorte geltenden quellenbezogenen Dosisrichtwert von 0.2 mSv/Jahr limitiert.
- Die **Messung der Abgaben** erfolgt nach den Erfordernissen der Reglemente "für die Abgaben radioaktiver Stoffe und die Überwachung von Radioaktivität und Direktstrahlung in der Umgebung des..." jeweiligen Kernkraftwerkes resp. des PSI. Die Messgenauigkeit beträgt ca. $\pm 50\%$. Abgaben unterhalb 0.1% der Jahresabgabelimite werden von der HSK als nicht-relevant betrachtet. Gemessene, nuklidspezifische Abgaben kleiner als die Freigrenze LE gemäss Strahlenschutzverordnung Anhang 3 werden als <LE ausgewiesen.
- Die **Jahresdosis** ist für Personen berechnet, die sich dauernd am kritischen Ort aufhalten, ihre gesamte Nahrung von diesem Ort beziehen und ihren gesamten Trinkwasserbedarf aus dem Fluss unterhalb der Anlage decken. Die Dosis wird mit den in der HSK-Richtlinie R-41 angegebenen Modellen und Parametern ermittelt.
Dosiswerte kleiner als 0.001 mSv - entsprechend einer Dosis, die durch natürliche externe Strahlung in ca. zehn Stunden akkumuliert wird - werden in der Regel nicht angegeben. Beim PSI wird die Jahresdosis der Gesamtanlage als Summe über die Abgabestellen gebildet.
- Bei der **Art der Abgaben** ist folgendes zu präzisieren:
Abwasser: Die Radioaktivität ist in Bq/Jahr normiert auf einen Referenz-LE-Wert von 200 Bq/kg angegeben. Die LE-Werte für die einzelnen Nuklide sind dem Anhang 3 der Strahlenschutzverordnung (StSV) entnommen. Ein LE-Wert von 200 Bq/kg entspricht einem Referenz-Nuklid mit einem Ingestions-Dosisfaktor von $5 \cdot 10^{-8}$ Sv/Bq.
Edelgase: Die Radioaktivität ist in Bq/Jahr normiert auf einen Referenz-CA-Wert von $2 \cdot 10^5$ Bq/m³ angegeben. Die CA-Werte für die Edelgasnuklide sind dem Anhang 3 der Strahlenschutzverordnung (StSV) entnommen. Ein CA-Wert von $2 \cdot 10^5$ Bq/m³ entspricht einem Referenz-Nuklid mit einem Immersions-Dosisfaktor von $4.4 \cdot 10^{-7}$ (Sv/Jahr)/(Bq/m³).
Beim KKG wird für die Bilanzierung der Edelgase eine β -total-Messung durchgeführt (siehe den Wert in Klammern); für die Aequivalent-Umrechnung wurde in diesem Fall ein Gemisch von 80% ¹³³Xe, 10% ¹³⁵Xe und 10% ⁸⁸Kr angenommen.
Gase: Beim PSI handelt es sich vorwiegend um die Nuklide ¹¹C, ¹³N, ¹⁵O und ⁴¹Ar. Deren Halbwertszeiten sind kleiner als zwei Stunden. Hier ist die Summe der Radioaktivität dieser Gase und Edelgase ohne Normierung auf einen Referenzwert angegeben.
Aerosole: Hier ist die Summe der Radioaktivität ohne Normierung auf einen Referenzwert angegeben. Der Dosisbeitrag von Aerosolen mit Halbwertszeiten kleiner 8 Tagen ist bei den Kernkraftwerken vernachlässigbar.
Beim KKM ergibt sich der Hauptbeitrag zur Dosis durch die Strahlung der abgelagerten Aerosole, die im Jahre 1986 durch eine unkontrollierte Abgabe in die Umgebung gelangten. Der Dosisbeitrag der Aerosole, welche im Berichtsjahr abgegeben wurden, ist demgegenüber vernachlässigbar und liegt in der Grössenordnung der anderen schweizerischen Kernkraftwerke.
Iod: Die Abgabe ist als ¹³¹I-Aequivalent durch gewichtete Summation der Aktivität der gemessenen Iod-Nuklide angegeben, wobei sich der Gewichtungsfaktor aus dem Verhältnis des Ingestionsdosisfaktors des jeweiligen Nuklides zum Ingestionsdosisfaktor von ¹³²¹I ergibt. Die Ingestionsdosisfaktoren sind der StSV entnommen.
Kohlenstoff-14: In den Tabellen ist der als Kohlendioxid vorliegende Anteil des Kohlenstoff-14, der für die Dosis relevant ist, angegeben. Die für ¹⁴C angegebenen Werte basieren beim KKG und KKL auf aktuellen Messungen, beim KKB und KKM auf Literaturangaben und in früheren Jahren durchgeführten Messungen. KKG hat die Messungen im Berichtsjahr neu aufgenommen. Dieser Messwert ist höher als der in früheren Jahren angenommene Wert.

Tabelle 1b: Zusammenstellung der Abgaben des Paul Scherrer Instituts im Jahr 2001 und der daraus berechnete Dosis für Einzelpersonen der Bevölkerung.
(Fussnoten auf Seite 8.1.8)

	Hochkamin	Verbrennungsanlage	Saphir	Betriebsgebäude für radioaktive Abfälle	Bundeszwischenlager	Zentrale Fortluftanlage PSI West.	Injektor I	Injektor II	Tritiumhütte	Abwasser PSI (3853 m ³)	Gesamtanlage des PSI
Abgaben im Abwasser ^{2) 4)} [Bq]											
Nuklidgemisch ohne Tritium	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3.9·10 ⁷	3.9·10 ⁷
Tritium	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.3·10 ¹¹	1.3·10 ¹¹
Abgaben über die Abluft ^{2) 4)} [Bq]											
Gase	4.5·10 ¹¹	-	-	-	-	1.0·10 ¹⁴	3.3·10 ⁹	6.3·10 ¹⁰	-	-	1.0·10 ¹⁴
β/γ-Aerosole (ohne Iod, Halbwertszeit>8 Std)	4.7·10 ⁸	1.6·10 ⁸	-	-	-	5.7·10 ⁹	-	2.1·10 ⁶	-	-	6.3·10 ⁹
α-Aerosole	-	8.6·10 ⁵	-	-	-	-	-	-	-	-	8.6·10 ⁵
Iod (I-131-aeq.)	1.5·10 ⁸	1.4·10 ⁷	-	-	-	1.8·10 ⁷	-	-	-	-	1.8·10 ⁸
Tritium (tritiertes Wasser)	2.2·10 ¹²	9.5·10 ¹⁰	1.8·10 ¹⁰	5.5·10 ¹¹	4.9·10 ⁸	7.2·10 ¹¹	-	-	1.4·10 ¹⁰	-	3.6·10 ¹²
Kohlenstoff-14	-	1.1·10 ⁷	-	-	-	-	-	-	-	-	1.1·10 ⁷
Jahresdosis ³⁾ [mSv/Jahr] für:											
Erwachsene	<0.00015	0.0003	<0.00015	0.0004	<0.00015	0.0028	<0.00015	<0.00015	<0.00015	<0.00015	<0.005
Kleinkinder	<0.00015	0.0003	<0.00015	0.0004	<0.00015	0.0028	<0.00015	<0.00015	<0.00015	<0.00015	<0.005
Anteil am quellenbezogenen Dosisrichtwert ¹⁾	<0.1%	0.2%	<0.1%	0.3%	<0.1%	1.9 %	<0.1%	<0.1%	<0.1%	<0.1%	<3%

8. Überwachung der Kernanlagen: Emissionen und Immissionen (Zusammenfassung)

F. Cartier, A. Leupin

Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen, HSK, 5232 VILLIGEN-HSK

Zusammenfassung

Die Abgaben radioaktiver Stoffe mit Abwasser und Abluft lagen im Jahr 2001 für die vier Schweizer Kernkraftwerke Beznau (KKB), Gösgen (KKG), Leibstadt (KKL) und Mühleberg (KKM) sowie für das Paul-Scherrer-Institut (PSI) und das am gleichen Standort domizilierte Zentrale Zwischenlager Würenlingen (ZZL) deutlich unterhalb den Jahres- und Kurzzeit-Abgabegrenzen. Die aus den tatsächlichen Abgaben errechnete Strahlenexposition liegt selbst unter Berücksichtigung der Ablagerungen aus den Vorjahren für Erwachsene und Kleinkinder weit unterhalb des quellenbezogenen Dosisrichtwertes von 0,2 mSv pro Jahr.

Im Lauf des Berichtsjahres hat das KKG Messungen der Abgaben von ^{14}C mit der Abluft aufgenommen. Diese Messungen zeigten höhere Abgabewerte und grössere Schwankungsbreiten als aufgrund von Erfahrungswerten und aus Literaturangaben bislang angenommen wurde. KKL führt schon seit längerer Zeit aus eigener Veranlassung ^{14}C -Messungen durch, bei den beiden anderen schweizerischen Kernkraftwerke sind Überprüfungen der Erfahrungswerte für ^{14}C -Abgaben in den nächsten Jahren vorgesehen.

Im Frühjahr 2001 wurde das "Reglement für die Abgabe radioaktiver Stoffe und die Überwachung von Radioaktivität und Direktstrahlung in der Umgebung des ZZL" von der HSK in Kraft gesetzt. Ende Jahr erfolgten die ersten Einlagerungen in die ZZL-Lagerhallen.

Die externe Strahlung ist mit dem **Messnetz zur Automatischen Dosisleistungsüberwachung in der Umgebung der Kernkraftwerke (MADUK)** ständig überwacht worden. Um das KKB und das PSI sind 17, beim KKG 16 und beim KKL und KKM je 12 Ortsdosisleistungs-Messsonden in einem Abstand von bis zu ca. 5 km in Betrieb. Die Messwerte dieser MADUK-Sonden werden alle 10 Minuten in die Zentrale übertragen und automatisch analysiert. Gegebenenfalls werden Abweichungen vom natürlichen Schwankungsbereich signalisiert und automatisch dem HSK-Pikett gemeldet. Die im Berichtsjahr erkannten, nicht meteorologisch

bedingten Abweichungen liessen sich mit in der Nähe der MADUK-Sonden durchgeführten Kalibrierungsarbeiten an NADAM-Sonden, mit Defekten bei der Sonderelektronik resp. in einem Einzelfall mit einer Beschädigung durch Bauarbeiten erklären.

Im Rahmen des permanenten Probenahme- und Messprogrammes für Immissionen wurden die wichtigsten Expositionspfade radioaktiver Stoffe in der Umgebung überwacht.

Bei den luftgetragenen Stoffen können die gemessenen künstlichen Radionuklide im allgemeinen mit den Atomwaffentests (^{90}Sr) oder mit dem Reaktorunfall in Tschernobyl (^{137}Cs) in Verbindung gebracht werden. Die Spuren von ^{60}Co , die im Boden in der Umgebung des KKM gemessen wurden, korrelieren mit den Messungen der Vorjahre und es gibt keine Hinweise auf aktuelle Abgaben. Die langjährige Messreihe der UNI-Bern von ^{14}C in Baumblättern der Umgebung der Siedewasserreaktoren wurde fortgesetzt.

Im aquatischen Milieu zeigten Wasser- und Sedimentproben Spuren von künstlichen Radionuklid, wie ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{65}Zn und ^{134}Cs , welche aus den Abgaben der Kernanlagen stammen; zudem wurde auch ^{137}Cs festgestellt (vgl. 4.3).

In Lebensmitteln konnte keine Erhöhung von künstlichen Radionukliden gemessen werden, die auf den Betrieb der schweizerischen Kernanlagen zurückzuführen ist.

7. Messungen von Spezialnukliden

7.1. Mesures de plutonium et d'américium dans l'environnement

P. Froidevaux, J.-J. Geering, T. Schmittler, F. Barraud, J.-F. Valley

Institut de radiophysique appliquée
Grand Pré 1, 1007 LAUSANNE

Résumé

L'activité en plutonium et en américium a été mesurée séquentiellement sur des échantillons de sols, de sédiments, d'eau et de filtres à air. Dans les sols (0-5 cm), l'activité en $^{239/240}\text{Pu}$ est comprise entre 0.1 et 1.9 Bq/kg de masse sèche (MS). L'activité en ^{238}Pu est environ 35 fois inférieure. L'activité en américium est comprise entre 0.04 et 0.8 Bq/kg MS et représente environ 0.44 fois l'activité en $^{239/240}\text{Pu}$. Ces rapports isotopiques indiquent que la présence de plutonium et d'américium dans les sols de Suisse est due aux essais d'armes atomiques réalisés en atmosphère dans les années soixante. Dans les sédiments collectés en aval des centrales nucléaires suisses, l'activité en ^{238}Pu est resté en dessous de la limite de détection (< 0.5 mBq/kg). Dans les eaux de rivières et de pluie, l'activité en plutonium et en américium ne dépasse pas 3 mBq/m³, sauf dans l'estuaire de la Venoge, où l'activité mesurée de 93 Bq/m³ est due à une forte charge sédimentaire (eau non filtrée). Dans les filtres à air de Fribourg et de Klingnau, l'activité en ^{238}Pu a été supérieure à la limite de détection (4.8 et 1.6 nBq/m³). Les filtres à air du Weissfluhoch avaient une activité en ^{241}Am de 95 nBq/m³ alors que l'activité en $^{239/240}\text{Pu}$ était inférieure à la limite de détection (< 0.2 nBq/m³). Ces activités sont très faibles (proche de la limite de détection) mais reflètent l'utilisation industrielle de ces radioéléments en Europe (énergie nucléaire, médecine, industrie de la construction, etc...) et illustrent le principe de resuspension de la déposition des années soixante due aux essais d'armes atomiques réalisées dans l'atmosphère. Le profil en plutonium et américium d'un sol du Jura vaudois a été mesuré afin de mettre en évidence le comportement de ces radioéléments dans ce type de sol. La déposition totale ainsi mesurée est de 303 ± 15 Bq/m² pour le plutonium et de 130 ± 13 Bq/m² pour l'américium.

7.1.1 Introduction

Le plutonium et l'américium appartiennent à un groupe de radioéléments produits artificiellement qui attirent particulièrement l'attention en radioécologie par leur longue période, leur radiotoxicité très élevée et leur long temps de résidence dans les systèmes biologiques. Ces radioéléments ont été introduits dans l'environnement principalement suite aux essais d'armes atomiques réalisés dans l'atmosphère au début des années soixante. D'autres sources sont venues s'ajouter à l'inventaire global des retombées lors de l'utilisation de l'énergie nucléaire et d'accidents impliquant la filière nucléaire (Sellafield, Mayak, Palomares, Chernobyl, etc.), influençant localement les concentrations en plutonium et américium [1].

Tableau 1 Caractéristiques physiques du plutonium et de l'américium

Isotope	Période [ans]	émission
^{239}Pu	24131	Particule α
^{240}Pu	6569	Particule α
^{238}Pu	87.8	Particule α
^{241}Pu	14.35	Particule β
^{241}Am	482	Particule $\alpha + \gamma$

Le but de ce travail est d'évaluer la présence de ces radioéléments dans l'environnement en Suisse, d'en attribuer l'origine et d'analyser leur comportement et leur devenir. Pour cela, des sols, des sédiments, de l'eau et des filtres à air ont été analysés. Un profil de sol jusqu'à 40 cm a été déterminé sur le site du Chasseron (Jura vaudois) afin d'observer les phénomènes de migration du plutonium et de l'américium depuis quarante ans. Un chapitre spécial (7.4) est consacré à l'évaluation radiologique aux environs de l'ancienne centrale nucléaire expérimentale de Lucens (VD).

7.1.2 Méthode

La méthode de séparation chimique utilisée en 2001 a été développée à partir de la méthode de EML [2] et adaptée à l'utilisation de la digestion micro-onde d'échantillons. Elle consiste à séparer séquentiellement le plutonium et l'américium sur des résines Dowex AG 1x2, TRU® et TEVA® et à électrodéposer les actinides sur disque d'acier[3]. Les sources sont ensuite mesurées sur une installation Canberra Alpha Analyst munie de détecteurs PIPS. La méthode a été testée lors d'intercomparaisons organisées par l'AIEA et PROCORAD [4]. Les résultats pour le plutonium sont toujours dans un intervalle de 2% de la valeur cible. Ils diffèrent d'environ 8% pour l'américium.

7.1.3 Plutonium et américium dans le sol, les sédiments, l'eau et l'air

Plutonium et américium dans les sols

Tous les échantillons ont été analysés pour en déterminer la concentration en plutonium et en américium, exprimée en Bq/kg de matière sèche. Les résultats sont présentés dans le Tableau 1. La Figure 1 est la représentation graphique des variables faisant intervenir l'activité en ^{238}Pu , en $^{239/240}\text{Pu}$ et en ^{241}Am d'un échantillon. Dans cette figure, on constate que tous les échantillons mesurés constituent un seul groupe centré sur la valeur (0.44;0.032). Ces coordonnées correspondent aux rapports requis pour attribuer la déposition aux retombées des essais d'armes atomiques réalisés en atmosphère dans les années soixante. Pour ce groupe, les activités en ^{238}Pu , $^{239/240}\text{Pu}$ et ^{241}Am sont très fortement corrélées ($r > 0.98$). Deux mesures (ZWILAG et CERN) ont donné des résultats légèrement différents de ceux attendus mais les mesures de contrôle ont confirmé qu'aucune contamination n'était présente dans ces échantillons et que ces différences sont d'ordre statistique.

Tableau 2 Plutonium et américium dans le sol en 2001 en Bq/kg mat. sèche (couche de 0 à 5 cm ou spécifiée)

Lieu	$^{239/240}\text{Pu}$	^{241}Am	Rapport $^{238}\text{Pu}/^{239/240}\text{Pu}$	Rapport $^{241}\text{Am}/^{239/240}\text{Pu}$
Centrales nucléaires :				
Mühleberg (BE)	0.18±0.02	0.080±0.008	0.026±0.010	0.45±0.10
Gösgen (SO)	0.29±0.02	0.130±0.02	0.033±0.01	0.45±0.08
Leibstadt (AG)	0.23±0.02	0.094±0.010	0.04±0.04	0.41±0.08
Beznau (AG)	0.135±0.010	0.056±0.006	0.041±0.010	0.42±0.06
Sites en plaine :				
Coire (GR)	0.022±0.006	0.010±0.004	< LD	0.45±0.2
Grangeneuve (FR)	0.24±0.02	0.096±0.020	0.027±0.001	0.40±0.10
Arenenberg (TG)	0.253±0.010	0.11±0.02	0.034±0.010	0.43±0.10
Fahrni (BE)	0.41±0.02	0.130±0.02	0.022±0.006	0.31±0.04
ZWILAG	0.123±0.010	0.080±0.006	0.041±0.010	0.651±0.08
ZWILAG (mesure de contrôle)	0.178±0.010	0.082±0.001	0.029±0.010	0.46±0.06
CERN	0.180±0.010	0.098±0.010	0.024±0.010	0.54±0.08
CERN (Booster)	0.154±0.010	0.065±0.006	0.031±0.010	0.42±0.06
Rodi (TI)	0.27±0.02	0.123±0.010	0.033±0.010	0.45±0.06
Sessa (TI)	0.58±0.04	0.240±0.010	0.035±0.010	0.41±0.04
Sites en altitude :				
Diesse (BE)	0.42±0.02	0.180±0.010	0.030±0.008	0.43±0.04
Allmendhubel (BE)	1.33±0.10	0.55±0.02	0.028±0.010	0.41±0.04
Gimmelwald (BE)	0.68±0.06	0.293±0.020	0.025±0.010	0.42±0.04
Intragna (TI)	1.85±0.20	0.71±0.04	0.030±0.010	0.38±0.04
Davos (GR)	0.621±0.04	0.300±0.010	0.034±0.001	0.48±0.08
Chasseron (Ju/VD), 0-5 cm	1.31±0.06	0.58±0.10	0.030±0.004	0.44±0.08
Chasseron (Ju/VD), 5-10 cm	1.65±0.06	0.73±0.06	0.031±0.004	0.44±0.04
Chasseron (Ju/VD), 10-20 cm	0.74±0.04	0.28±0.02	0.031±0.006	0.38±0.04
Chasseron (Ju/VD), 20-30 cm	0.21±0.010	0.075±0.020	0.034±0.010	0.36±0.10
Chasseron (Ju/VD), 30-40cm	0.092±0.008	0.058±0.02	0.049±0.02	0.63±0.20
Nouvelle Censière (Ju/NE) 0-5 cm	0.80±0.04	0.36±0.02	0.026±0.008	0.45±0.04
Nouvelle Censière (Ju/NE) 5-10 cm	0.94±0.04	0.34±0.04	0.029±0.004	0.37±0.06

$^{241}\text{Am}/^{239/240}\text{Pu} = 0.44 \pm 0.06$ (moyenne suisse, n = 30)

$^{238}\text{Pu}/^{239/240}\text{Pu} = 0.032 \pm 0.006$ (moyenne suisse, n = 30)

Les intervalles d'incertitude sur les rapports sont reportés en 2σ , pour un intervalle de confiance de 95%.

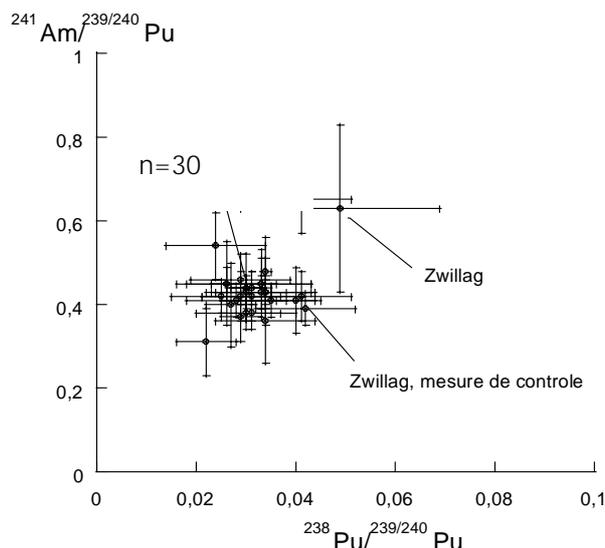


Figure 1 : Analyse multi-variables des échantillons de sols et de sédiments collectés et mesurés pour les isotopes ^{238}Pu , $^{239/240}\text{Pu}$ et ^{241}Am , en 2001. Les barres d'erreur sur les rapports sont reportées en 2σ , pour un intervalle de confiance de 95%.

Plutonium et américium dans les sédiments

La collecte d'échantillons de sédiments de surface en aval d'une centrale est un moyen simple et efficace de déterminer l'impact de celle-ci sur l'environnement aquatique. La détermination de l'activité en actinides dans les plantes aquatiques est également une excellente manière de contrôler le fonctionnement des installations nucléaires. Par exemple, les radioéléments tels que ^{90}Sr , américium, plutonium, ^{137}Cs et ^{244}Cm ont tous été détectés dans les plantes aquatiques et les algues des réservoirs de refroidissement des installations nucléaires du site de Savannah River, aux Etats-Unis [5]. L'origine du plutonium des sédiments de la mer d'Irlande est attribuée par Mitchell et al. [6] aux décharges liquides de Sellafield par l'observation d'un rapport $^{238}\text{Pu}/^{239/240}\text{Pu}$ de 0.2 environ. Des radioéléments tels que le césium, le plutonium et l'américium s'adsorbent fortement sur les particules des sédiments. Choppin et al. [7] estiment que la majorité du plutonium déposé suite aux essais d'armes atomiques est actuellement incorporée aux sédiments des fonds océaniques.

Lors des mesures effectuées en 2001 sur les sédiments et un échantillon de plantes aquatiques des rivières en aval des centrales nucléaires suisses, aucune contamination provenant des centrales nucléaires n'a été mise en évidence. Le rapport moyen $^{241}\text{Am}/^{239/240}\text{Pu}$ est de 0.45 ± 0.1 , typique des retombées des essais nucléaires. L'activité des sédiments en actinides artificiels provient donc du lessivage des sols du bassin versant des rivières.

Tableau 3 Concentration (Bq/kg) en plutonium et en américium dans des sédiments en 2001

Centrales nucléaires	Période de prélèvement	$^{239/240}\text{Pu}$	Rapport $^{238}\text{Pu}/^{239/240}\text{Pu}$	^{241}Am	Rapport $^{241}\text{Am}/^{239/240}\text{Pu}$
Aval de Mühleberg	31.01-28.02.01	0.108 ± 0.002	$^{238}\text{Pu} < \text{LD}$	0.045 ± 0.020	0.42 ± 0.2
Hagneck					
Plantes aquatiques		< 0.003		< 0.003	
Aval de Gösgen et de Beznau	31.01-28.02.01	0.056 ± 0.004	$^{238}\text{Pu} < \text{LD}$	0.027 ± 0.01	0.47 ± 0.2
Lac de Klingnau					
Aval de Leibstadt	31.01-28.02.01	0.019 ± 0.004	$^{238}\text{Pu} < \text{LD}$	0.009 ± 0.001	0.47 ± 0.06
Pratteln					

LD ^{238}Pu : $< 5\text{E-}04$
 ^{238}Pu , $^{239/240}\text{Pu}$ et ^{241}Am dans l'air

Conformément au plan annuel de prélèvement, l'activité en plutonium et en américium a été déterminée sur des filtres à air pour deux sites en plaine (Fribourg et Mühleberg) et en montagne (Weissfluhjoch). La durée du prélèvement s'étend sur une année car l'activité de ces deux radionucléides dans l'air est très faible et provient, en situation normale, de la resuspension [8]. La mesure des filtres à haut débit de Klingnau a été ajoutée au plan de mesure.

Les résultats montrent que les activités ne dépassent pas quelques nBq/m³. Toutefois, le ²³⁸Pu a été mesuré à deux reprises au-dessus de la limite de détection et l'américium dépasse 90 nBq/m³ au Weissfluhjoch, indiquant la présence, en très faibles traces, de ces radioéléments dans l'air. Il est difficile de déterminer s'il s'agit d'une activité due à la resuspension ou à une introduction ponctuelle de ces radioéléments dans l'air car la mesure a été effectuée sur une collection de filtres représentant l'année entière.

Tableau 4 Concentration en plutonium et en américium dans l'air

Emplacement	Année	Activité (nBq/m ³)		
		^{239/240} Pu	²³⁸ Pu	²⁴¹ Am
Fribourg	2001	< 0.08	4.8±1.5	4.9±0.8
Weissfluhjoch	2001	< 0.2	< 0.2	95±6
Klingnau	2001	1.01±0.09	1.6±0.2	1.2±0.4
Mühleberg	2001	<0.07	<0.07	< 0.07

En utilisant un facteur d'inhalation de $6.9 \cdot 10^{-5}$ Sv/Bq pour ^{239/240}Pu (Cf. ORaP), un volume d'air de 2 l par inspiration et une fréquence respiratoire de 15 par minute, la dose annuelle pour une activité de 10 nBq/m³ ne représente que quelques nSv, soit une très petite fraction de la dose due au rayonnement naturel. Par comparaison, la dose annuelle due au ²²²Rn, gaz radioactif naturel, atteint pratiquement 1.6 mSv, ce gaz étant présent avec une moyenne de 75 Bq/m³ dans l'air des maisons en Suisse [9].

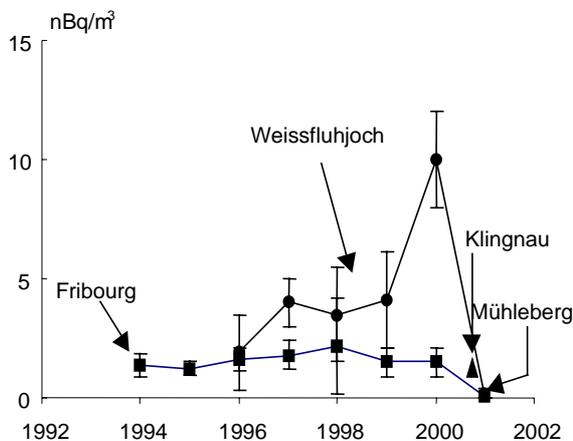


Figure 2 Activité en ^{239/240}Pu des filtres à air en plaine et en montagne. Les barres d'erreurs sur les valeurs sont reportées en 2 σ , pour un intervalle de confiance de 95%.

Concentration de plutonium et d'américium dans les eaux

Les mesures ont été effectuées sur des eaux de rivière (Rhône, Rhin, Venoge et Broye) et des eaux de pluie (Fribourg et Mühleberg). Une mesure a été effectuée sur l'eau de ruissellement du site de l'ancienne centrale nucléaire expérimentale de Lucens (cf chap. 7.4). La méthode de préconcentration est l'évaporation de fractions prélevées chaque semaine sur toute l'année (Chancy, Fribourg et Mühleberg, env. 150 l) la précipitation d'hydroxydes de fer sur des prélèvements mensuels (Rhin, 90 l) et la précipitation d'oxyde de manganèse dans des volumes de 200 l d'eau (Venoge, Lucens, Broye).

L'activité dans les eaux de pluie est due à la resuspension de particules de sol sur lesquelles les actinides sont adsorbés. Dans l'eau des rivières, elle représente l'activité des actinides en suspension dans la partie sédimentaire ou attachée aux colloïdes organiques. Ce cas est particulièrement bien mis en évidence dans le

cas de la Venoge, pour laquelle l'activité en plutonium et en américium est inférieure à la limite de détection dans un prélèvement à la source de la rivière alors que l'activité en plutonium dépasse 90 mBq/m³ dans un prélèvement effectué dans l'estuaire de la rivière. Dans ce cas, l'activité est fonction de la charge sédimentaire, de plusieurs grammes pour 200 l d'eau dans l'estuaire de la Venoge et pratiquement nulle à la source de la rivière.

Les activités en ^{239/240}Pu des eaux de pluie sont tout à fait comparables à celles obtenues par Sanchez et al. [10] dans une étude des dépôts atmosphériques en Espagne, entre 1992 et 1996, et qui étaient comprises entre 2 et 20 mBq/m³.

La mesure de l'activité des isotopes de l'uranium a été réalisée dans 4 échantillons de 200 l d'eau de rivière et de ruissellement. Les résultats indiquent une activité en uranium de plusieurs ordres de grandeur supérieurs aux activités des actinides artificiels. Les rapports isotopiques ²³⁸U/²³⁴U sont significatifs de l'uranium naturel (R compris entre 0.75 et 0.9).

Tableau 5 Concentration en plutonium et en américium dans l'eau de pluie et de rivière en mBq/m³.

Type d'eaux	Lieu de prélèvement	^{239/240} Pu	²⁴¹ Am	²³⁸ U	²³⁵ U	²³⁴ U
eau de fleuve	Rhin (Pratteln)	2.8±1	< 1.0			
eau de fleuve	Rhône (Chancy)	2.9±1	4.0±0.4			
eau de pluie	Fribourg	< 0.2	17.0±2			
eau de pluie	Mühleberg	1.6±0.8	1.0±0.4			
eau de rivière	Venoge (source)	< 1.0	< 1.0	1600±600	< 200	2120±800
eau de rivière	Venoge (estuaire)	93±12	27±15	13900±1100	600±60	14900±1200
eau de rivière	Broye (Lucens)	< 1.0	< 1.0	4700±1400	210±20	5750±1500
Eau de ruissellement	Lucens, chambre de contrôle	5.3±1.5	2.6±0.6	38900±6000	1700±200	50700±8000

7.1.4 Profil d'un sol du Jura

Un profil de sol a été prélevé dans le Jura vaudois (Chasseron, 1300m) afin de mesurer la déposition surfacique de plutonium, d'américium, de ¹³⁷Cs et de ⁹⁰Sr. Celle-ci se calcule en fonction de l'activité massique selon l'équation (1) :

$$A[\text{Bq/m}^2] = \sum_i A_m \cdot \rho \cdot \Delta h_i \quad (1)$$

avec A_m, l'activité massique en Bq/kg pour la section d'épaisseur Δh et de masse volumique ρ. Les résultats sont présentés dans le tableau 4.

Tableau 6 Déposition surfacique de plutonium, américium, ¹³⁷Cs et ⁹⁰Sr.

Radioélément	Déposition en [Bq/m ²]
^{239/240} Pu	303±15
²⁴¹ Am	130±13
¹³⁷ Cs	17208±600
⁹⁰ Sr	3450±270

Le rapport entre la déposition de plutonium et d'américium est de 0.43±0.04 et est très caractéristique des retombées des essais nucléaires, de même que le rapport ⁹⁰Sr/^{239/240}Pu de 11.4±1.0. Par contre, la déposition totale en Bq/m² est environ 4 fois supérieure à celle observée sur le plateau Suisse, où des valeurs de 75 Bq/m³ en ^{239/240}Pu sont habituellement mesurées [11].

L'analyse de la Figure 3 permet de conclure que le plutonium et l'américium migrent ensemble dans le sol et que, sur une durée de quarante ans, il n'y a pas de grandes différences de comportement entre ces deux éléments fortement adsorbés sur des particules de sol. Le ⁹⁰Sr présente des caractéristiques différentes,

avec une plus grande mobilité, puisque le maximum de concentration est obtenue dans la tranche 10-20 cm, contre 5-10 cm pour le plutonium et l'américium.

La Figure 3 montre également clairement que le ^{137}Cs suit les actinides dans les couches de 5 à 40 cm mais présente une activité plus élevée qu'attendue dans la couche 0-5 cm. Dans cette couche, l'impact de l'accident de la centrale nucléaire de Chernobyl est clairement visible. Cizdiel et al. [12] proposent l'équation (2) pour estimer la contribution autre que celle des retombées des essais d'armes atomiques à l'activité mesurée d'un échantillon.

$$[\text{Cs}]_N = [\text{Cs}]_m - (\text{Cs/Pu})_G [\text{Pu}]_m \quad (2)$$

avec $[\text{Cs}]_m$ l'activité en ^{137}Cs mesurée dans l'échantillon, $(\text{Cs/Pu})_G$ le rapport entre le césium et le plutonium provenant des retombées (global fallout) et $[\text{Pu}]_m$ l'activité en plutonium mesurée dans l'échantillon. Cette relation n'est valable que si la nouvelle déposition ne contient pas de plutonium, ce qui est le cas pour l'impact de l'accident de Chernobyl en Suisse. Le rapport $(\text{Cs/Pu})_G$ provenant des retombées et reporté à la date du 06.06.2001 est de 31.7 [12]. Dans le tableau 5 figure la contribution calculée de Chernobyl sur l'activité en ^{137}Cs dans le sol du Jura. On constate d'emblée que, contrairement à une opinion largement répandue dans le public, la contribution majeure de l'activité en ^{137}Cs de ce sol reste les retombées des essais d'armes atomiques.

Profondeur [cm]	Cs total [Bq/kg]	Cs Chernobyl [Bq/kg]	% Cs Chernobyl
0-5	121±2	79.1±8	65
5-10	94±2	41.2±4	44
10-20	26±1	2.32±0.2	9
20-30	6.8±0.5	0.08±0.01	1
30-40	3.1±0.3	0.16±0.05	5

Sur l'inventaire global de la déposition en ^{137}Cs de 17208 Bq/m² de ce sol, on détermine que 7512 Bq/m² provient de l'accident de Chernobyl, soit un peu moins de 44 %. Toutefois, dans la couche supérieure du sol (0-5 cm), le ^{137}Cs provient à 65 % de l'accident de Chernobyl.

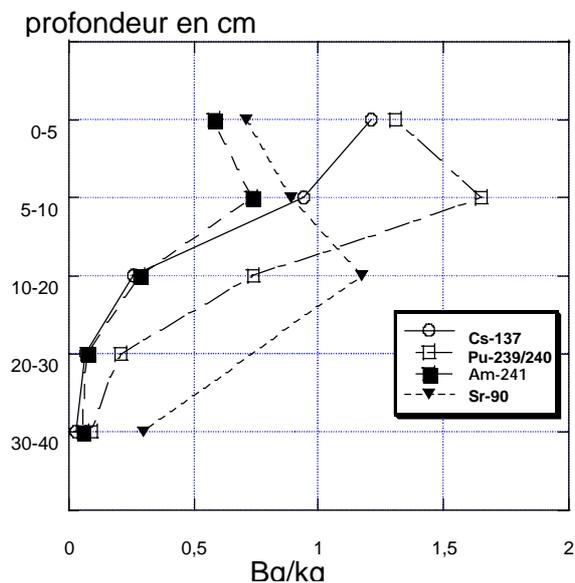


Figure 3 Profil d'un sol du Jura vaudois. Pour faciliter la comparaison des résultats, l'activité en ^{137}Cs a été divisée par 100, celle du ^{90}Sr par 10.

7.1.5 Conclusions

Les mesures des activités en $^{239/240}\text{Pu}$, ^{238}Pu et ^{241}Am ont été effectuées sur tous les échantillons présentés dans ce rapport. L'analyse multivariable nécessite la mesure de plusieurs radioéléments sur un même échantillon mais permet de mettre en évidence des anomalies qui resteraient sans cela cachées, justifiant l'investissement dans ces mesures. Les résultats obtenus en 2001 permettent de conclure à l'absence de

contamination de l'environnement en Suisse par d'autres sources que les retombées des essais d'armes atomiques réalisés dans les années soixante et de l'impact de l'accident de la centrale nucléaire de Chernobyl, en avril 1986.

L'étude plus approfondie d'un site du Jura vaudois montre que le plutonium et l'américium migrent lentement et ensemble dans les couches profondes du sol. Toutefois, après une période de quarante ans, l'essentiel de l'inventaire est encore présent dans les dix premiers centimètres du sol. Le strontium migre plus rapidement, le maximum d'activité étant présent dans la couche 10-20 cm. Concernant l'inventaire global du ¹³⁷Cs dans le sol du Jura, seulement 45 % de celui-ci provient de l'accident de la centrale de Chernobyl ce qui nous permet de conclure que la radioactivité de l'environnement en Suisse est encore sous forte influence des essais d'armes atomiques effectuées dans l'atmosphère dans les années soixante.

7.1.6 Bibliographie

- [1] Lee, M.H., Lee, C.W. in « Plutonium in the Environment », p. 329-345. Edited proceeding of the second invited international symposium, Kudo ed., Elsevier Amsterdam 2001.
- [2] Berne, A. ; in « Americium in soil », Environmental Laboratory Methods, March 1996, 201 Varick St. ; N.Y. USA..
- [3] Froidevaux, P., Geering, J.-J., Vallley, J.-F., Plutonium and Americium in the Swiss Environment, Eichrom's users group meeting, Paris, 7th December 1998.
- [4] PROCORAD, Association for the Promotion of Quality Control of Analyses in Medical Radiobiology, Commissariat à l'Energie Atomique(CEA), Bureau du Conseiller Medical DRHRS/CM, 31-33 rue de la Fédération, 75752 Paris Cedex 15 France.
- [5] Hinton, T.G., Pinder III, J.E.. in « Plutonium in the Environment », p. 413-435. Edited proceeding of the second invited international symposium, Kudo ed., Elsevier Amsterdam 2001.
- [6] Mitchell,P.I., Downes, A.B., Vontro, L.L., McMahan, C.A., in « Plutonium in the Environment », p. 175-200. Edited proceeding of the second invited international symposium, Kudo ed., Elsevier Amsterdam 2001.
- [7] Choppin, G.R., Wong, P., *Aquat. Geochem.*, 4, **1998**, 77-101
- [8] Garcia-Olivares, A., Iranzo, C.E., *J. Environ. Radioactivity*, 37, **1997**, 101-114.
- [9] Murith, C., Gurtner, A., *Radioprotection*, 34, **1999**, 37-46.
- [10] Rubio Montero, M.P., Martin Sanchez, A., *Appl. Rad. Isot.* 55, **2001**, 103-108.
- [11] Bundt, M.; Albrecht, A.; Froidevaux, P.; Blaser, P.; Flüeler, H.; *Environ.Sci.Technol.*, 34, **2000**, 3895-3899.
- [12] Cizdziel, J.; Hodge, V.; Faller, S.; *Health Phys.* 77, **1999**, 67-75.

6.2. Mesures de ^{90}Sr dans les vertèbres et les dents

J.-J. Geering, F. Barraud, P. Froidevaux, J.-F. Valley

Institut universitaire de radiophysique appliquée, Grand-Pré 1, 1007 LAUSANNE

Résumé

Les déterminations de ^{90}Sr dans les vertèbres humaines d'adultes décédés en 2001 et les dents de lait extraites en 2001 confirment les valeurs obtenues les années précédentes, à savoir la diminution exponentielle de l'activité observée dans ces deux types d'échantillons depuis 1965. En considérant leur année d'extraction, l'activité dans les dents de lait est pratiquement égale à celle des vertèbres depuis 1988 et se situe actuellement vers 0.02 Bq/g Ca.

6.2.1. Introduction

Le ^{90}Sr présent actuellement dans l'environnement provient essentiellement des retombées dues aux essais nucléaires atmosphériques effectués dans les années soixante. Les risques dus à l'incorporation du ^{90}Sr proviennent de la longue période de ce nucléide (28.1 ans) et de l'énergie bêta maximale élevée de son produit de filiation, l'yttrium-90.

La principale voie de contamination de l'homme par le ^{90}Sr est la chaîne alimentaire, plus particulièrement les produits laitiers, les céréales et d'autres végétaux. En tant que cation alcalino-terreux, le strontium suit le calcium dans la chaîne alimentaire, pour se fixer, chez l'homme, préférentiellement dans le squelette et les dents [1,2,3]. Il existe cependant des différences entre les comportements métaboliques du calcium et du strontium qui se traduisent par une diminution du rapport $^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$ au cours du métabolisme du calcium. Le métabolisme du ^{90}Sr est déterminé par la teneur en calcium plutôt que par les concentrations, faibles et variables, en strontium naturel. C'est l'une des raisons pour laquelle les activités en ^{90}Sr dans le squelette humain et les dents sont rapportées à leur teneur en calcium, cet élément jouant le rôle de standard interne. D'autre part, la détermination des traces de strontium naturel présentes dans les vertèbres est beaucoup moins précise que celle du calcium.

Les analyses ont porté sur des corps vertébraux, constitués essentiellement de tissu osseux spongieux, dont la grande surface permet un échange du calcium et du ^{90}Sr plus rapide que dans les os longs, constitués essentiellement de tissu

compact [4]. La mesure de ce nucléide dans les vertèbres humaines doit en effet permettre de déceler à son tout premier stade une éventuelle augmentation d'activité dans le squelette.

Alors que dans les années soixante, à l'époque des essais nucléaires atmosphériques, on observait de grandes différences d'activité en strontium-90 dans les vertèbres humaines et les dents de lait entre la Suisse alémanique et la Suisse romande, plus particulièrement le Tessin, ces analyses n'ont plus montré, depuis 1987, de différences significatives entre régions.

Les dents de lait constituent un indicateur de l'activité de ce nucléide dans l'alimentation à l'époque de la naissance de l'enfant, car les couronnes de dents de lait fixent le ^{90}Sr dans les 6 mois qui précèdent et les 6 mois qui suivent la naissance de l'enfant. En 2001, les analyses de ^{90}Sr ont porté sur des dents collectées dans les cabinets dentaires scolaires ainsi qu'auprès de dentistes privés dans les cantons de Vaud et Zürich. Dans les cantons du Valais et du Tessin, les dents récoltées en 2001 étaient en nombre insuffisant pour permettre des déterminations; elles seront regroupées avec les collectes suivantes.

6.2.2. Résultats

Le tableau 1 présente les moyennes des résultats d'analyses de ^{90}Sr dans les vertèbres d'adultes décédés en 2001, comparés à celles de 2000.

Le tableau 2 présente les activités en ^{90}Sr des dents de lait extraites en 2001 dans les cantons de Zürich et Vaud.

Les marges d'incertitude sur les résultats individuels indiquent l'écart-type (comptage et séparation chimique), les marges d'erreur sur les moyennes de plusieurs résultats indiquent l'écart-type sur la moyenne.

Il apparaît que l'activité en ^{90}Sr des dents de lait, en diminution depuis 1965, ne s'est pas encore complètement stabilisée. Les différences entre régions ou années d'extraction ne peuvent pas être considérées comme significatives. Actuellement,

les dents d'enfants nés avant l'accident de Tchernobyl deviennent de plus en plus rares; aussi l'activité des dents collectées à Zürich à cette époque (0.061 ± 0.008) ne peut pas être considé-

rée comme significativement plus élevée que celle des autres années, le nombre d'analyses effectuées étant trop restreint.

Tableau 1: Activité en ^{90}Sr (Bq/g Ca) dans les vertèbres humaines

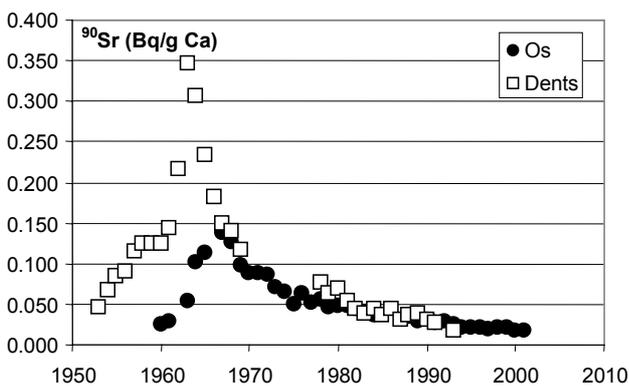
Région	Année de décès	
	2000	2001
Tessin	0.027 ± 0.006 [5]	0.021 ± 0.003 [6]
Lausanne	0.017 ± 0.002 [6]	0.018 ± 0.002 [5]
Moyenne générale	0.022 ± 0.003 [11]	0.020 ± 0.002 [11]

[] = nombre de déterminations

Tableau 2: Activité en ^{90}Sr (Bq/g Ca) dans les dents de lait extraites en 2001

Année de naissance	Activité (Bq / g Ca)	
	Zürich	Vaud
1984-1985	0.061 ± 0.008	-
1986-1987	0.033 ± 0.003	0.032 ± 0.008
1988	0.039 ± 0.004	0.044 ± 0.004
1989	0.023 ± 0.003	0.037 ± 0.004
1990	0.021 ± 0.003	0.034 ± 0.004
1991	0.020 ± 0.004	0.025 ± 0.005
1992-1993	0.028 ± 0.004	0.017 ± 0.002

Figure 1: Evolution de l'activité en ^{90}Sr mesurée de 1953 à 2001 rapportée à l'année de naissance (dents de lait) respectivement à l'année de décès (os) pour le canton de Vaud



La figure 1 présente, pour le canton de Vaud, l'évolution de l'activité du ^{90}Sr dans les vertèbres de 1960 à 2001, et celle des dents de lait d'enfants nés entre 1953 et 1990. Elle provient essentiellement des retombées des années soixante. Après avoir culminé dans les os vers 1967, et dans les dents vers 1963, cette activité a diminué régulièrement jusqu'en 1992 et tend à se stabiliser actuellement vers 0.02 Bq/g Ca.

Dans le cas des dents de lait, groupées par année de naissance indépendamment de l'année d'extraction, la très faible élévation d'activité constatée de 1996 à 1999 n'est plus perceptible actuellement. Ce nivellement de l'activité s'explique par le fait que les racines des dents continuent d'échanger du strontium-90 tout au long du développement de la dent alors que les

couronnes ne fixent ce nucléide que dans les 6 mois environ qui précèdent et qui suivent la naissance.

Depuis 1988, l'activité des vertèbres reste pratiquement égale à celle des dents de lait rapportées à leur année d'extraction, montrant ainsi que le ^{90}Sr est actuellement en équilibre avec le calcium dans le squelette humain

6.2.3. Conclusions

Les déterminations de ^{90}Sr effectuées en Suisse en 2001 dans les vertèbres humaines et les dents de lait confirment et complètent les résultats des années précédentes. Dans les dents de lait par contre, regroupées par année de naissance indépendamment de l'année d'extraction, le niveau d'activité légèrement plus élevé en 1986 constaté les années précédentes n'est plus perceptible actuellement du fait de l'échange de strontium-90 par les racines des dents. L'activité en ^{90}Sr des vertèbres et des dents se situe actuellement vers 0.02 Bq/g Ca. La concentration actuelle de ^{90}Sr dans les os correspond à une dose effective d'environ 0.002 mSv/année.

Remerciements

Que toutes les personnes qui ont contribué à ce travail en fournissant les échantillons trouvent ici l'expression de notre reconnaissance: les instituts de pathologie de Lausanne et Locarno, les médecins dentistes privés concernés et ceux des cabinets dentaires scolaires des cantons de Vaud, Valais, Tessin et Zürich.

Bibliographie

- [1] Ionizing Radiation: Sources and Biological Effects, UNSCEAR Report, United Nations Publication, New-York 1982.
- [2] Some Aspects of Strontium Radiobiology, NCRP Report N° 110, Bethesda, 1991, p. 38-48.
- [3] Strontium Metabolism, Proceedings of the International Symposium on Some Aspects of Strontium Metabolism, Chapelcross, 1967, edited by J.M.A. Lenihan.
- [4] ICRP Publication 20, Alkaline Earth Metabolism in Adult Man, 1973.

6. Menschlicher Körper

6.1. Ergebnisse der Ganzkörpermessungen von 2001

M. Boschung ¹⁾, Mme. S. Namy ²⁾, H. W. Roser ³⁾ und H. Völkle ⁴⁾

1. Abteilung Strahlenschutz, Sicherheit und Entsorgung, PSI, 5232 VILLIGEN-PSI
2. Abteilung Nuklearmedizin des Kantonsspital, Av. Micheli-du-Crest 24, 1211 GENÈVE 4
3. Abteilung Radiologische Physik, Kantonsspital Basel, 4031 BASEL
4. Sektion Überwachung der Radioaktivität, BAG, Ch. du Musée 3, 1700 FRIBOURG

Zusammenfassung

Ganzkörpermessungen zur Bestimmung des Radioaktivitätsgehaltes im menschlichen Körper werden regelmässig an Mitarbeitern des Paul-Scherrer-Institutes (PSI) in Villigen sowie an Personen aus Genf und Basel durchgeführt. Im menschlichen Körper ist teilweise noch ¹³⁷Cs nachweisbar, das vom Reaktorunfall in Tschernobyl stammt. Die Messwerte an Schülern aus Genf liegen alle unter der Nachweisgrenze von 10 Bq, jene der Schüler aus Basel unter 30 Bq.

Im Rahmen der Inkorporationsüberwachung der beruflich strahlenexponierten Personen wurden 2001 am PSI in Villigen 606 Messungen im Ganzkörperzähler durchgeführt. Sie ergaben ¹³⁷Cs-Werte bis 500 Bq, wobei 600 (d.h. 99%) der Messwerte unterhalb der Erkennungsgrenze von 60 Bq lagen, 3 Messwerte zwischen 60 und 150, 2 zwischen 150 und 300, und einer zwischen 300 und 500 Bq.

6.1.1. Ziel der Messungen

Im PSI werden zur Zeit Ganzkörpermessungen zur Überwachung der beruflich strahlenexponierten Personen des PSI eingesetzt, von denen viele im Kanton Aargau wohnen. Bei Ereignissen mit Verdacht auf Inkorporation radioaktiver Stoffe können auch Personen der Bevölkerung gemessen werden. Bei den Messungen am Kantonsspital Genf und Kantonsspital Basel-Stadt handelt es sich in der Regel um je 10-20 15-21-jährige junge Frauen und Männer aus Mittelschulen.

Die Messwerte an Gymnasiasten aus Genf (vierzehn 16-17-jährige junge Frauen und dreizehn 15-17-jährige junge Männer) lagen alle unter der Nachweisgrenze von 10 Bq ¹³⁷Cs. Bei den Personen aus Basel (17 Frauen und 20 Männer, wovon 20 bis 20-jährig waren und 17 ältere Personen) lagen die Werte im Mittel unter 20, im Maximum bis 57 Bq ¹³⁷Cs. Bei den Männern lagen 65% der Werte unter 20 Bq, bei den Frauen 88%. Beim natürlichen ⁴⁰K zeigten sich Werte für die Frauen von im Mittel 3300 und für die Männer von 4500 Bq. Pro kg Körpergewicht entspricht dies im Mittel 57 ± 8 Bq ⁴⁰K bei den Frauen und 66 ± 9 Bq ⁴⁰K bei den Männern.

6.1.2. Ergebnisse und Interpretation

Für die Ganzkörpermessungen werden in der Regel grossvolumige NaI-Kristalle (neuerdings auch Ge-Detektoren) in speziell abgeschirmten Messkammern (mit Blei- und Eisenabschirmung) eingesetzt. Die Messung einer Person dauert in der Regel etwa zehn bis 30 Minuten für die routinemässigen Überwachungsmessungen am PSI und für Spezialuntersuchungen in Genf und Basel. Die Kalibrierung erfolgt mittels eines Phantoms, dessen Aktivität bekannt ist.

Da Caesium, wie Kalium, vor allem in das Muskelgewebe geht und bei Männern der Anteil Muskelgewebe am Gesamtkörpergewicht grösser ist als bei Frauen, haben die Männer auch einen höheren Kalium- und Caesium-Gehalt als die Frauen. Ein dauernder Gehalt von 100 Bq ¹³⁷Cs im Körper einer 70 kg schweren Person führt zu einer Jahresdosis von ca. 0.003 mSv. Die ¹³⁷Cs-Werte von 20 Bq entspricht einer Jahresdosis von weniger als 0.0005 mSv pro Jahr. Demgegenüber beträgt die mittlere Jahresdosis durch das natürliche ⁴⁰K, ca. 0.2 mSv. Der spezifische Kaliumgehalt im Körper nimmt mit zunehmendem Body-Mass-Index leicht ab (BMI = Gewicht/Grösse² [kg/m²]) ab.

5. Lebensmittel

5.1. Radioaktivität in den Lebensmitteln

H. Völkle, M. Jungck	Sektion Überwachung der Radioaktivität, BAG, Ch. du Musée 3, 1700 FRIBOURG
C. Bajo	Kantonales Laboratorium Aargau, Kunsthausweg 24, 5000 AARAU
U. Vögeli	Kantonales Laboratorium Bern, Muesmattstrasse 19, 3000 BERN 9

Zusammenfassung

An der Radioaktivitätsüberwachung der Lebensmittel sind die kantonalen Laboratorien sowie Messstellen des Bundes beteiligt. In den Hauptnahrungsmitteln waren 2001 ausser Spuren von ^{137}Cs , ^{90}Sr und Tritium keine anderen künstlichen Radionuklide nachweisbar. Beim Wildfleisch (Ausnahme: Wildschwein) und den durch Tschernobyl meistbelasteten Pilzsorten ist eine weitere Abnahme zu erkennen. Infolge der geringen Konsumraten führen diese Aktivitäten nicht zu nennenswerten Strahlendosen. Die künstliche Radioaktivität in Lebensmitteln verursachte 2001 im Landesdurchschnitt Strahlendosen von wenigen Tausendstel mSv.

5.1.1 Messprogramm

Die Überwachung der Radioaktivität von Lebensmitteln erfolgt in Zusammenarbeit zwischen Bundesstellen und den Kantonalen Laboratorien, denen ihre Mitarbeit bestens verdankt sei. Die Messungen umfassen die Hauptnahrungsmittel Milch und Getreide, sowie stichprobenweise Wildfleisch und Wildpilze und Importe. Für Radionuklide in Lebensmitteln geltende Toleranzwerte und Grenzwerte gemäss *Verordnung über Fremd- und Inhaltsstoffe (FIV)* siehe Seite B.1.3.

5.1.2 Ergebnisse der Überwachung

Künstliche Radionuklide wie Tritium, ^{90}Sr und ^{137}Cs waren 2001 in Lebensmitteln nur noch in Spuren nachweisbar. Lediglich in je zwei Proben von einheimischen Wildpilzen und von Wildschweinen wurden Grenzwertüberschreitungen festgestellt.

a) Hauptnahrungsmittel: Milch, Getreide, Fleisch, Gemüse

Milch (53 Proben): Ausser im Tessin lag der ^{137}Cs -Gehalt in der Milch unter der Nachweisgrenze von 2 Bq/l. Der Toleranzwert beträgt für ^{137}Cs in der

Milch 10 Bq/l, der Grenzwert 1000 Bq/l. Im Tessin ergaben sich die folgenden ^{137}Cs -Werte: Sessa 0.2 – 1; Intragna 11 – 25 und Rodi 1- 4 Bq/l. Beim ^{90}Sr lagen die Werte im Mittelland und Jura zwischen 0.03 und 0.07 Bq/l, in den Alpen (Mürren/BE) zwischen 0.07 (Winterfütterung) und 0.5 (Sommerfütterung auf der Alp) und im Tessin zwischen 0.1 und 0.5 Bq/l. Der mittlere Gehalt des natürlichen ^{40}K beträgt rund 50 Bq/l, entsprechend 1.6 g K/l.

Die Resultate der in denselben Gegenden erhobenen **Erd- und Grasproben** sind im Kapitel 4.3 zusammengestellt.

Getreide (16 Proben): aus den Regionen VD, FR, SO, LU, AG, ZH, TG, SG, sowie aus der Umgebung der KKW Mühleberg, Leibstadt, Gösgen-Däniken bzw. des PSI ergaben für ^{137}Cs weniger als 0.6 Bq/kg und für ^{90}Sr zwischen 0.2 und 0.5 Bq/kg. Die Proben aus der Umgebung der KKW zeigten keinen Unterschied zu denjenigen aus der übrigen Schweiz.

Fleisch 26 Proben von Schinken, Speck, Coppa, Salami und Pancetta ergaben für den ^{137}Cs -Gehalt ausschliesslich Werte unter 2 Bq/kg.

b) Pilze (216 Proben; davon 67 einheimisch)

Für **Wildpilze** gilt bezogen auf Frischgewicht gemäss FIV ein Toleranzwert von 600 Bq ^{137}Cs /kg bzw. ein Grenzwert von 1'250 Bq ^{137}Cs /kg. Es wurden sowohl einheimische wie importierte Wildpilze gemessen. Die Resultate, bezogen auf Frischgewicht (bei Messung in getrockneter Form durch Division mit einem Faktor 10 umgerechnet) sind in Tabelle 1 zusammengestellt. 7 von 67 einheimischen Proben lagen über dem Toleranzwert, zwei davon über dem Grenzwert. Es handelte sich um Maronen- und andere Röhrlinge sowie um Zigeuner. Bei den importierten Pilzen lagen alle 149 Proben unter dem Toleranzwert.

Vergleicht man die langfristige Entwicklung bei den am meisten mit Cs belasteten einheimischen

Wildpilzen Maronenröhrlingen und Zigeuner, so erkennt man bei den Zigeunern eine Abnahme mit einer effektiven Halbwertszeit von etwa 6 Jahren, während bei den Maronenröhrlingen noch kein ausgeprägter Trend zu Abnahme zu erkennen ist. (s. Figuren 1 und 2).

Seit Herbst 1999 wird beim **Wildpilzimport** aus Osteuropa ein Radioaktivitätszertifikat verlangt. Die in grösseren Mengen importierten Pilzsorten sind Steinpilze, Morcheln und Pfifferlinge (*Cantharellus cibarius*). Alle gemessenen Werte lagen unterhalb des Toleranzwertes.

Tabelle 1: ¹³⁷Cs in Wildpilzen (Bq/kg frisch)

Gattung	Anzahl	Wertebereich (Median)
einheimische		
Eierschwämme	6	7 – 470 (9)
Maronenröhrlinge	11	13 – 2000 (180)
Hexenröhrlinge	5	62 – 1830 (100)
Rotfussröhrlinge	3	6 – 88
andere Röhrlinge	5	5 – 25 (9)
Kuhröhrlinge	2	303 – 406
Zigeunerpilze	4	220 – 680 (570)
Porlinge	5	16 – 83 (23)
Steinpilze	7	16 – 470 (35)
Semmelstoppelpilze	1	1
übrige Pilze	18	< 1 – 375 (17)
importierte		
Eierschwämme	30	1 – 300 (14)
Morcheln	36	0.2 – 22 (3)
Steinpilze I *)	8	12 – 260 (70)
Steinpilze II *)	29	< 0.2 – 6 (1)
Leistlinge	1	350
Rotfussröhrlinge	1	98
Herbsttrompeten	2	3 – 5
Semmelstoppelpilze	2	< 1 – 35
Krause Glucke	1	19
übrige Pilze	39	< 0.2 – 4

*) Bei den Steinpilzen sind zwei sich aufgrund des Cs-Gehaltes deutlich unterscheidende Gruppen festzustellen, was wahrscheinlich mit der jeweiligen Herkunft zusammenhängen dürfte.

c) Weitere Lebensmittel

Wildfleisch: 10 Proben importierte Rehe und Hirsche ergaben Werte für ¹³⁷Cs zwischen < 1 und 32 Bq/kg mit einem Medianwert von 3 Bq/kg. (Zum Vergleich: 2000 betrug der Medianwert beim Importwild noch 15 Bq/kg).

10 Proben von Rehfleisch aus Gaststätten des Kanton Aargau ergaben Werte zwischen 1 und 145 Bq ¹³⁷Cs pro kg mit einem Medianwert von 2.5 Bq/kg. Bei 9 Wildschweinproben aus dem

Kanton Basel-Land mit Werten zwischen 0.5 und 32 Bq ¹³⁷Cs pro Kg lag der Medianwert bei 3 Bq/kg. Höher waren die Werte bei 12 Wildschweinproben aus dem Kanton Tessin bei zwei Proben war der Grenzwert überschritten: Wertebereich 14 – 2540 Bq ¹³⁷Cs pro Kg mit einem Medianwert von 100 Bq/kg.

Diverse Lebensmittel: Je eine Probe von Haselnüssen aus Georgien bzw. Honig aus der Ukraine ergaben für ¹³⁷Cs < 3 bzw. 27 ± 3 Bq/kg. 1 Probe von importierten Egli (Barsch) ergab 5 ± 1 Bq/kg für ¹³⁷Cs.

d) Tritium in Milch und Gemüse

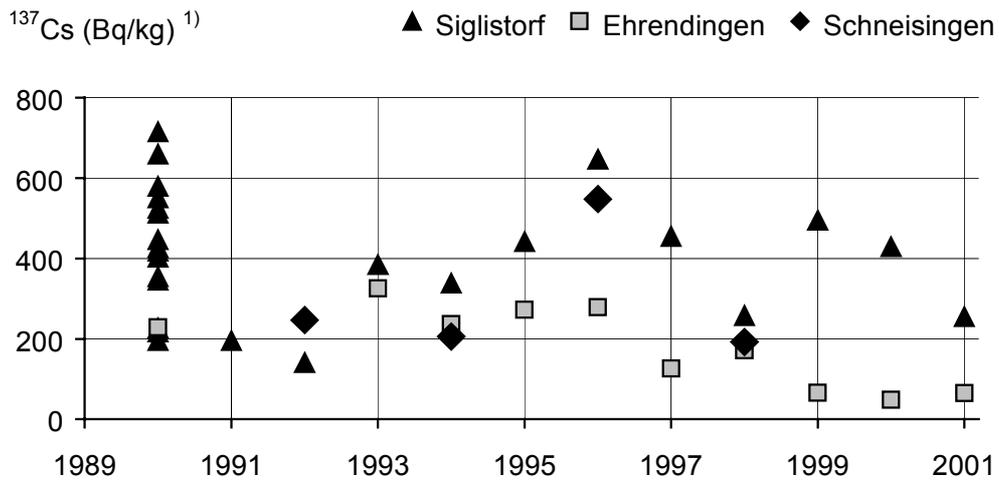
Milch- und Gemüseproben aus der Umgebung der Firma mb-microtec in Niederwangen/BE ergaben im Destilat 17 bis 43 (Milch) bzw. 29 bis 359 Bq (Gemüse) Tritium pro Liter. Der Toleranzwert für Tritium in Lebensmitteln beträgt gemäss FIV 1'000 Bq/kg.

29 Proben von Trink- und Quellwasser aus dem Kanton Aargau ergaben Tritium-Werte zwischen < 0.6 und 2.4 Bq/l mit einem Medianwert von 1.2 Bq/l.

5.1.3 Bewertung und Interpretation

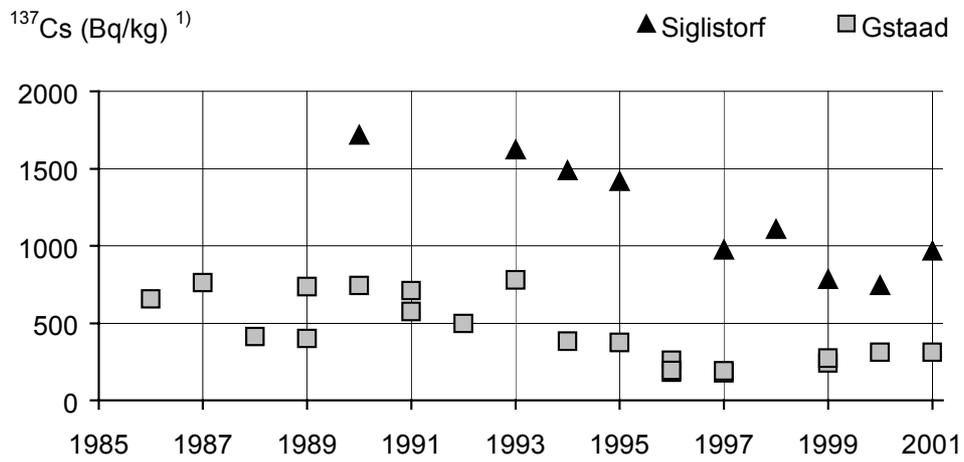
Für die **Strahlenexposition** der Bevölkerung durch ¹³⁷Cs in Lebensmitteln kann nur eine obere Grenze angegeben werden, da die Aktivitätsmesswerte meist unter der Messgrenze liegen. Die vereinzelt festgestellten Überschreitungen des Toleranzwertes haben keinen merklichen Einfluss auf die Strahlenexposition der Bevölkerung. Die Strahlendosis durch über die Nahrung aufgenommene **künstliche Radioaktivität** (⁹⁰Sr und ¹³⁷Cs) liegt bei durchschnittlichen Ernährungsgewohnheiten unter 0.005 mSv pro Jahr. Der Beitrag durch ²³⁹Pu und ²⁴⁰Pu macht etwa ein halbes Prozent davon aus.

Im Vergleich dazu liegen die jährlichen Dosen durch die über die Nahrung aufgenommenen **natürlichen Radionuklide** im menschlichen Körper bei durchschnittlich 0.38 mSv, davon rund 0.18 mSv von ⁴⁰K. Der Rest stammt von Uran, Radium und Thorium (0.04 mSv) bzw. ²¹⁰Pb und ²¹⁰Po (0.12 mSv) sowie von den kosmogenen Radionukliden ³H (Tritium), ⁷Be, ¹⁴C, ²²Na (zusammen 0.015 mSv) und von ⁸⁷Rb (0.006 mSv). Die direkt über die Atmung in den Körper gelangenden Radon-Folgeprodukte im Hausinnern sind in dieser Auflistung nicht inbegriffen; sie führen (siehe Kapitel 2) in der Schweiz im Durchschnitt zu einer effektiven Dosis von rund 1.6 mSv/Jahr mit Extremwerten bis 100 mSv/Jahr.



¹⁾ Aktivität auf 1.5.86 zurückgerechnet

Fig. 1: Maronenröhrlinge (*Boletus badius*) aus dem Kanton Aargau



¹⁾ Aktivität auf 1.5.86 zurückgerechnet

Fig. 2: Zigeunerpilze (*Rozites caperata*) aus den Kantonen Bern und Aargau

4.5. Messung von atmosphärischem ^7Be , ^{10}Be und ^{210}Pb an der hochalpinen Station Jungfraujoch

L. Tobler ¹⁾, Ch. Schnabel ^{2), 3)}, P.W. Kubik ⁴⁾, M. Schwikowski ¹⁾, H.W. Gäggeler ^{1), 3)}

¹⁾ Paul Scherrer Institut, 5232 VILLIGEN PSI

²⁾ Institut für Teilchenphysik, ETH Hoenggerberg, 8093 ZÜRICH

³⁾ Departement für Chemie und Biochemie, Universität Bern, 3012 BERN

⁴⁾ Paul Scherrer Institut, c/o ETH Hoenggerberg, 8093 ZÜRICH

1. Zusammenfassung

*Im Rahmen des EU-Projektes STACCATO (Influence of **S**tratospheric-Tropospheric Exchange in a **C**hanging Climate on **A**tmospheric Transport and **O**xidation Capacity) wurden die natürlichen Radionuklide ^7Be , ^{10}Be und ^{210}Pb in Luftfilterproben vom Jungfraujoch gemessen. Die Luftfilter werden kontinuierlich im 2-Tagesrhythmus auf dem Jungfraujoch durch das NABEL Netzwerk gesammelt. ^7Be - und ^{210}Pb -Aktivitäten wurden γ -spektrometrisch bestimmt. Anschliessend wurde ^{10}Be mit Hilfe der Beschleuniger-Massenspektrometrie (AMS) gemessen. Erstmals wurden somit $^{10}\text{Be} / ^7\text{Be}$ Verhältnisse auf dem Jungfraujoch während eines ganzen Jahres in mindestens wöchentlicher Auflösung bestimmt, die einen Hinweis auf stratosphärische Lufteinbrüche geben können. Im weiteren werden ausgesuchte Fälle präsentiert, in denen Einbrüche stratosphärischer Luftmassen am $^{10}\text{Be} / ^7\text{Be}$ - Verhältnis erkennbar sind.*

2. Einleitung

Die Tropopause bildet eine relativ wirksame Sperre gegen Vertikalbewegungen zwischen Stratosphäre und Troposphäre. Trotzdem kann es zu intensiven Austauschprozessen zwischen diesen beiden atmosphärischen Schichten kommen. Da die Ozon-Konzentration in der Stratosphäre viel höher als in der Troposphäre ist, bewirkt ein Transport von stratosphärischer Luft in die Troposphäre (sog. stratosphärische Intrusion) einen Anstieg des troposphärischen Ozongehaltes. Demgegenüber ist die relative Feuchte von stratosphärischer Luft viel geringer als die von Luft aus der Troposphäre. Zur Untersuchung solcher stratosphärischen Intrusionen können die natürlich vorkommenden Radionuklide ^7Be und ^{10}Be als Tracer benutzt werden [1]. Diese beiden Berylliumisotope werden durch Reaktionen von hochenergetischen Teilchen aus der kosmischen Strahlung mit Stickstoff und Sauerstoff (z.B. $^{14}\text{N}(p,2\alpha)^7\text{Be}$) in der Atmosphäre erzeugt. Davon werden zwei Drittel in der Stratosphäre und der Rest in der oberen Troposphäre produziert. Nach ihrer Erzeugung werden diese Nuklide irreversibel an Aerosolteilchen angelagert. Sie zeigen somit das Verhalten der Aerosole bezüglich Transport, Auswaschung und Deposition. Während ^7Be mit einer Halbwertszeit von 53.3 Tagen relativ schnell zerfällt, ist der Zerfall von ^{10}Be (Halbwertszeit $1.5 \cdot 10^6$ a) vernachlässigbar. Während des Absinkens in der Stratosphäre nimmt das Isotopenverhältnis $^{10}\text{Be}/^7\text{Be}$ deswegen zu und ist somit ein Hinweis auf das Alter der Luftmassen, bzw. deren Herkunft.

Raisbeck et al. [2] und Dibb et al. [3] berichten über $^{10}\text{Be}/^7\text{Be}$ - Verhältnisse von etwa 5 in der unteren Stratosphäre höherer nördlicher Breiten. Demgegenüber bestimmten Dibb et al. [3] $^{10}\text{Be}/^7\text{Be}$ von etwa 2.2 in troposphärischen polaren Luftmassen. Das hohe Isotopenverhältnis in der unteren Stratosphäre wird durch ein gegenüber dem Zerfall von ^7Be langsames Absinken von Luft aus der höheren Stratosphäre begründet.

Wenn derartige stratosphärische Luft in die Troposphäre einbricht, sollte das $^{10}\text{Be}/^7\text{Be}$ -Verhältnis dort ansteigen. Falls die untere Stratosphäre, die einbricht, allerdings durch häufigen Austausch mit der Troposphäre zu sehr grossen Teilen nicht aus höheren Stratosphärenschichten stammt, sind derartig hohe Isotopenverhältnisse nicht zu erwarten. Der Effekt der Intrusion auf das $^{10}\text{Be}/^7\text{Be}$ -Verhältnis in der Troposphäre kann dann sehr gering sein.

^{210}Pb (Halbwertszeit 22.3 a) entsteht durch den Zerfall von ^{238}U , das vorwiegend in der Lithosphäre vorkommt. In der Zerfallsreihe von ^{238}U entsteht ^{222}Rn , ein Isotop des Edelgases Radon, welches aus der Lithosphäre in die Atmosphäre austreten kann und dort in das langlebige ^{210}Pb zerfällt.

3. Messungen

Routinemässig werden Aerosolpartikel auf Glasfaserfiltern an der hochalpinen Forschungsstation Jungfraujoch (3580 m ü.M.) mit einer Zeitauflösung von 48 h unter Verwendung von HIVOL-Samplern durch das NABEL Netzwerk gesammelt [4]. Eine Luftfilterprobe entspricht einem Gesamtluftvolumen von 2143 m³ unter lokalen Bedingungen (mittlere Temperatur 265 K, mittlerer Luftdruck 653 hPa). Dieses Luftvolumen wurde jeweils durch Multiplikation mit dem Faktor 1.403 auf Standardbedingungen (T: 293 K, p: 1013 hPa) korrigiert.

Etwa 50 Tage nach Probennahme wurde jeweils in einer Hälfte von jedem Filter die ⁷Be- und ²¹⁰Pb-Aktivitäten γ -spektrometrisch in einem Bohrlochdetektor gemessen. Sämtliche Aktivitäten wurden für den Zerfall während der Probennahme und der Messung korrigiert. Bei einer Messdauer von 34 h pro Probe betrug der Fehler (1 σ) aus der Zählstatistik im Mittel 4% für ⁷Be und 30% für ²¹⁰Pb.

Nach dieser Messung wurde ¹⁰Be von den Filtern radiochemisch abgetrennt. Der Trennungsgang bestand aus folgenden Schritten: Auslaugen mit Salpetersäure (17 Gew.- %) im Ultraschallbad, anschliessendem Kationenaustausch, Fällung von Berylliumhydroxid, Bildung von Berylliumnitrat und Zersetzung zu Berylliumoxid. Unter diesen Bedingungen wurden etwa 99% des auf dem Filter befindlichen Be in Lösung gebracht, was durch eine anschliessende ⁷Be-Messung in der Lösung bestimmt wurde. Die so hergestellten Proben enthielten so geringe Bor-Konzentrationen, dass die Korrektur für indirekt durch das Isobar ¹⁰B hervorgerufenen Untergrund vernachlässigbar war.

4. Resultate

Im Zeitraum Januar 2000 - Dezember 2001 wurden insgesamt 367 Filterproben γ -spektrometrisch analysiert. Die Messwerte für ⁷Be und ²¹⁰Pb sind für die Jahre 2000 und 2001 in Figur 1 dargestellt.

Die statistische Auswertung der Aktivitätskonzentrationen von ⁷Be und ²¹⁰Pb ist in Tabelle 1 zusammengestellt. Dabei handelt es sich um ungewichtete Mittelwerte. ⁷Be konnte nur in 3 Proben nicht nachgewiesen werden, deren Aktivitätskonzentrationen unterhalb der Nachweisgrenze (NWG) von 0.2 mBq/m³ lagen. Demgegenüber konnte die ²¹⁰Pb-Aktivität nur in 66% aller Filterproben nachgewiesen werden. Die übrigen Messresultate lagen unterhalb der Nachweisgrenze von 0.23 mBq/m³. Für die statistische Auswertung von ²¹⁰Pb wurde für die Messresultate unterhalb der Nachweisgrenze ein Wert von ½ der Nachweisgrenze (= 0.115 mBq/m³) verwendet.

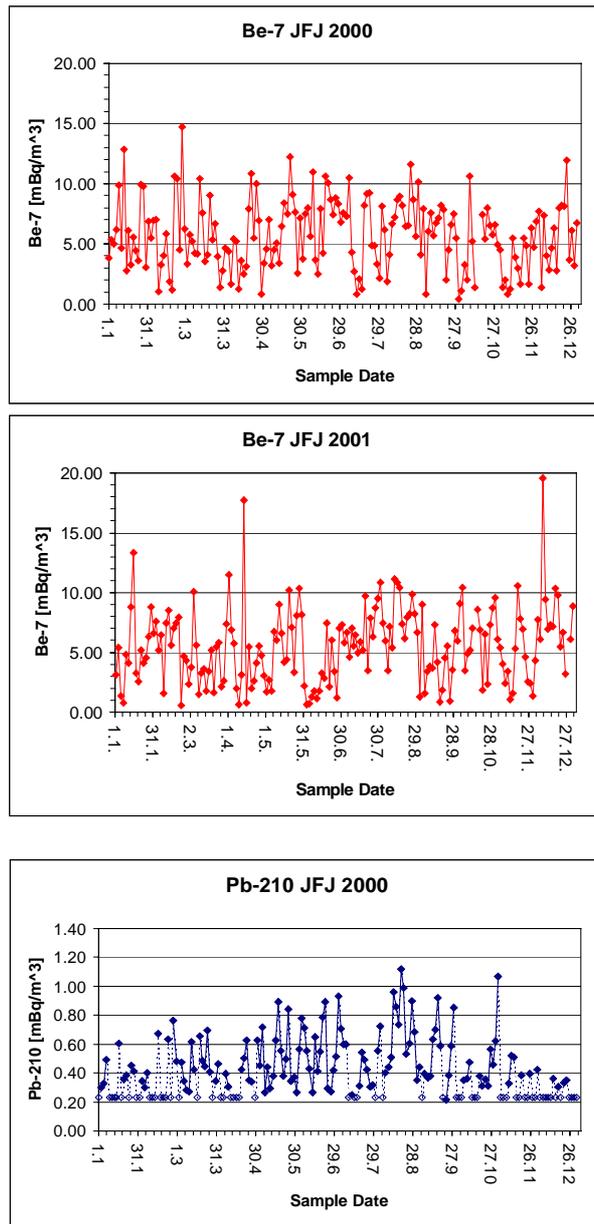
Jahr	⁷ Be [mBq/m ³]		²¹⁰ Pb [mBq/m ³]	
	2000	2001	2000	2001
Mittelwert	5.70	5.52	0.38	0.31
Std. Abw.	2.87	3.15	0.24	0.20
Median	5.49	5.47	0.36	0.29
Min	0.43	0.55	< 0.23	< 0.23
Max	14.7	19.6	1.12	1.30
Anzahl N	184	183	184	183
N > NWG	182	182	125	121

Tab.1: Univariate Statistik der ⁷Be und ²¹⁰Pb Aktivitätskonzentrationen.

Die Häufigkeitsverteilung von ⁷Be ist sehr ähnlich zur Verteilung einer früheren Messreihe auf dem Jungfraujoch, die zwischen 1996-1998 erhoben wurde [5]. Jedoch lag der Median aller Werte (n = 568) in diesem früheren Zeitbereich bei 7 mBq/m³ verglichen zu den 5.5 mBq/m³ in den letzten beiden Jahren. Eine mögliche Erklärung dafür, könnte durch das Maximum im 11-Jahreszyklus der Sonnenaktivität im Jahr 2000 gegeben sein, was zu eine Abnahme in der ⁷Be-Produktionsrate führt.

Die ^7Be Aktivitätskonzentrationen auf dem Jungfraujoch sind im Durchschnitt höher als an tiefergelegenen Standorten der Schweiz, wo ^7Be -Werte im Bereich von 1 - 6 mBq/m^3 in den Jahren 1996-2000 gefunden wurden [6].

Monatsmittelwerte der ^{210}Pb Aktivitätskonzentrationen für die Jahre 2000 und 2001 sind in Figur 2 aufgeführt. Man erkennt einen saisonalen Trend mit einem Maximum der Aktivität im Monat August für beide Jahre. Dies ist in Übereinstimmung mit Mittelwerten von Monatsfiltern von α -Spektroskopiemessungen während der Jahre 1991-1994 auf dem Jungfraujoch [7]. Die höheren Werte der γ -Messungen dürften zu einem wesentlichen Teil auf die grosse Anzahl von Werten unterhalb der Nachweisgrenze und deren statistischen Behandlung liegen. Das Maximum im Sommer widerspiegelt den erhöhten konvektiven Transport von Aerosolen auf das Jungfraujoch [8].



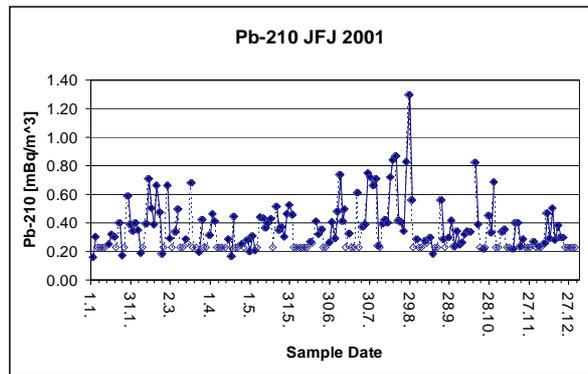


Fig. 1: ^{7}Be und ^{210}Pb -Aktivitätskonzentrationen auf dem Jungfraujoch für die Jahre 2000 und 2001 (offene Rauten für ^{210}Pb sind NWG).

Die ^{210}Pb Aktivitätskonzentrationen sind auch gut mit Messungen von Freiburg, Schweiz [9] vergleichbar (Figur 2).

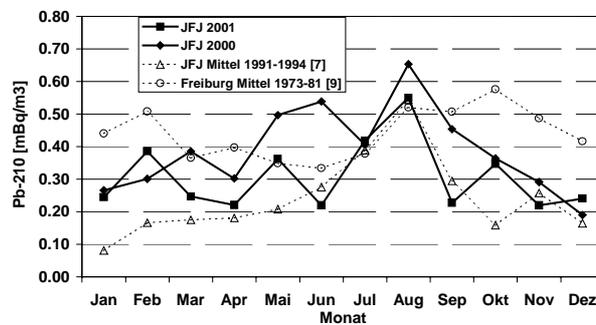


Fig. 2: Monatsmittelwerte der ^{210}Pb Aktivitätskonzentrationen für das Jahr 2000 und 2001 auf dem Jungfraujoch

Die Ergebnisse der teilweise in Wochenauflösung (abwechselnd 6-Tages- und 8-Tagesauflösung) und teilweise in der maximalen Zweitages-Auflösung gemessenen $^{10}\text{Be}/^{7}\text{Be}$ – Verhältnisse für den Zeitraum von März 2000 bis Februar 2001 sollen hier nicht im einzelnen gezeigt werden. Stellvertretend dafür wird ein interessanter Ausschnitt mit stratosphärischen Intrusionen im Januar und Februar 2001 am Jungfraujoch dargestellt. Figur 3 zeigt atmosphärische $^{10}\text{Be}/^{7}\text{Be}$ Isotopenverhältnisse, Ozonkonzentrationen und relative Feuchte für diesen Zeitraum.

Die $^{10}\text{Be} / ^{7}\text{Be}$ – Verhältnisse stiegen am 9. – 10. Januar und 13. – 14. Januar von vorher ungefähr 1.1 auf etwa 1.9 an. Eine einfache Abschätzung (unter Verwendung eines $^{10}\text{Be} / ^{7}\text{Be}$ – Verhältnisses von 5 für den eingebrochenen stratosphärischen Tracer sowie von 1.1 für die Troposphäre) führt zu einem Anteil von etwa 20% stratosphärischer Luft für beide genannten Zwei-Tages-Proben. Auch die stark erhöhten $^{10}\text{Be}/^{7}\text{Be}$ – Verhältnisse um den 10. Februar 2001 widerspiegeln eine stratosphärische Intrusion.

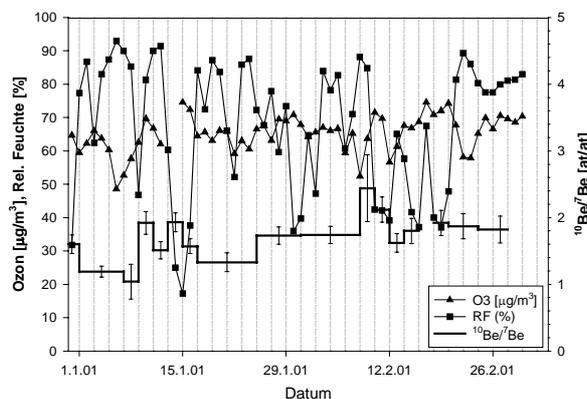


Fig. 3: Atmosphärische $^{10}\text{Be}/^{7}\text{Be}$ – Verhältnisse und Tagesmittelwerte der Ozonkonzentrationen und der relativen Feuchte am Jungfraujoch im Januar und Februar 2001.

Als Beispiel für die Verfolgung eines Stratosphäreneinbruchs über die Analyse der atmosphärischen Parameter, Be-Isotopenverhältnisse, Ozonkonzentrationen und relative Feuchte, ist in Figur 4 eine Fallstudie vom Februar / März 1999 angeführt.

Das Be-Isotopenverhältnis wird durch die stratosphärische Intrusion von 1.87 ± 0.63 für die erste Probe vom 20. bis 22. Februar auf 2.73 ± 0.21 für die dritte Probe vom 24. bis 26. Februar erhöht. Aufgrund der Ozon- und relativen Feuchtedaten ist das bereits erhöhte $^{10}\text{Be}/^{7}\text{Be}$ - Verhältnis von 2.78 ± 0.78 der zweiten Probe vom 22. bis 24. Februar 1999 überraschend. Die Ursache hierfür liegt in extrem niedrigen Konzentrationen der beiden Einzelisotope, ^{10}Be und ^{7}Be , für die beiden ersten Proben. Diese Tatsache bewirkt die grossen relativen Standardabweichungen für diese beiden Proben.

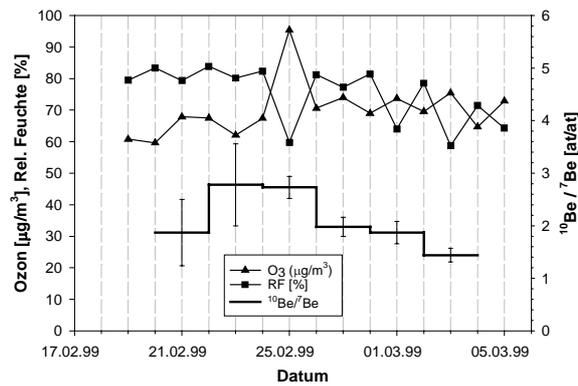


Fig. 4: Atmosphärische $^{10}\text{Be}/^{7}\text{Be}$ - Verhältnisse und Tagesmittelwerte der Ozonkonzentrationen und der relativen Feuchte am Jungfraujoch während eines Zeitraums mit einer stratosphärischen Intrusion im Februar - März 1999.

Als weiteres Beispiel für einen Zeitraum mit stratosphärischen Intrusionen wird die zweite Hälfte des März 2000 präsentiert. Da in diesen Zeitraum auch Filterproben mit aussergewöhnlich hohen Konzentrationen an Feinstaub fallen, kann bei dieser Gelegenheit auch die Auswirkung einer Staubkorrektur auf das $^{10}\text{Be}/^{7}\text{Be}$ - Verhältnis abgeschätzt werden. Die Ergebnisse für Ozon, relative Feuchte, Feinstaubkonzentration und für das unkorrigierte sowie das staubkorrigierte Be - Isotopenverhältnis am Jungfraujoch für die zweite Märzhälfte 2000 sind in Figur 5 dargestellt.

Die Probe vom 17. bis 18. März 2000 kann als Basislinie für das Be - Isotopenverhältnis vor der ersten Intrusion am Jungfraujoch im gezeigten Zeitraum verwendet werden. Für diese Probe wurde eine Feinstaubkonzentration von $23.3 \mu\text{g} / \text{m}^3$ gemessen – der zweithöchste Wert des Kalenderjahres 2000 am Jungfraujoch. Von Staub erwartet man, dass er an ^{7}Be gegenüber ^{10}Be stark angereichert ist. Für die Staubkorrektur wurden $(5 \pm 2) \cdot 10^8$ Atome $^{10}\text{Be} / \text{g}$ Staub [10] und keinerlei ^{7}Be in diesem Material verwendet.

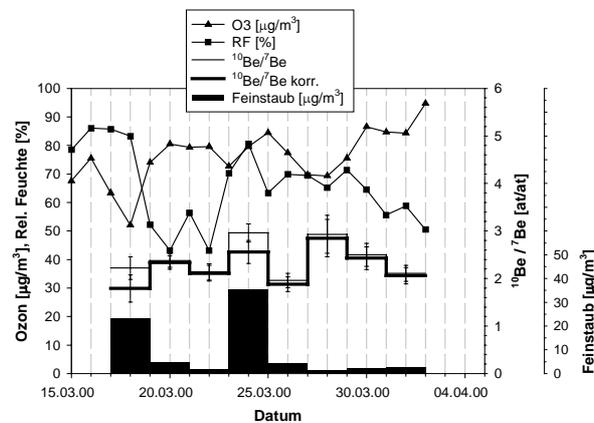


Fig. 5: Atmosphärische $^{10}\text{Be}/^{7}\text{Be}$ - Verhältnisse, vor und nach Staubkorrektur für ^{10}Be , Feinstaubkonzentrationen sowie Tagesmittelwerte der Ozonkonzentrationen und der relativen Feuchte am Jungfraujoch während eines Zeitraums mit stratosphärischen Intrusionen im März 2000.

Das $^{10}\text{Be}/^{7}\text{Be}$ – Verhältnis der Basislinienprobe änderte sich durch diese Korrektur um ca. 20% nach unten auf 1.79 ± 0.29 . Das Ausmass dieser Korrektur kommt einer Maximalabschätzung einer Staubkorrektur sehr nahe. In der überwältigenden Anzahl der Fälle betragen derartige Korrekturen weniger als 5% des $^{10}\text{Be}/^{7}\text{Be}$ – Verhältnisses. Die erste Intrusion vom 19. bis 20. März erhöhte das korrigierte $^{10}\text{Be}/^{7}\text{Be}$ – Verhältnis von 1.79 auf 2.34 ± 0.14 . Ein zweiter Stratosphäreneinbruch vom 23. bis 24. März liess dieses Verhältnis weiter (nach Staubkorrektur) auf 2.56 ± 0.24 ansteigen. Für diese Probe betrug die Korrektur des Be – Isotopenverhältnisses für die höchste Staubkonzentration des Kalenderjahres 2000 ($35.4 \mu\text{g} / \text{m}^3$) 15%.

5. Danksagung

Diese Arbeit ist Teil des EU Forschungsprojektes STACCATO und wurde unterstützt durch das Bundesamt für Bildung und Wissenschaft (BBW). Für die Probennahme und Lieferung der Luftfilter danken wir der Eidg. Materialprüfungs- und Forschungsanstalt EMPA (Betreiber des NABEL Netzwerkes), insbesondere Herrn Dr. R. Gehrig für seine Unterstützung. Ebenfalls bedanken wir uns bei Meteo Schweiz für die Klimadaten sowie beim Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL für die Lieferung der Ozonwerte vom Jungfrauoch.

6. Literatur

- [1] D. Koch, D. Rind, J. Geophys. Res. **103**, 3907-3917 (1998).
- [2] G.M. Raisbeck et al., Geophysical Research Letters, **8**, 1015-1018 (1981).
- [3] J.E. Dibb et al., J. Geophys. Res., **99**, 12855 - 12864 (1994).
- [4] NABEL Luftbelastung 1999, BUWAL, SRU-316 (2000).
- [5] E. Gerasopoulos et al., Atmos. Environment, **35**, 6347-6360 (2001).
- [6] H. Vökle et al., Umweltradioaktivität und Strahlendosen in der Schweiz 2000, BAG, Abt. Strahlenschutz, B.4.1.1. (2000).
- [7] H.W. Gäggeler, pers. Mitteilung.
- [8] M. Lugauer et al., Tellus **50B**, 76 (1998).
- [9] Bericht „25 Jahre Radioaktivitätsüberwachung in der Schweiz“, KUER c/o Physik. Institut Universität Freiburg (1982).
- [10] M.C. Monaghan et al., Earth Planet Sci. Lett. **76**, 279-287, (1985).

4.4. Ein Programm zur Überwachung der Radionuklide im Grundwasser

Heinz Surbeck

Centre d'Hydrogéologie de l'Université de Neuchâtel
Rue Emile-Argand 11
2007 NEUCHÂTEL

Dank einem langfristigen Zusammenarbeitsvertrag zwischen dem Bundesamt für Gesundheit (BAG) und dem Centre d'Hydrogéologie de l'Université de Neuchâtel (CHYN) wird das CHYN ab dem 1.1.2002 in der Lage sein, Radionuklide im Wasser zu bestimmen. Ein wesentlicher Teil der Arbeit dieses neuen analytischen Zweiges des CHYN wird es sein, Dienstleistungen für das BAG zu erbringen. Dabei profitiert das BAG von der grossen Erfahrung des CHYN sowohl bei der gezielten Probenahme von Grundwässern als auch beim Verständnis von Transportvorgängen. Das CHYN seinerseits kann die vom BAG zur Verfügung gestellte Laborkapazität und das mit übernommene know-how für Forschung und Unterricht einsetzen. Die in den Ungleichgewichten der Uran- und Thoriumreihen steckende Information und insbesondere das Radon als Tracer für schnelle Transportvorgänge sollen besser genutzt werden. Die Integration dieser Untersuchungen in Diplomarbeiten und Dissertationen beim CHYN wird auch zu einer Sensibilisierung zukünftiger Hydrogeologen für Probleme mit Radionukliden im Trinkwasser führen.

Das CHYN wird mit diesem Vertrag neu auch Ansprechpartner für Kantone und Gemeinden, welche Altlasten, die Radionuklide enthalten oder enthalten könnten, untersuchen oder sanieren möchten.

Ein konkretes Projekt ab 2002 ist, im Rahmen einer Dissertation beim CHYN, das Trinkwasser sämtlicher Gemeinden des Kantons Graubünden auf den Gehalt an Uran, Radium und Radon zu untersuchen. Das Projekt hat sowohl einen gesundheitlichen, als auch einen hydrogeologischen Aspekt. Es erlaubt eine repräsentative Beurteilung der Belastung durch Radionuklide im Trinkwasser zumindest für einen Kanton der Schweiz. Die beim "screening" gefundenen "hot spots" können dann in einer zweiten Phase detailliert (Einzelquellen) untersucht und in Zusammenhang mit der lokalen Geologie/Hydrogeologie gebracht werden. Das erlaubt in einer dritten Phase die gezielte Suche nach "hot-spots", auch in anderen Kantonen. Die bei der Detailuntersuchung gewonnenen Daten können zudem als "fingerprints" für Wässer aus unterschiedlichen Grundwasser-Vorkommen genutzt werden.

Das Uran wird in der "screening" Phase mit ICP-MS, später mit Alpha-Spektrometrie, das Ra-226 mit Alpha-Spektrometrie bestimmt. Für die Präparation der Proben für die Alpha-Spektrometrie wird erstmals in grossem Umfang die Methode der selektiven Adsorption an dünnen Schichten eingesetzt. Das Ra-228 folgt aus einer zweiten Messung nach einer Wartezeit von mindestens 6 Monaten (über das Ra-224, nach ca. 20% Aufbau des Th-228). Das Rn-222 wird durch Ausgasen und anschließende Messung in der Gasphase mit einem Halbleiter-Detektor (RAD7 + RAD7H2O) bestimmt.

4.3. Radioactivité du sol et de l'herbe

H. Völkle	Section de surveillance de la radioactivité Office fédéral de la santé publique, Ch. du Musée 3, 1700 Fribourg
J.-J. Geering, P. Froidevaux, F. Barraud, J.-F. Valley	Institut universitaire de radiophysique appliquée Grand-Pré 1, 1007 Lausanne
M. Burger, R. Holzer	Laboratorium Spiez Gruppe Rüstung, VBS, 3700 Spiez
V. Figueiredo, A. Herrmann	Kantonales Laboratorium BS, 4012 Basel

Résumé

Les résultats de mesures γ et de ^{90}Sr effectuées en 2001 dans des échantillons de sol et d'herbe restent comparables à celles des années précédentes. En particulier, l'activité dans les sites en montagne est plus élevée qu'en plaine. Elle est aussi plus élevée sur le versant sud des Alpes. Les activités mesurées dans l'environnement des centrales nucléaires sont comparables à celles des sites de référence.

4.3.1. Introduction

En 2001, les mesures γ et les déterminations de ^{90}Sr dans des échantillons de sol et d'herbe ont été effectuées selon le plan de prélèvement établi par la Section surveillance de la radioactivité de l'OFSP. Les analyses de ^{90}Sr , qui nécessitent une séparation chimique complète de son produit de filiation, l' ^{90}Y [1], ont été effectuées selon le plan de prélèvement réduit introduit en 1998, afin de surveiller l'ensemble du territoire suisse par l'analyse d'un minimum d'échantillons représentatifs.

4.3.2. Résultats de la surveillance

Sol

Les activités des émetteurs γ , du ^{90}Sr , du $^{239}\text{Pu}/^{240}\text{Pu}$ et de ^{241}Am mesurées en 2001 dans le sol (profondeur 0-5 cm) sont reportées dans le tableau 1.

Au voisinage des centrales nucléaires, les activités des émetteurs γ et du Sr-90 ne diffèrent pas des valeurs mesurées sur les sites de référence et sont comparables aux valeurs mesurées les années précédentes. D'une manière générale, on constate que les activités du ^{137}Cs et du ^{90}Sr du sol sont plus élevées sur le versant sud que sur le versant nord des Alpes. Dans les deux cas, les sites en altitude présentent des activités plus élevées qu'en plaine.

Les figures 1 et 2 montrent l'évolution de l'activité du ^{137}Cs et du ^{90}Sr depuis 1964 au nord des Alpes, et font apparaître les différences de niveaux d'activité entre les sites de plaine et de montagne. L'activité maximale en ^{137}Cs , suite aux essais nucléaires atmosphériques des années soixante, a été mesurée entre 1966 et 1968. Les activités de ce nuclide, ainsi que celle du ^{90}Sr , ont ensuite diminué principalement par migration dans le sol. L'accident de Tchernobyl se traduit par une légère augmentation de l'activité en ^{137}Cs , perceptible dans le sol d'Arenenberg. En effet, sur le versant nord des Alpes, le nord-est de la Suisse a été d'avantage touché par les retombées de l'accident de Tchernobyl, mais dans une proportion bien moindre que le Tessin.

Au sud des Alpes, l'évolution dans le temps de l'activité de ces deux nucléides est analogue, mais les activités sont plus élevées et beaucoup plus dispersées qu'au nord des Alpes en raison de la diversité des situations topographiques et des microclimats.

Dans le sol d'Intragna où l'activité en ^{134}Cs (période de 2.1 ans) est encore mesurable, on peut estimer l'activité en ^{137}Cs (période de 28.5 ans) due à l'accident de Tchernobyl à 70 % environ, le reste provenant des retombées des années soixante.

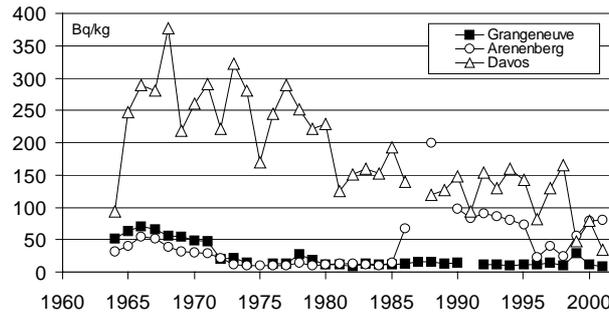


Fig. 1: ^{137}Cs dans le sol au nord des Alpes en Bq/kg de matière sèche

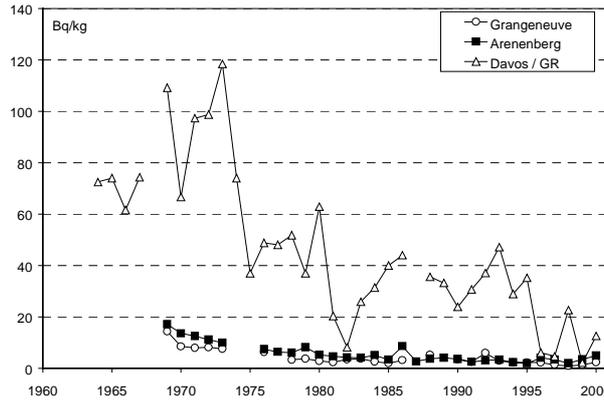


Fig. 2: ^{90}Sr dans le sol au nord des Alpes en Bq/kg de matière sèche

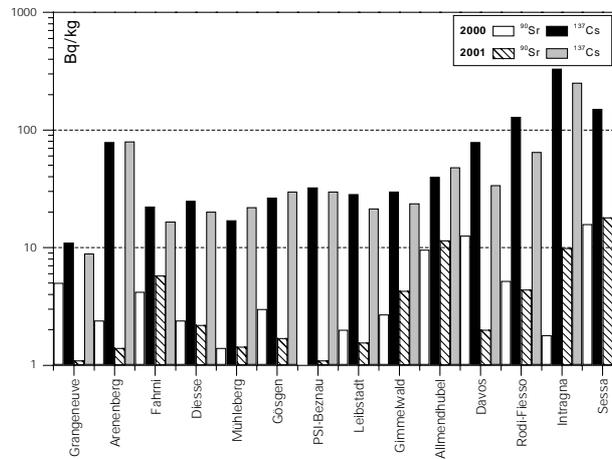


Fig. 3: Concentration radioactive du ^{90}Sr et du ^{137}Cs dans les sols en 2000 et 2001

La figure 3 présente les activités en ^{90}Sr et en ^{137}Cs de sols représentatifs mesurés annuellement. Les rapports $^{137}\text{Cs} / ^{90}\text{Sr}$ sont en moyenne proches de 20. Dans les retombées des années soixante, ce rapport est estimé à 1,6 [2], ces deux nucléides ne subissant pas de fractionnement au moment de l'explosion. Les valeurs plus élevées de ce rapport mesurées actuellement dans le sol s'expliquent par la vitesse de migration dans les sols du strontium plus grande que celle du césium, ainsi que par l'apport dû à l'accident de Tchernobyl. La figure 3 confirme que les activités en ^{90}Sr et ^{137}Cs du sol au voisinage des sites de centrales nucléaires ne diffèrent pas des autres sites de plaine et que les activités les plus élevées ont été mesurées dans les sites d'altitude et au Tessin. L'activité en ^{137}Cs relativement élevée mesurée en 2000 et 2001 à Arenenberg provient vraisemblablement de l'accident de Tchernobyl, alors qu'il n'y a pas eu d'apport significatif de ^{90}Sr .

Herbe

Les résultats sont présentés dans le tableau 2. Alors que les activités en ^{137}Cs ne restent mesurables que dans l'herbe de montagne ainsi que sur le versant sud des Alpes, les activités en ^{90}Sr dans l'herbe des sites de montagne sont plus élevées qu'en plaine et reflètent les activités mesurées dans les sols correspondants.

Pour la mesure du ^{137}Cs par spectrométrie γ la limite de détection est d'environ 1 Bq/kg, alors qu'elle est de 0,1 Bq/kg pour la mesure du ^{90}Sr au compteur proportionnel après séparation chimique complète de ^{90}Y .

Comme le césium stable d'origine naturelle n'est présent qu'en traces infimes dans le sol, le comportement du ^{137}Cs et son transfert dans les végétaux dépendent de la teneur en potassium du sol, car le césium et le potassium agissent de manière compétitive. D'une manière analogue, la fixation du ^{90}Sr du sol par la plante dépend plus de la teneur en calcium du sol que de celle en strontium, présent uniquement en traces [3]. La concentration de ces nucléides dépend aussi du type de sol et des espèces végétales, ces dernières pouvant grandement varier d'une saison à l'autre. Le stade de croissance au moment de la coupe joue aussi un rôle [4].

4.3.3. Evolution dans le temps de l'activité en ^{90}Sr

La figure 4 présente l'évolution de l'activité du ^{90}Sr de 1951 à 2001, dans des échantillons de sol, d'herbe, de blé, de lait (exprimée en Bq/kg de matière sèche), ainsi que celle de vertèbres humaines et de dents de lait (en Bq/g Ca) prélevés en plaine et sur le versant nord des Alpes. L'activité des vertèbres est rapportée à l'année de décès, celle des dents de lait à l'année de naissance de l'enfant, époque à laquelle les couronnes se sont calcifiées.

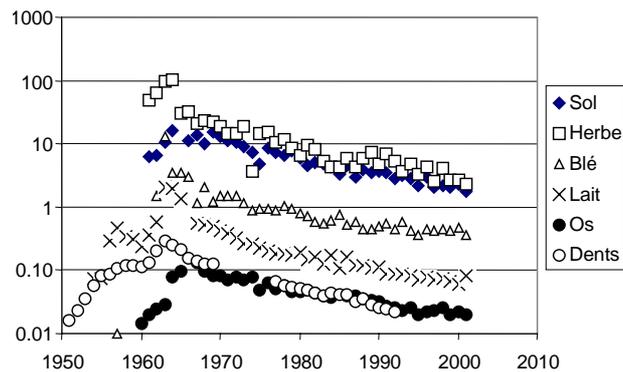


Fig. 4. Evolution de l'activité en ^{90}Sr dans l'environnement en Suisse de 1950 à 2001

Pour les six types d'échantillons, l'activité maximale a été atteinte vers 1965, suite au moratoire des essais nucléaires atmosphériques. De plus, l'absence d'essais nucléaires en 1959 et 1960 s'est traduite par un maximum relatif d'activité dans le lait en 1957. Depuis 1980 environ, la diminution de l'activité du ^{90}Sr dans le sol se répercute sur l'évolution de cette activité dans l'herbe, le lait et le blé, principalement par migration du ^{90}Sr dans les couches plus profondes du sol, et par décroissance radioactive (période 28.5 ans).

4.3.4. Conclusions

Les mesures γ et les déterminations de ^{90}Sr effectuées en Suisse en 2001 dans le sol et l'herbe confirment les résultats obtenus les années précédentes. Dans aucun des échantillons analysés on n'a observé une augmentation de l'activité de l'un de ces nucléides, en particulier aux alentours des centrales nucléaires. Les activités en ^{90}Sr et ^{137}Cs dans le sol et l'herbe les plus élevées ont été mesurées en montagne (Mürren, Davos), ainsi qu'au Tessin. Dans les sols, les activités en ^{90}Sr sont environ 20 fois plus faibles que celles du ^{137}Cs . Dans les échantillons de sol, d'herbe, de blé, de lait, de vertèbres humaines et de dents de lait, l'activité en ^{90}Sr a présenté un maximum vers 1965 suite à l'interruption des essais nucléaires atmosphériques, puis a décliné de manière analogue pour tous les types d'échantillons jusqu'à présent.

Tableau 1: Radioactivité du sol en 2001
Bq/kg matière sèche rapporté à la date de prélèvement (seulement couche 0 - 5 cm)

Canton/Lieu	n =	⁴⁰ K	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²³⁹ + ²⁴⁰ Pu	²⁴¹ Am
AG (Vois.. KKB)	2	480 - 484	---	37 - 52	0.9 ± 0.2	0.14 ± 0.01	0.056 ± 0.006
AG (PSI / ZWILAG)	2	410 - 460	---	15 - 16	1.2 ± 0.1	0.12 ± 0.01	0.080 ± 0.006
AG (Vois.. KKL)	3	400 - 480	---	19 - 24	1.56 ± 0.25	0.23 ± 0.02	0.094 ± 0.010
AG/SO (Vois. KKG)	4	380 - 480	---	21 - 38	1.7 ± 0.16	0.29 ± 0.02	0.130 ± 0.020
BE (Vois. KKM)	4	560 - 840	---	15 - 28	1.44 ± 0.20	0.18 ± 0.02	0.080 ± 0.008
BE (Allmendhubel) ¹⁾	1	460 ± 15	< 0.2	48.2 ± 1.5	11.5 ± 2.0	1.33 ± 0.10	0.55 ± 0.02
BE (Gimmelwald) ²⁾	1	290 ± 15	< 0.2	23.8 ± 0.8	4.3 ± 0.5	0.68 ± 0.06	0.29 ± 0.02
BE (Fahrni) ³⁾	1	454 ± 15	< 0.2	16.6 ± 0.6	5.8 ± 0.6	0.41 ± 0.02	0.13 ± 0.02
BE (Diesse/Jura)	1	378 ± 15	< 0.2	20.2 ± 0.6	2.2 ± 0.3	0.42 ± 0.02	0.18 ± 0.01
BL (Sissach)	1	518 ± 20	< 0.5	22.5 ± 1.1	---	---	---
FR (Grangeneuve)	1	480 ± 30	< 1	8.9 ± 1.5	1.1 ± 0.2	0.24 ± 0.02	0.096 ± 0.020
FR (Colombettes)	1	338 ± 100	---	10 ± 3	---	---	---
GE (Vois. CERN)	4	430 ± 580	---	6 - 18	---	0.15 - 0.18	0.065 - 0.098
GR (Chur)	1	830 ± 50	< 3.6	2.0 ± 0.3	---	0.022 ± 0.01	0.010 ± 0.004
GR (Davos)	1	600 ± 40	< 1.4	34 ± 2	2.0 ± 0.2	0.62 ± 0.04	0.30 ± 0.10
NE (La Ch.de.Fonds) ⁹⁾	2	324 - 422	---	43; 720	---	---	---
TG (Arenenberg)	1	270 ± 25	< 2.0	80 ± 4	1.4 ± 0.2	0.25 ± 0.01	0.11 ± 0.02
TI (Caslano)	1	752 ± 200	---	21 ± 8	---	---	---
TI (Intragna)	1	420 ± 30	2.8 ± 0.4	252 ± 15	9.9 ± 0.7	1.85 ± 0.20	0.71 ± 0.04
TI (Magadino)	1	890 ± 200	---	57 ± 15	---	---	---
TI (Rodi-Fiesso)	1	300 ± 20	< 0.7	65 ± 4	4.4 ± 0.3	0.27 ± 0.02	0.123 ± 0.01
TI (Sessa)	1	336 ± 20	< 2.6	147 ± 10	18.0 ± 1.2	0.58 ± 0.04	0.24 ± 0.01
TI (Stabio)	1	630 ± 200	---	131 ± 30	---	---	---
UR/BE (Susten)	1	650 ± 150	---	106 ± 25	---	---	---
VS/UR (Furka)	1	555 ± 150	---	9 ± 3	---	---	---
VS/TI (Nufenen)	1	723 ± 200	---	23 ± 6	---	---	---
VS/BE (Grimsel)	1	870 ± 200	---	3 ± 1.5	---	---	---
VD ⁴⁾ (Jura: 0 - 5 cm)	1	370 ± 15	< 1.2	121 ± 2 ⁶⁾	7.1 ± 0.5 ⁸⁾	1.31 ± 0.06 ¹⁰⁾	0.58 ± 0.10 ¹⁰⁾
VD ⁵⁾ (Jura: 0 - 5 cm)	1	308 ± 6	< 0.9	67 ± 0.5 ⁷⁾	---	0.80 ± 0.04 ¹¹⁾	0.36 ± 0.02 ¹¹⁾
VD ¹²⁾ (Lucens:0-5 cm)	2	492 - 530	< 0.6	10 - 18	0.6 ± 0.2	0.13 - 0.17	0.055 - 0.073
VD ¹²⁾ (Lucens:5-10cm)	2	510 - 660	< 0.7	11 - 14	---	0.13 - 0.19	0.05 - 0.08
ZH (Lindau)	1	350 ± 10	< 0.7	42 ± 1	---	---	---

1) Alpage

2) Vallée

3) En Plaine

4) Chasseron

5) Nouvelle-Censière;

6) Couches plus profondes ¹³⁷Cs: 5 - 10 cm: 94 ± 2; 10 - 20 cm: 26 ± 1; 20 - 30 cm: 6.8 ± 0.5; 30 - 40 cm: 3.1 ± 0.3 Bq/kg

7) Couches plus profondes ¹³⁷Cs: 5 - 10 cm: 66 ± 0.8 Bq/kg

8) Couches plus profondes ⁹⁰Sr: 5 - 10 cm: 8.9 ± 0.7; 10 - 20 cm: 11.7 ± 0.8; 30 - 40 cm: 3.0 ± 0.3 Bq/kg

9) Près d'un ancien atelier de posage; ²²⁶Ra: 243 resp. 24500 Bq/kg; ²²⁸Ac: 32 - 44 Bq/kg

10) Couches plus profondes: 5 - 10 cm: ²³⁹⁺²⁴⁰Pu = 1.65 ± 0.06; ²⁴¹Am = 0.73 ± 0.06; 10 - 20 cm Pu = 0.74 ± 0.04; Am = 0.28 ± 0.02; 20 - 30 cm Pu = 0.21 ± 0.01; Am = 0.075 ± 0.02; 30 - 40 cm Pu = 0.092 ± 0.008; Am = 0.058 ± 0.02.

11) Couches plus profondes: 5-10 cm: ²³⁹⁺²⁴⁰Pu = 0.94 ± 0.04; ²⁴¹Am = 0.34 ± 0.04

12) Près de l'ancienne Centrale nucléaire expérimentale de Lucens (CNL), démantelée après l'accident du 21 janvier 1969 et soustrait à la législation sur les installations nucléaires par le Conseil fédéral en 1995.

Tableau 2: Radioactivité de l'herbe en 2001
Bq/kg matière sèche, rapporté à la date de prélèvement

Canton/Lieu	n=	⁴⁰ K	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr
AG (Voisinage KKB)	3	714 – 1060	---	< 5 - < 10	1.6 ± 0.1
AG (ZWILAG / PSI)	3	690 - 904	---	< 3	1.45 ± 0.12
AG (Voisinage KKL)	9	530 – 1270	---	< 2 - 22	4.1 ± 0.3
AG/SO (Voisinage KKG)	8	530 – 1040	---	< 2 - < 11	1.26 ± 0.11
BE (Voisinage KKM)	7	870 – 1100	---	< 7	1.29 ± 0.09
BE (Almendhubel) ¹⁾	1	390 ± 20	< 0.3	1.0 ± 0.2	12.0 ± 0.2
BE (Gimmelwald) ²⁾	1	650 ± 20	< 0.3	1.5 ± 0.2	2.0 ± 0.2
BE (Fahrni) ³⁾	2	1050 – 1220	< 0.3	<0.2 – 0.34	3.2 – 3.5
BE (Diesse/Jura)	2	840 – 1150	< 0.3	0.37 – 0.56	0.9 – 1.3
BL (Sissach)	1	1070 ± 40	< 0.5	0.4 ± 0.3	---
FR (Grangeneuve)	1	810 ± 60	< 3	< 3.2	3.8 ± 0.3
FR (Colombettes)	1	810 ± 200	---	< 3	---
GE (CERN)	3	790 - 940	---	< 5	---
GR (Chur)	1	903 ± 48	< 1.8	< 1.3	---
GR (Davos)	1	715 ± 40	< 0.9	6.1 ± 0.4	8.9 ± 0.5
TG (Arenenberg)	1	520 ± 50	< 1.4	<4.1 ± 0.9	1.85 ± 0.2
SG (Wil)	2	903 - 1040	< 1.3	1.4 – 1.5	---
TI (Intragna)	2	970 - 1070	< 1.7	17 - 35	17.3 ± 0.9
TI (Rodi)	2	970 – 1170	< 1.7	1.5 – 13.0	4.0 ± 0.3
TI (Sessa)	2	540 - 850	< 1.1	2.8 – 6.6	6.8 ± 0.4
TI (Stabio)	1	1000 ± 300	---	< 6	---
VD (Lucens)	1	440 ± 15	< 0.6	0.3 ± 0.2	2.0 ± 0.1
VD (Jura: Chasseron)	1	604 ± 20	< 0.7	2.6 ± 0.4	7.1 ± 0.1
VD (Jura: Nouv.Censière)	1	536 ± 15	< 0.5	2.3 ± 0.3	---
ZH (Lindau)	1	694 ± 40	< 3.9	17.4 ± 4.1	---

¹⁾ Alpage

²⁾ Vallée

³⁾ en plaine

⁴⁾ sans une valeur plus élevée de foin de Roveredo (1406 ± 23 Bq/kg) qui n'a pas pu être reproduite lors d'un deuxième prélèvement au même endroit (61 ± 6 Bq/kg).

Bibliographie

- [1] J.-J. Geering, C. Friedli, P. Lerch, Method of Determination of Strontium-90 in the Environment, J. Trace and Microprobe Techniques, 8, 211-230 (1990).
- [2] Ionizing Radiation: Sources and Biological Effects, UNSCEAR Report, United Nations Publication, New-York 1969.
- [3] Radioecology, Lectures in Environmental Radioactivity, Ed. E. Holm, Wold Scientific, London 1994.
- [4] W. Steffens, W. Mittelstädt, F. Führ, The Transfer of Sr-90, Cs-137, Co-60 and Mn-54 from Soils to Plants. Results from Lysimeter Experiments, Pergamon Press, Oxford (1980), p.1139.

4.2. Radioaktivität in aquatischen Systemen

J. Beer, E. Meili, E. Grieder

EAWAG, Abteilung SURF/RCT
8600 DÜBENDORF

Zusammenfassung

In Aare und Rhein werden Monatsproben von Wasser und Sediment mittels Gammaskpektrometrie auf Radioaktivität untersucht. In den Wasserproben wurden hauptsächlich Aktivitäten der Nuklide ^{58}Co , ^{60}Co und ^{137}Cs gemessen, in den Sedimenten auch ^{54}Mn und ^{65}Zn . Im Sediment von Hagneck unterhalb von Mühleberg wurde in der Novemberprobe eine deutlich höhere Aktivität von ^{54}Mn , ^{60}Co gemessen. Zudem wurde ^{131}I festgestellt. In der entsprechenden Wasserprobe lagen die Aktivitäten dieser Radionuklide unter der Nachweisgrenze.

In den Proben des Rheins oberhalb des Aarezuflusses konnten keine künstlichen Radionuklide nachgewiesen werden.

Bei der Kontrolle von Grundwasser der Pumpstationen Aarberg, Pratteln und Döttingen wurde in einer Probe von Pratteln eine Aktivität von $0.28 \pm 0.1 \text{ Bq/m}^3$ ^{54}Mn und $0.31 \pm 0.1 \text{ Bq/m}^3$ ^{58}Co festgestellt.

Im Wasser der Kläranlage von Zürich wurden einzig Aktivitäten von ^{40}K gemessen, das natürlich vorkommt.

4.2.1 Ziele

Künstliche Radionuklide gelangen insbesondere aus Kernanlagen, Industriebetrieben und Spitälern in den Wasserkreislauf. Die kontinuierliche Überwachung der Radioaktivität dient der frühzeitigen Erkennung von Änderungen in den Abgaben der genannten Quellen und der Bilanzierung der Gesamtaktivität, welche die Schweiz im Rhein verlässt.

4.2.2 Methoden

Die Bestimmung der Aktivitäten der überwachten Radionuklide erfolgt mittels Gammaskpektroskopie. Sedimente, Fisch- und Pflanzenproben werden gefriergetrocknet und die Aktivität pro Trockengewicht erhoben. In den grossvolumigen monatlichen Sammelproben von Hagneck, Klingnau und Pratteln werden die Radionuklide durch eine Eisenhydroxidfällung aufkonzentriert und dann gemessen. Die Proben der Kläranlage Zürich sowie die Rheinproben von Diepoldsau und Reckingen

werden direkt gemessen. Zur Bestimmung der Tritiumkonzentrationen wird ein Flüssigszintillationszähler verwendet.

4.2.3 Zusammenfassung der Ergebnisse

Kernanlagen

Wasserproben

Entlang von Aare und Rhein werden an drei Standorten monatliche abflussproportionale Wasserproben genommen. Diese Probenahmestandorte liegen unterhalb der Kernkraftwerke. So werden bei Hagneck die Abgaben vom Kernkraftwerk Mühleberg erfasst, bei Klingnau diejenigen von Mühleberg, Beznau und Gösgen sowie bei Pratteln die Abgabensumme von Mühleberg, Beznau, Gösgen und Leibstadt. Je nach Abfluss werden pro Tag 20-40 einzelne Proben genommen, was Monatsproben von 50-100 Litern ergibt. Die automatischen Probenahmesysteme mussten den einzelnen Standorten angepasst werden, wobei immer wieder Funktionsstörungen auftraten. Die meisten Probleme konnten im Laufe des Jahres behoben werden, was in Zukunft genauere Ergebnisse erwarten lässt.

Die Figuren 1 und 2 zeigen die gemessenen und hochgerechneten Aktivitäten (d.h. gemessene Aktivität x mittlerer monatlicher Abfluss x Probenahmezeit) der Kobaltisotope entlang der Flussstrecke Aare-Rhein im Verhältnis zu den abgegebenen Summen der Kernkraftwerke.

^{58}Co wird hauptsächlich von Beznau abgegeben und kommt deshalb nur in Proben von Klingnau und Pratteln vor. An beiden Standorten entspricht die hochgerechnete Aktivität pro Monat meist einem Anteil von 50-80% der Abgaben (Ausnahme = Novemberwert von Klingnau). Ein Teil der abgegebenen Nuklide wird an Partikel gebunden und sedimentiert in ruhigeren Teilen der Gewässer (z.B. Klingnauer Stausee). Zudem wird erfahrungsgemäss ein kleiner Teil der Nuklide nicht erfasst, weil sie mit der angewandten Methode nicht ausgefällt werden können. Betrachtet man den Rhein bei Basel, so ergeben die Messungen, dass etwas mehr als die Hälfte der abgegebenen Fracht mit dem Fluss die Schweiz verlässt.

^{60}Co wird hauptsächlich von den Kernkraftwerken Mühleberg und Beznau abgegeben. Vor allem in den Monatsproben von Hagneck findet man ^{60}Co , wobei die hochgerechneten Aktivitäten meist grösser sind als diejenigen der Abgaben. Doch wo flussabwärts ^{60}Co in der Monatsprobe enthalten war, stimmen die hochgerechneten gemessenen Werte recht gut mit den Abgaben überein.

Die hochgerechneten Aktivitäten von ^{137}Cs liegen fast immer über den Abgaben der Kernkraftwerke. Dies ist wahrscheinlich nach wie vor auf einen

Eintrag über Erosion vor allem vom Reaktorunfall von Tschernobyl zurückzuführen. Das zeigt sich auch darin, dass bei Hagneck rund die Hälfte des abgegebenen ^{137}Cs erfasst wird, während bei Pratteln die Fracht etwa doppelt so gross ist wie die entsprechenden Abgaben aller Kernkraftwerke.

^{54}Mn wurde nur in einer einzigen Wasserprobe von Hagneck gemessen. In allen anderen Proben wurde weder ^{54}Mn noch ^{65}Zn nachgewiesen.

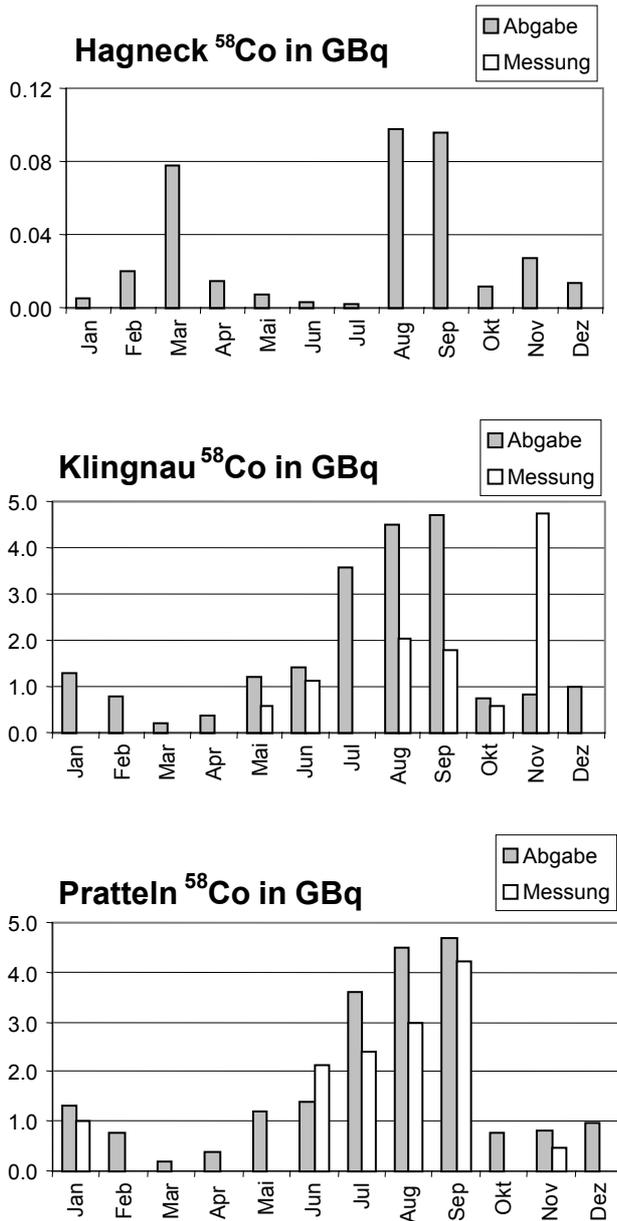


Fig 1: ^{58}Co -Aktivität an den flussabwärts aufeinanderfolgenden Standorte Hagneck, Klingnau und Pratteln. Vergleich der Abgaben (dunkel, Summe der Abgaben der flussaufwärts liegenden Kraftwerke) mit den aufgrund der Abflusswerte hochgerechneten Messungen (hell). Aufgrund technischer Probleme fehlen die Proben von Hagneck/Klingnau für die Monate Januar-März/Januar und Februar. Bei den anderen fehlenden Angaben liegen die Messwerte unter der Nachweisgrenze.

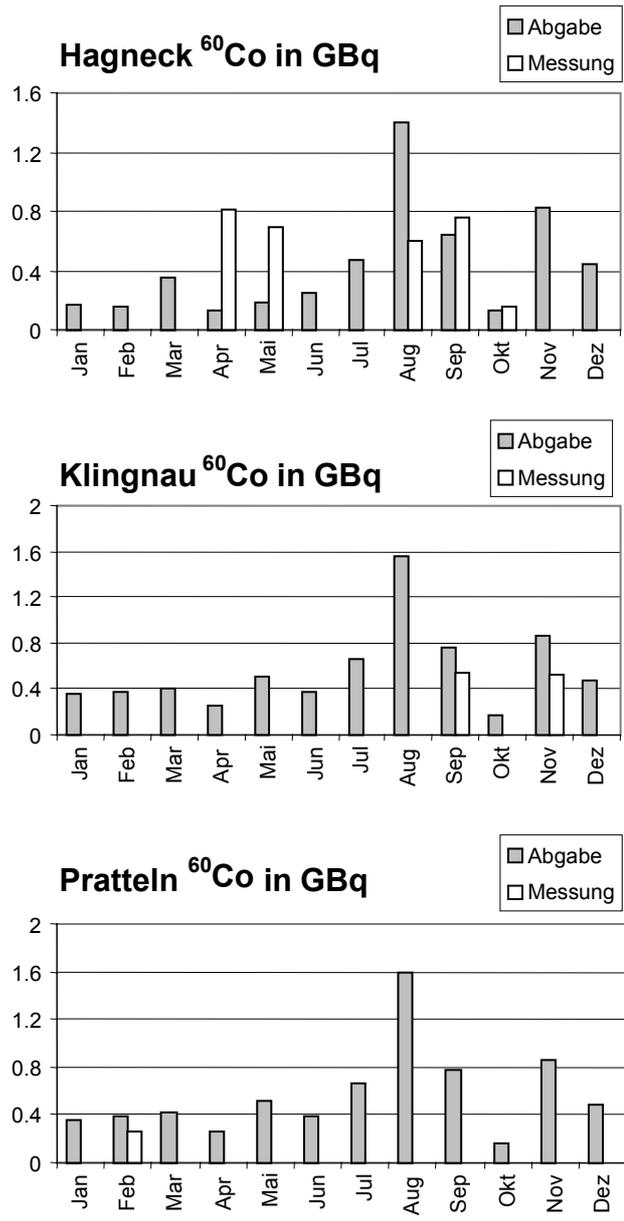


Fig 2: Vergleich der Aktivität von ^{60}Co der flussabwärts aufeinanderfolgenden Standorte Hagneck, Klingnau und Pratteln. Aufgrund technischer Probleme fehlen die Proben von Hagneck/Klingnau für die Monate Januar-März/Januar und Februar. Hell die gemessenen Aktivitäten der Sammelproben, welche mit den Abflusswerten hochgerechnet wurden. Dunkel die Abgabensummen der zugehörigen Kernkraftwerke. (siehe Abschnitt 1 dieses Kapitels)

Sedimentproben

Ein Teil der abgegebenen Radionuklide lagert sich an Partikel (z.B. Tonmineralien) an. Solche Teilchen werden je nach Fließgeschwindigkeit der Flüsse unterschiedlich weit transportiert. Sie können in ruhigeren Zonen sedimentieren, aber aus Sedimenten auch wieder aufgewirbelt oder gelöst werden. An den drei Standorten Hagneck, Klingnau und Pratteln werden deshalb auch monatliche Sedimentproben gesammelt. In diesen Proben findet sich das gesamte Spektrum der abgegebenen und gammaspektrometrisch messbaren Nuklide wieder.

Bei den Sedimentproben von Hagneck (Figur 3) zeigen sich die höheren Abgaben der Monate August-Dezember im ^{60}Co gut. Im November wurde eine Aktivität von 175 ± 27 Bq/kg Trockensediment gemessen. In den Monaten November und Dezember wurde auch ^{131}I mit einer Aktivität von 73.9 ± 15 und 14.5 ± 2.8 Bq/kg gemessen.

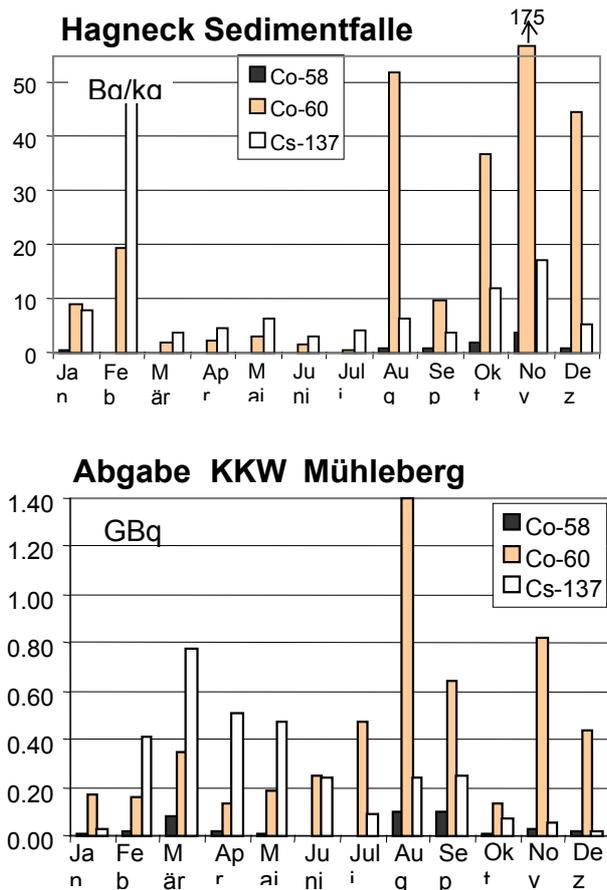


Fig 3: Gemessene Aktivitäten im Sedimentfallenmaterial von Hagneck und die entsprechenden Abgaben des KKW Mühleberg.

Vor der Probenahmestation von Klingnau fließt das Aarewasser durch den Klingnauer Stausee, wo

eine erhöhte Sedimentation möglich ist. In der Figur 4 sieht man, dass die verschiedenen Radionuklide in diesen Sedimentproben vorhanden sind, doch zeigen die Abgaben und Sedimentdaten nur eine geringe Korrelation. Auch in diesem Sediment wurde im November und Dezember ^{131}I (31.8 ± 9.6 Bq/kg und 7.2 ± 0.2 Bq/kg) gemessen. Bei einer Halbwertszeit von 7 Tagen ergeben diese Werte für die Strecke Hagneck Klingnau eine Fließdauer von etwa 10 Tagen.

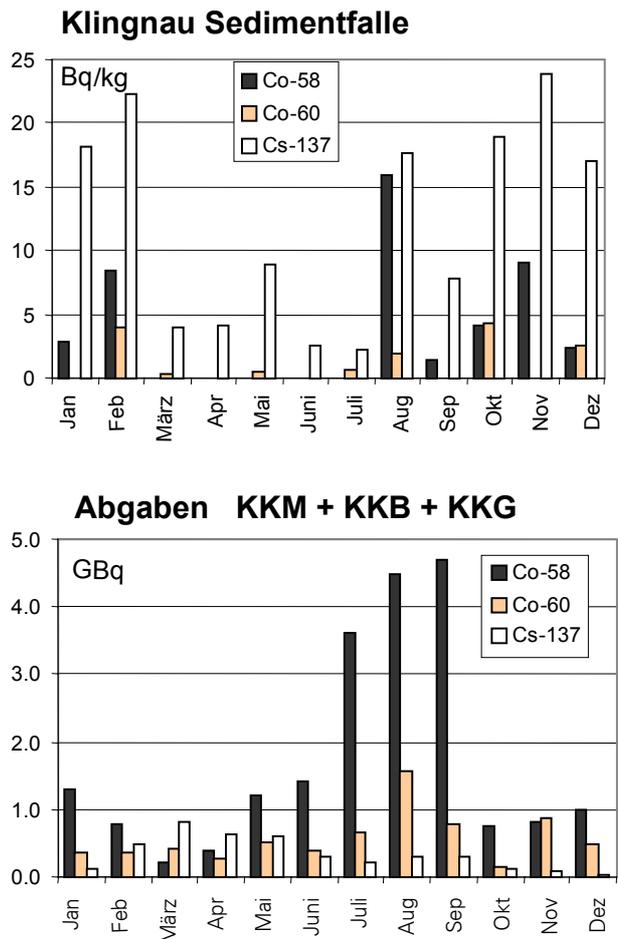


Fig 4: Gemessene Aktivitäten im Sedimentfallenmaterial von Klingnau und die Abgabesummen der Kernkraftwerke Mühleberg, Beznau und Gösgen.

Bei den Aktivitäten der Sedimentfallenproben von Pratteln dominiert diejenige von ^{137}Cs . In der Figur 5 sieht man, dass die ^{137}Cs -Aktivität etwa dreimal so hoch ist wie diejenige der anderen Nuklide. Die gemessenen Aktivitäten der Kobaltisotope sind anfangs Jahr und im Spätsommer erhöht, was mit den Abgaben etwa übereinstimmt. Im Januar und Februar war aber auch der Wasserpegel des Rheins tief und damit die Sedimentation vermutlich höher. Die hohen Werte des ^{58}Co in den Abgaben der Monate Juli, August und September sieht man bereits in der Figur 4. Es handelt sich hierbei um Abgaben von Beznau.

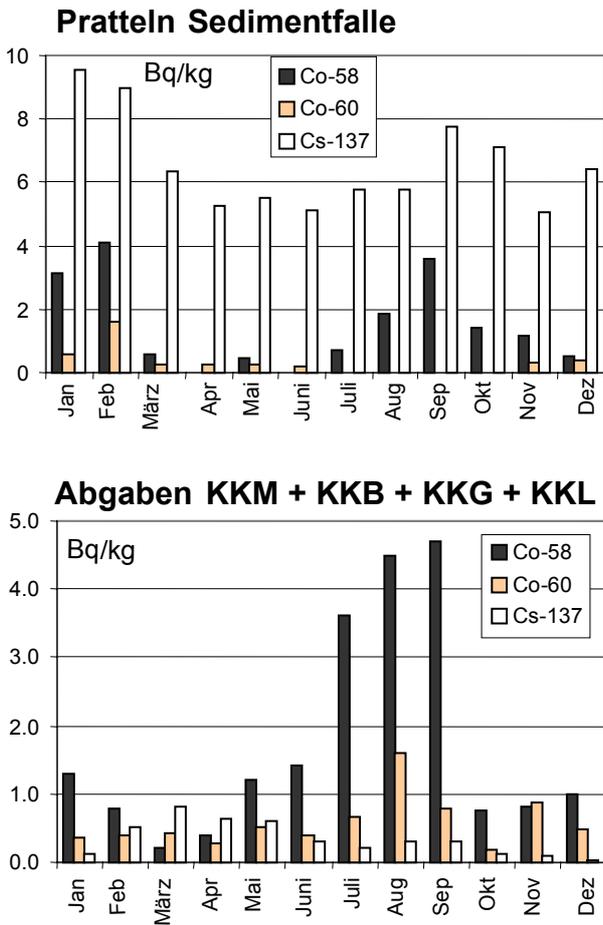


Fig 5: Gemessene Aktivitäten im Sedimentfallmaterial von Klingnau und die Abgabesummen der Kernkraftwerke Mühleberg, Beznau Gösgen und Leibstadt.

Die gemessenen ¹³⁷Cs Aktivitäten in den Sedimenten zeigen keinen Zusammenhang mit den Summen der Abgaben von Mühleberg, Beznau und Gösgen. In Figur 6 ist die Sedimentaktivität mit den monatlichen Abflussmittelwerten der Aare bei Klingnau verglichen. Es scheint, dass die Aktivität der Sedimente wesentlich stärker von der Wasserführung abhängt als von den Abgaben. Ein ähnliches Bild ergibt sich auch für das Material der anderen Sedimentfallen, allerdings schwächer ausgeprägt als bei Klingnau.

Entlang der Fließstrecke findet man in den Sedimenten von Hagneck immer Aktivitäten von ⁵⁴Mn (3-7 Bq/kg, im November 26±4.6 Bq/kg) und häufig von ⁶⁵Zn (0.5-5.9 Bq/kg). Im Material der weiter flussabwärts liegenden Sedimentfallen kam ⁶⁵Zn nie mehr vor und ⁵⁴Mn nur vereinzelt.

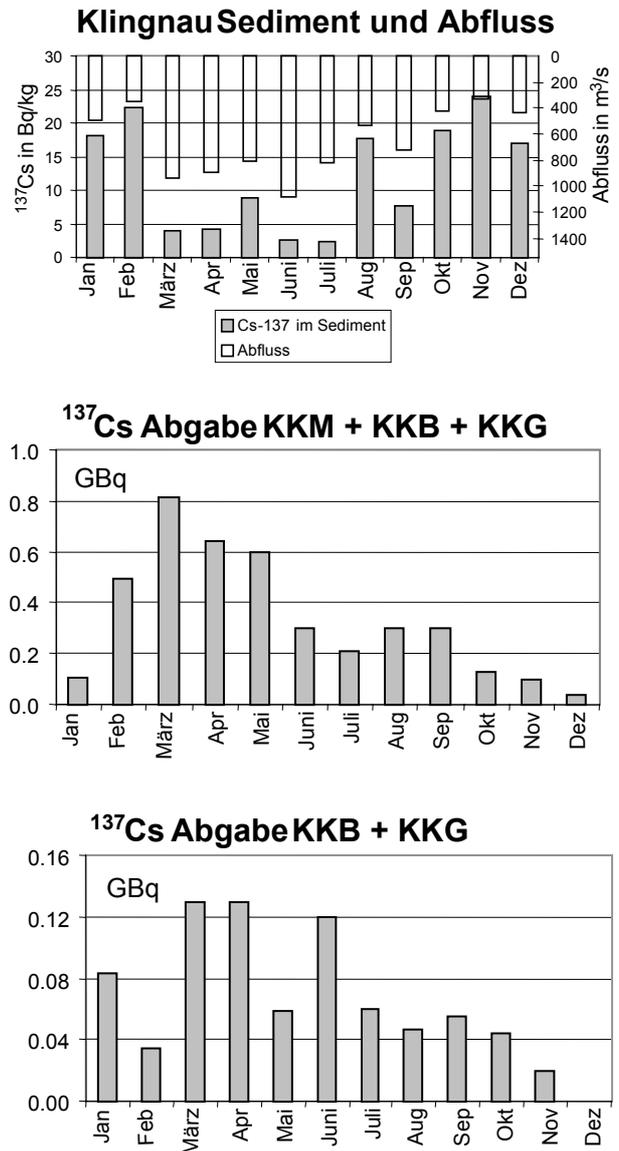


Fig 6 ¹³⁷Cs-Aktivitäten. Die Figur zeigt die gute Antikorrelation der gemessenen Aktivitäten im Sediment mit dem mittleren Abfluss der Aare bei Klingnau. Dagegen besteht offensichtlich kein Zusammenhang mit den Abgaben aller Kernkraftwerke (Mühleberg, Beznau und Gösgen), und denjenigen der nächstliegenden Kraftwerke Beznau und Gösgen.

Fische und Wasserpflanzen

Im Berichtsjahr wurden drei Fischproben aus der Aare auf den Gehalt an Radionukliden kontrolliert. Ausser dem natürlichen ⁴⁰K konnten keine weiteren Nuklide nachgewiesen werden. In Wasserpflanzenproben wurden darüber hinaus auch von ⁵⁴Mn, ⁵⁸Co, ⁶⁰Co und ¹³⁷Cs gemessen.

Grundwasser

Von Grundwasserbrunnen in Pratteln, Döttingen und Aarberg wurden am 30. August 2001 Proben von je 100 Litern genommen. Beim Brunnen von

Pratteln am 30. August 2001 wurden Aktivitäten von ^{54}Mn ($0.28 \pm 0.1 \text{ Bq/m}^3$) und ^{58}Co ($0.31 \pm 0.1 \text{ Bq/m}^3$) gemessen. Während im Rheinwasser in den monatlichen Wasserproben ^{58}Co häufig vorkam, lagen die Werte für ^{54}Mn immer unterhalb der Nachweisgrenze. In den Sedimenten kamen beide Nuklide vor, ^{54}Mn jedoch selten. In der Vergangenheit wurde auch im Grundwasser von Aarberg vereinzelt ^{60}Co gemessen.

RC Tritec AG, Teufen/AR

65 m östlich des Kamins der Firma Tritec befindet sich ein Regensammler. Die Figur 7 zeigt die gemessenen monatlichen Tritiumkonzentrationen des Niederschlags. In den letzten Monaten des Jahres scheint sich eine leicht steigende Tendenz abzuzeichnen. Insgesamt belief sich der Eintrag über den Regen auf 48 kBq/m^2 .

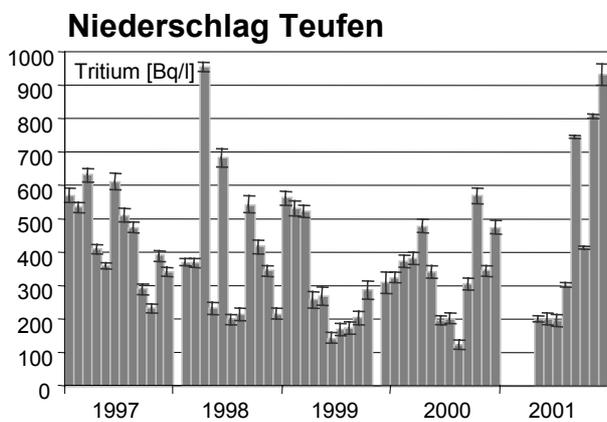
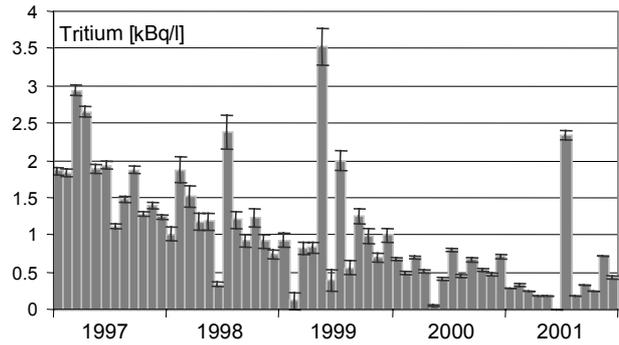


Fig. 7 Tritiumkonzentrationen im Niederschlag neben der Firma Tritec in Teufen. Die Messungen der Proben werden seit dem Jahr 2001 durch die SUER Fribourg durchgeführt.

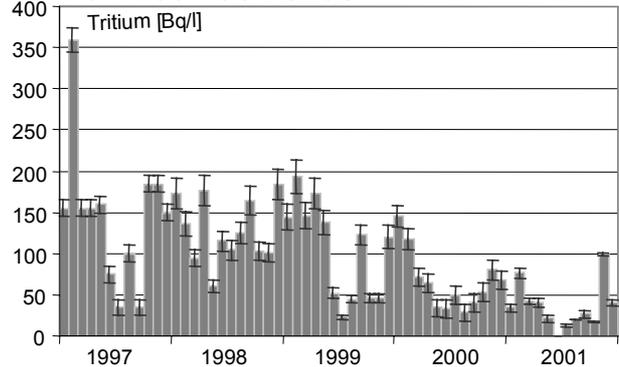
Messung in der Umgebung von La-Chaux-de-Fonds

Die Figur 8 zeigt den Verlauf der Tritiumkonzentration von Proben des Regensammlers und des gereinigten Abwassers der Kläranlage von La Chaux-de-Fonds über die letzten 5 Jahre. Die abnehmende Tendenz hat sich weiter fortgesetzt. Insgesamt lag der Gesamteintrag 2001 über den Regen bei 60 kBq/m^2 . Über das Abwasser wurde im Berichtsjahr etwa 3.7 TBq Tritium abgegeben. Verarbeitet wurde in La Chaux-de-Fonds gemäss Angaben der SUVA total 19.6 TBq .

Gereinigtes Abwasser ARA La Chaux de Fonds



Niederschlag La Chaux de Fonds



Figur 8 Tritiumaktivität im Niederschlag und im gereinigten Abwasser von La Chaux-de-Fonds. Die Messungen der Proben werden seit dem Jahr 2001 durch die SUER Fribourg durchgeführt.

Koordinierte Abgabe

Am 27. September 2001 wurde eine koordinierte Abgabe gemeinsam mit dem Kernkraftwerk Mühleberg durchgeführt. Dieses leitete nach Absprache während rund zwei Stunden 21 m^3 Abwasser in die Aare ein.

Mit dem Simulationsprogramm Aquasim der EAWAG wurde der Durchgang dieses Abwassers bei Hagneck berechnet. Während der erwarteten Belastungsspitze wurde alle 30 Minuten eine Probe von 50 Liter genommen, mit Träger versetzt und später aufbereitet und gemessen.

Die Figur 9 zeigt die berechneten und gemessenen Aktivitäten von ^{58}Co und ^{60}Co , ^{54}Mn und ^{65}Zn . Die Abgabe von 21 m^3 Abwasser begann um 00.30 Uhr und erfolgte über einen Zeitraum von zwei Stunden. Die Modellrechnung ergibt, dass der Durchgang der Belastungsspitze etwa 10 Stunden nach Abgabebeginn erwartet wird. In der berechneten Kurve wurde keine Sedimentation berücksichtigt, weshalb die Fläche unter der Kurve derjenigen der Abgabe entsprechen muss. Figur 9 zeigt, dass

die Durchgangszeit und die Dispersion durch das Modell sehr gut beschrieben wird. Die spezifischen Aktivitäten dagegen werden erwartungsgemäss überschätzt. Der Anteil der erfassten Nuklide beträgt etwa 50% (beim ^{60}Co etwa 30%) der abgegebenen Fracht. Parallel zur Probenahme wurde während der Probenahmezeit Material in der Sedimentfalle gesammelt. Wenn man diesen Anteil über die gesamte Fliesstrecke hochrechnet, so kämen noch etwa 10% dazu, wobei mit einer grossen Unsicherheit von einem Faktor 2-3 gerechnet werden muss. Weiter sind etwa 10% der Nuklide kolloidal gebunden und mit der verwendeten Ausfällmethode nicht erfasst.

Kläranlage Zürich

Wöchentliche Proben von gereinigtem Abwasser der ARA Zürich werden gammaspektrometrisch gemessen. Mit Ausnahme des natürlichen ^{40}K konnten keine Radionuklide festgestellt werden.

Von den wöchentlichen Proben wurden 4-wöchige Mischproben erstellt und an diesen die Tritiumkonzentrationen gemessen. Die Werte lagen zwischen 1.9 ± 0.8 Bq/l und 3.7 ± 0.9 Bq/l. Die Messungen wurden durch die SUER Fribourg durchgeführt.

Kehrichtverbrennung Zürich

Versuchsweise wurde eine Probe vom Wasser der Rauchgaswaschanlage der Kehrichtverbrennung Hagenholz in Zürich genommen und auf Radioisotope untersucht. Es wurde keine Gammaaktivität festgestellt.

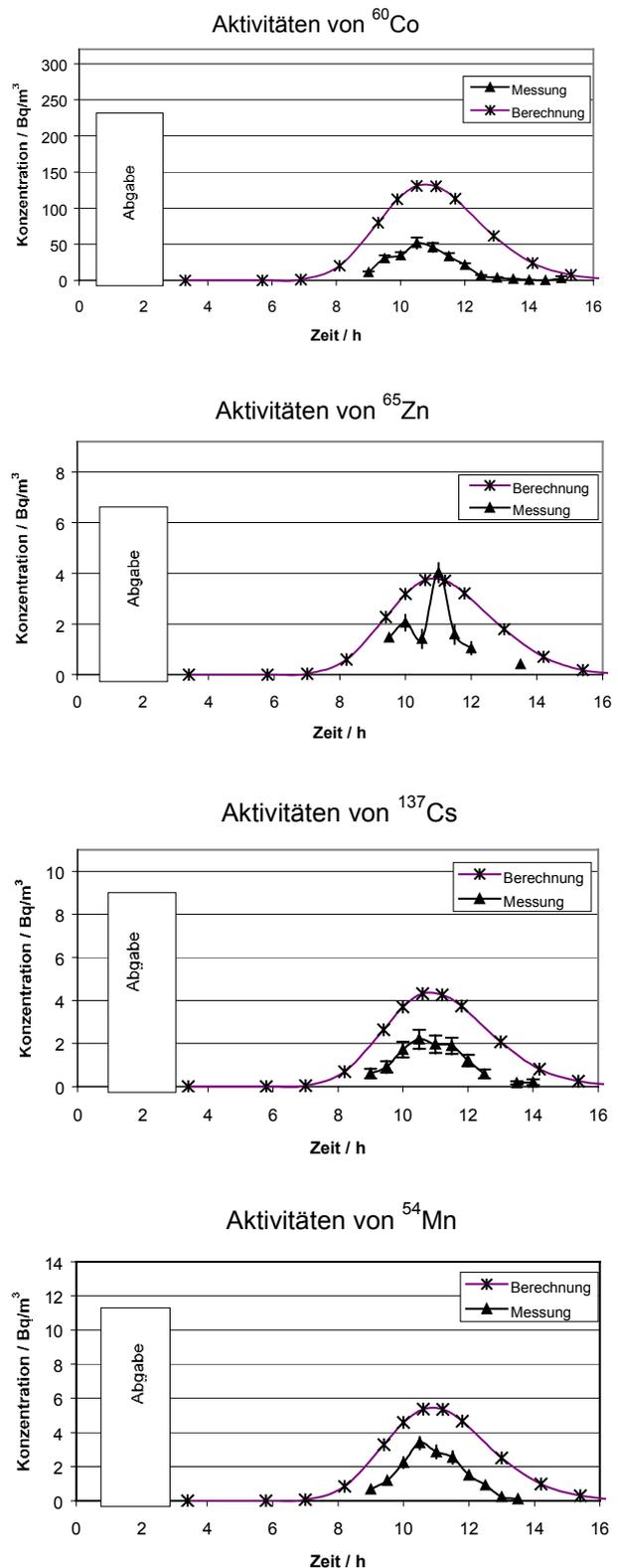
Oberflächengewässer

Von den Sammelstationen Diepoldsau und Reckingen wurden wöchentlich Wasserproben vom Unter- und Oberrhein gammaspektrometrisch gemessen. In vereinzelt Fällen wurde in diesen Proben ^{40}K nachgewiesen. Sonst lagen alle Aktivitäten unterhalb der Nachweisgrenzen.

Bei den Proben von Diepoldsau werden die Aktivitäten von Tritium in 4-wöchigen Mischproben gemessen. Der Mittelwert für das Jahr 2000 lag bei 1.4 ± 0.15 Bq/l. Der Wert für das Jahr 2001 war mit 1.8 ± 0.24 Bq/l etwas höher. Die Daten für die Berichtsperiode liegen noch nicht vor. Die Messungen werden durch die Bundesanstalt für Gewässerkunde in Koblenz durchgeführt.

4.2.3 Literatur

Albrecht, The behavior of Nuclear Reactor Derived Metallic Radionuclides in the Aquatic System of Switzerland, Schriftenreihe der EAWAG, Nr. 13, 1998.



Figur 9 Koordinierte Abgabe gemeinsam mit dem Kernkraftwerk Mühleberg vom 26.9.2001. Es wurden 21 m^3 Abwasser mit einer Gesamtaktivität von 462 MBq ^{60}Co , 15 MBq ^{137}Cs , 19 MBq ^{54}Mn und 13 MBq ^{65}Zn abgegeben.

4. Umwelt

4.1. Luft, Niederschläge, Flüsse; Abwässer von Klär- und Kehrichtverbrennungs-Anlagen

H. Völkle, J.-L. Andrey, P. Beuret, G. Ferreri, A. Gurtner, M. Jungck, H. Surbeck

Sektion Überwachung der Radioaktivität (SUER)
Bundesamt für Gesundheit, ch du Musée 3, 1700 FRIBOURG

Zusammenfassung

In Luft und Niederschlägen sind ausser beim Tritium kaum noch künstliche Radionuklide nachweisbar. Das automatische Überwachungsnetz für die Luft RADAIR konnte in Betrieb genommen werden. Im Abwasser von Kläranlagen sind Tritium-Emittenten feststellbar.

4.1.1. Luft

Die Überwachung der Luft erfolgt durch kontinuierlich gesammelte und monatlich gemessene Aerosolproben aus der Umgebung der Kernanlagen (Gösgen-Däniken, Leibstadt und Mühleberg) mit ca. 40 m³/h Durchsatz, durch Hoch-Volumensammler in Oberschrot/FR, Genf (beim CERN), Monte-Ceneri/TI, Güttingen/TG und Klingnau/AG sowie durch das aus 11 Stationen bestehende automatische RADAIR-Netz.

Für das Radionuklid ¹³⁷Cs werden für die drei Überwachungssysteme folgende Nachweisgrenzen erreicht:

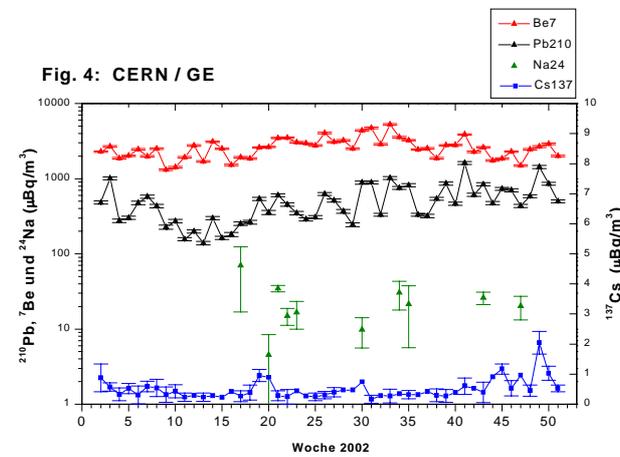
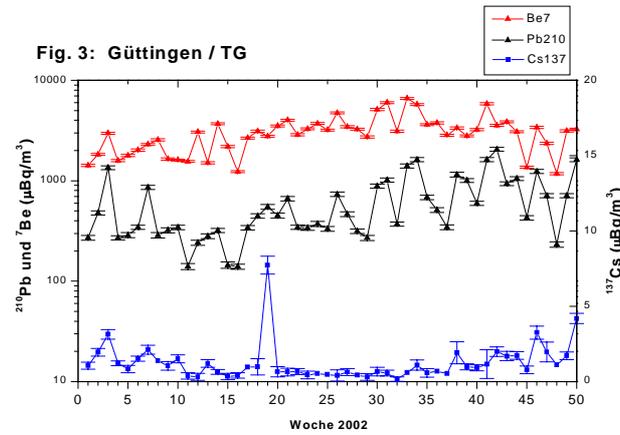
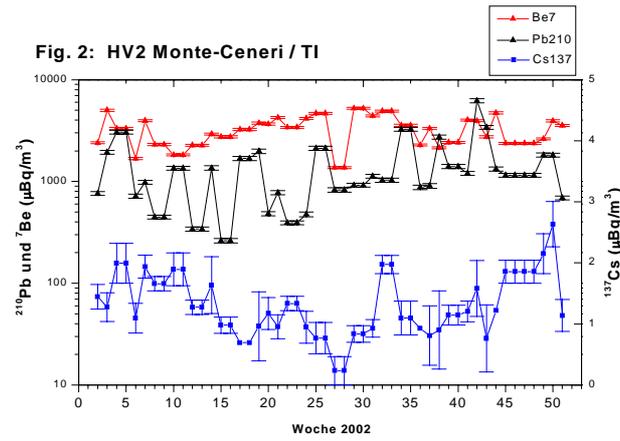
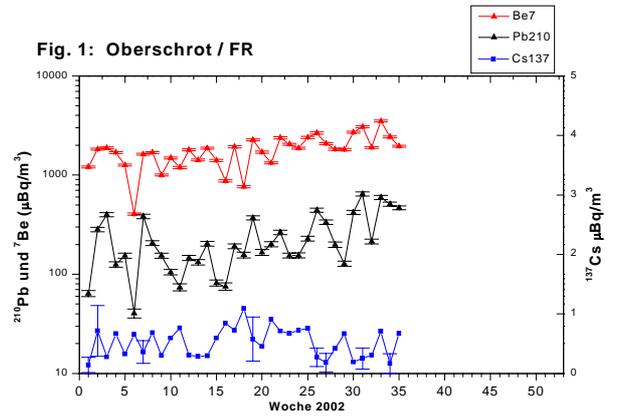
- | | |
|--|-----------------------------|
| • kleine Aerosolsammler, Monatsproben: | 2 mikro-Bq/m ³ |
| • Hoch-Volumen-Aerosolsammler, Wochenproben: | 0.5 mikro-Bq/m ³ |
| • RADAIR bei 30 min. Sammel- und Messzeit: | 0.5 Bq/m ³ |

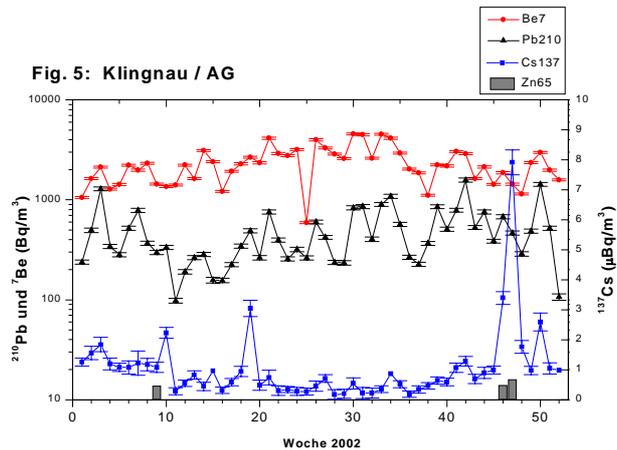
Umgebung der Kernanlagen

Die Aerosolfilter aus der Umgebung der Kernkraftwerke Mühleberg, Leibstadt und Gösgen-Däniken zeigten im Berichtsjahr keine messbare künstliche Radioaktivität: ¹³⁷Cs und ⁶⁰Co unter der Nachweisgrenze von 2 bis 3 mikro-Bq/m³. Nachgewiesen werden konnten lediglich die natürlichen Radionuklide ⁷Be und ²¹⁰Pb mit 2 bis 4 resp. 0.5 bis 6 milli-Bq/m³ (s. auch Kap. 8).

Hoch-Volumen-Sammler

Die Filter der Hoch-Volumensammler zeigten beim CERN in 9 Wochen Beiträge bis 80 mikro-Bq/m³ von ²⁴Na (t ½ 15 Std.) von den Beschleunigern dieses Institutes sowie in Klingnau/AG (5.4 km N des Paul Scherrer Institutes PSI) dreimal Spuren von ⁶⁵Zn (bis 2 mikro-Bq/m³); Immissionsgrenzwert CA/300 für ⁶⁵Zn = 1000 Bq/m³) von der Verbrennungsanlage des PSI. In den übrigen Wochen, sowie bei den andern Stationen wurden ausser vereinzelt ¹³⁷Cs-Spuren bis 7 mikro-Bq/m³ (wahrscheinlich Resuspension von Tschernoby-Ablagerungen nach längeren Trockenperioden) keine künstlichen Radionuklide nachgewiesen. Die natürlichen Radionuklide ⁷Be und ²¹⁰Pb zeigten Werte zwischen 1 und 7 bzw. zwischen 0.1 und 2 milli-Bq/m³ mit einem schwachen Jahresgang (Maximum im Sommer). Die Messwerte dieser fünf Stationen sind auf den Fig. 1 - 5 zusammengestellt. Die Station Oberschrot ist ab KW 36 wegen Umbau ausser Betrieb.





Figuren 1 bis 5:

High-Volume-Sampler-Stationen: natürlich (linke Skala) und künstliche (rechte Skala) Radionuklide
RADAIR. Netz zur automatischen Überwachung der Luft

Mit RADAIR, dem automatischen Netz zur Überwachung der Radioaktivität der Luft besitzt das Bundesamt für Gesundheit (BAG) ein zuverlässiges Instrument um eine gefährliche Zunahme der Radioaktivität der Luft rasch nachzuweisen. Dank der Kompensation der natürlichen Radioaktivität kann bei der künstlichen Radioaktivität eine Zunahme von 0.5 Bq/m^3 bereits nach einer halben Stunde festgestellt werden. Die 11 Monitore vom Typ FHT 59 S an den Standorten Fribourg, La Chaux-de-Fonds/NE, Genf-CERN, Sitten/VS, Jungfrauoch/VS, Lugano/TI, Weissfluhjoch-Davos/GR, Vaduz/FL, Güttingen/TG, Villigen-PSI/AG und Basel messen kontinuierlich die Alpha- und Beta-Aktivität der auf einem Filterband gesammelten Aerosole und berechnen daraus mit dem α/β -Differenzverfahren den Anteil der künstlichen Radioaktivität (Messbereich: 0.3 bis $5 \times 10^5 \text{ Bq/m}^3$). Die Daten werden alle 30 Minuten an die Zentrale in Fribourg übermittelt. Beim Überschreiten vorgewählter Warnschwellen (1 , 5 und 30 Bq/m^3) werden Alarme ausgelöst, von denen der oberste (30 Bq/m^3) automatisch auch an die Nationale Alarmzentrale (NAZ) in Zürich, die über einen Pikettdienst verfügt, weitergeleitet wird. An drei Standorten (Fribourg, Lugano und Villigen-PSI) befinden sich zusätzlich automatische Jodmonitore (für das gasförmige ^{131}I) vom Typ FHT 1700 (Messbereich: 1 bis $5 \times 10^5 \text{ Bq/h/m}^3$) und an einer Stelle (Fribourg) ein nuklidspezifischer Monitor mit Ge-Detektor vom Typ FHT 59 N1 (Nachweisgrenze 0.01 Bq/m^3), der jeweils über 2 Stunden ein Gammaspektrum der gesammelten Aerosole aufnimmt, und somit laufend auch das Nuklidgemisch ermittelt. Das RADAIR- α/β -Messnetz wurde nach einer Testperiode von einigen Jahren am 4. Juli 2001 offiziell in Betrieb genommen. Anlässlich eines Seminars wurden von Kollegen aus Frankreich und Deutschland die Überwachungssysteme dieser beiden Länder vorgestellt. Anhand eines Videos und mittels on-line-Präsentation wurden anschliessend Konzept, Aufbau, Funktion und Datenverarbeitung von RADAIR durch Mitarbeiter der SUER präsentiert.

Die Datenzentrale bei der Sektion Überwachung der Radioaktivität des BAG in Fribourg sammelt die Daten regelmässig über ISDN, analysierte die Werte und erzeugt bei Störungen oder Überschreitungen der Warnschwellen entsprechende Meldungen an die Betreuer (z.B. über Pager) bzw. an die NAZ. Die Software wurde nach Vorgaben der SUER(BAG) von der Firma Abissa Informatique SA erstellt. Die externen Benutzer (NAZ, PSI und eine Amtstelle im Fürstentum Liechtenstein) haben ebenfalls Zugriff zu den Daten in numerischer und graphischer Form. Die Mitarbeiter der SUER haben verschiedene Möglichkeiten der Ferndiagnose bzw. Fernsteuerung der Monitore, der Datenkorrektur und -Validierung sowie für Datenkompression und Auswertung, für Korrelationsrechnungen und graphischen Darstellungen.

Seit Inbetriebnahme wurde vom RADAIR-Netz keine künstliche Aktivität über 0.7 Bq/m^3 festgestellt. Dank dem α/β -Differenzverfahren kann diese Nachweisgrenze für die künstliche Aktivität auch bei hohen Werten und grossen zeitlichen Variationen der natürlichen Radioaktivität eingehalten werden. Die natürliche Radioaktivität der Luft stammt von den Radonfolgeprodukten. Radon (^{222}Rn) seinerseits entsteht beim Zerfall des überall im Boden vorhandenen ^{226}Ra ; sein Austritt in die Luft wird stark vom Zustand des Bodens (Wassergehalt, Temperatur etc.) und von meteorologischen Bedingungen (Inversionslagen, Wind etc.) beeinflusst. Der Maximalwert der natürlichen Radioaktivität wurde mit 56 Bq/m^3 am 23. November in Sitten gemessen.

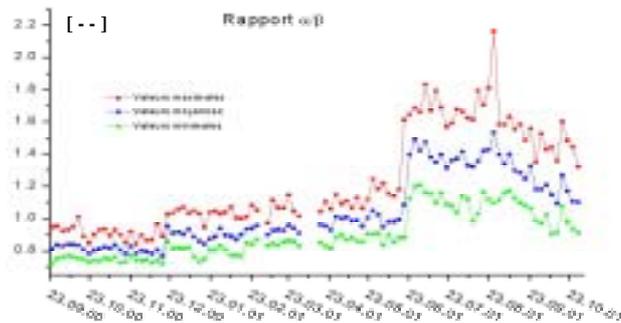


Fig. 6: Verhältnis der α - zur β -Aktivität gemessen mit dem Monitor FHT 59 PC in Sitten /VS. Zu erkennen ist der Anstieg des α/β -Verhältnisses ab Juni infolge Zählerdefekt

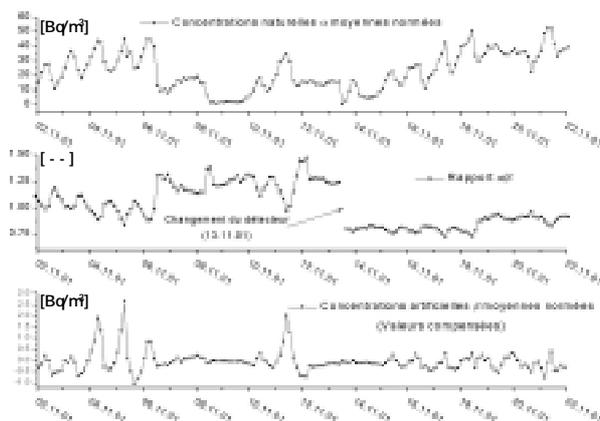


Fig. 7: Am 13.11.01 wurde Zähler beim Monitor in Sitten /VS ausgewechselt. In der Folge hat sich das α/β -Verhältnis normalisiert, die Schwankungen wurden geringen. Auch die berechnete netto- β -Aktivität zeigt nicht mehr die grossen vom Tagesgang beeinflussten Variationen wie vor dem Detektorwechsel.

Im Berichtsjahr musste beim Monitor von Sitten der Zähler am 13. November ausgewechselt werden. Wie auf der Fig. 6 ersichtlich, driftete das α/β -Verhältnis infolge des defekten Zählers immer mehr ab und die α/β -Kompensation wurde zunehmend schlechter. Das α/β -Verhältnis das normalerweise etwa 0.8 beträgt stieg ab Juni deutlich an; ebenso wurde der Schwankungsbereich grösser. Seitdem der Zähler ausgewechselt ist, hat sich – wie aus der Fig. 7 (oberer Teil) zu entnehmen ist – das α/β -Verhältnis wieder normalisiert und die Netto- β -Aktivität wird nicht mehr von der starken Schwankungen (Tagesgang) der natürlichen Radioaktivität beeinflusst (unterer Teil Fig. 2).

Im Laufe des Jahres wurden die drei Jod-Monitore in Fribourg, Villigen-PSI und Lugano in Betrieb genommen. Für die Verarbeitung der Daten musste die Software der Datenzentrale erweitert werden. Gegenwärtig wird eine Testversion der neuen Software probeweise parallel zum bestehenden Programm betrieben.

Für das gesamte RADAIR-Netz betrug die Verfügbarkeit im Berichtsjahr über 90 Prozent; auch der nuklidspezifische Monitor in Fribourg zeigt keine Aktivitätswerte über der Nachweisgrenze von 0.01 Bq/m^3 .

4.1.2. Niederschläge

Niederschlagsproben werden bei den Kernanlagen Mühleberg, Leibstadt und Gösgen-Däniken sowie in der übrigen Schweiz (Davos, Cernier/NE, Fribourg, Locarno-Monti und La Valsainte/FR) gesammelt und monatlich gemessen. Sie zeigten keine künstliche Radioaktivität, d.h. der ^{137}Cs -Gehalt lag unter der Erkennungsgrenze von 3 bis 7 mBq/l. Das natürliche ^7Be zeigte zwischen 0.2 und 2 Bq/l. Der Tritiumgehalt der Niederschlagsproben aus der Umgebung der KKW Mühleberg, Gösgen-Däniken und Leibstadt sowie von Fribourg lag bei maximal 5 Bq/l.

Umgebung von Tritium-verarbeitenden Betrieben (siehe auch Kap. 4.2 und 9.1)

In La Chaux-de-Fonds, Teufen/AR (Firma RCT) und bei Niederwangen/BE (Firma mb microtec), wo sich Betriebe befinden, die Tritium verarbeiten, werden die Niederschläge anhand monatlicher Sammelproben (Niederwangen: 14-tägig, Fig. 8) auf Tritium überwacht. Sie ergaben:

Tab. 1: Niederschläge Umgebung Tritium-Verarbeitende Betriebe

Ort	Stelle	Wertebereich (Bq/l)	Mittel (Bq/l)
La Chaux-de-Fonds Teufen/AR	Ancien Moulins	12 – 100	40
	65 m E Firma TCT	190 – 2340	500
Niederwangen/BE	Stelle	Wertebereich (Bq/l)	Median (Bq/l)
Bauernhaus	300 m SE der Firma	26 – 160	86
Garage	200 m SW der Firma	60 – 150	80
Gemeinde Köniz	180 m NNW der Firma	40 – 137	91
Firma Schär	320 m NE der Firma	140 – 790	390

In Niederwangen wird auch der Tritiumgehalt der Luftfeuchte im 14-tagesrhythmus gemessen (Fig. 9). Der Wertebereich lag zwischen 3 und 17 Bq/m³ bei einem Medianwert von 7 Bq/m³ (entsprechend 0.3 % des Immissionsgrenzwertes nach Art. 102¹ der StSV).

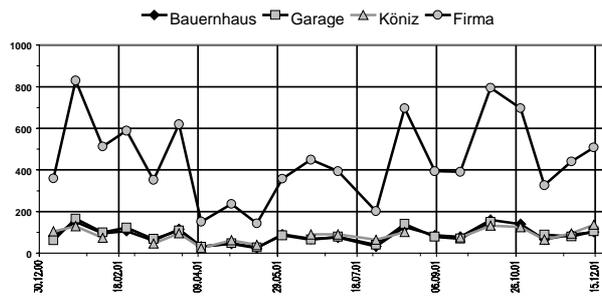


Fig. 8: Tritium-Aktivität in Niederschlagsproben aus Niederwangen /BE in Bq/l

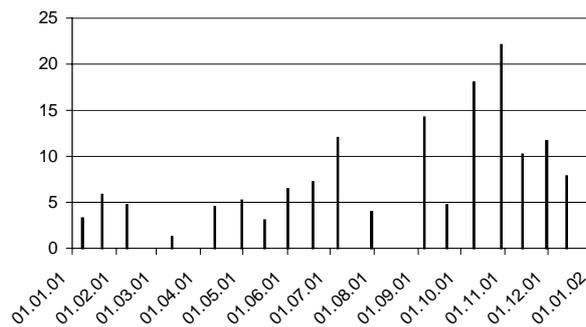


Fig. 9: Tritium-Aktivität in der Luftfeuchte (Bq/m³ Luft) aus Niederwangen /BE

4.1.3. Flüsse

Monats-Sammelproben aus den Flüssen Ticino bei Contone und Rhone bei Porte-du-Scex/VS und Chancy/GE zeigten keine künstlichen Gamma-Strahler: ¹³⁷Cs unter der Erkennungsgrenze von 2 bis 5 milli-Bq/l. Die Tritiumwerte dieser Proben sowie aus der Aare oberhalb des KKW Mühleberg ergaben bis 2 Bq/l. Im Rhein unterhalb Basel lag das Mittel direkt unterhalb Basel bei 2.7 ± 1.7 Bq/l (Messung KL-BS) und bei Weil/D bei

2.2 ± 1.1 (Messung SUER). Für die Zusammenstellung der Tritium-Messwerte in Niederschlägen und Flüssen: siehe Kap. 4.2. und Tab. 3.

4.1.4. Kläranlagen (ARA) und Rauchgaswaschwasser aus der KVA Basel-Stadt

Die Kläranlagen der Agglomerationen Zürich, Basel, Bern, Biel, Lausanne, La Chaux-de-Fonds und der Gemeinde Teufen werden durch verschiedene Labors auf Tritium und auf ¹³¹I untersucht. Tritium stammt aus der Uhrenindustrie bzw. von der Verbrennung tritium-haltiger Abfälle in der Kehrlichtverbrennung, Jod aus medizinischen Anwendungen. Die folgende Tabelle gibt eine Übersicht über die Ergebnisse. Die teilweise sehr hohen Spitzenwerte im Rauchgaswaschwasser der KVA Basel konnten trotz intensiver Abklärungen mit dem KL-BS ¹⁾ und der KVA nicht geklärt werden. Die Vermutung liegt nahe, dass es sich um Uhren mit Tritium-Leuchtziffern handelt, die in den Haushaltkehrlicht geworfen wurden. Diese Erklärung dürfte auch für die ARA Biel zutreffen. Bei der ARA der Region La Chaux-de-Fonds handelt es sich um Tritium-haltige Abfälle, die in der Kehrlichtverbrennungsanlage verarbeitet werden. Die Rauchgaswaschwasser dieser Anlage gelangen ebenfalls in die ARA. Da im vergangenen Jahr die Durchflussmessung defekt war, wurde für die Abschätzung der Tritium-Fracht am Ausfluss der ARA von La Chaux-de-Fonds ein Mittelwert der letzten 6 Jahre verwendet: 610'000 ± 40'000 m³/Monat. Für 2001 ergibt sich so eine Tritiumfracht von 3.7 TBq. Der Tritiumabfluss über die ARA La Chaux-de-Fonds hat in den letzten Jahren stetig abgenommen: 1990: 42; 2000: 4.2 TBq/Jahr. Die Ergebnisse der Messungen in den Kläranlagen und im Rauchgaswaschwasser der KVA von Basel sind in der folgenden Tabelle in Bq/l zusammengestellt:

Tab. 2 Tritium und Jod im Abwasser von Kehrlichtverbrennung und Kläranlagen

Stadt	Labor	Isotop	Anzahl	Wertebereich	Median	Mittelwert
ARA Basel	KL-BS	¹³¹ I	40	< 0.5	---	---
		³ H	40	1 - 495	3.4	40
KVA Basel		¹³¹ I	72	< 0.2 - 6	---	---
		³ H	72	250 - 570'000	1170	23'000
ARA Bern	Labor Spiez	¹³¹ I	25	< 0.1 - 0.6	---	---
	SUER	³ H	12	2 - 11	---	6.4
ARA Biel	SUER	³ H	48	12 - 2400	31	136
ARA La Chaux-de-Fonds	SUER	³ H	11	180 - 2300	---	500
ARA Lausanne	IRA	¹³¹ I	52	< 0.8	---	---
		³ H	12	< 3 - 11	---	---
ARA Zürich	EAWAG	¹³¹ I	47	0.2 - 4.4	---	---
	SUER	³ H	13	1.9 - 3.7	---	2.7

1) Kantolales Laboratorium Basel-Stadt

Tab. 3 Tritium-Messungen der Niederschläge und Flüsse 1996 - 2001 Zusammenstellung der Tritiumwerte in den Flüssen und Niederschlägen
(fettgedruckt: Medianwert pro Jahr in Bq/l, in Klammern: Wertebereich der Monatswerte in Bq/l)

Station / Jahr		1996	1997	1998	1999	2000	2001
Regen	Basel ¹⁾	3.8 (2.4-6.0)	2.9 (2.2-4.9)	2.2 (1.9-5.2)	2.9 (1.2-3.4)	2.1 (1.5-3.6)	---
	Bern ¹⁾	4.4 (3.4-5.5)	6.5 (2.9-21)	3.6 (1.8-7.5)	3.5 (2.2-5.7)	4.1 (1.2-16)	---
	Grimsel/BE ¹⁾	2.4 (1.3-4.1)	1.7 (0.8-3.4)	1.2 (0.8-2.9)	1.4 (0.6-2.2)	0.9 (0.5-1.8)	---
	Guttannen/BE ¹⁾	2.6 (1.3-3.5)	1.6 (0.6-2.5)	1.5 (0.9-2.9)	1.3 (0.9-2.4)	1.1 (0.6-2.0)	---
	Meiringen/BE ¹⁾	2.3 (0.8-3.9)	1.6 (0.6-2.3)	1.2 (0.9-3.0)	1.5 (1.2-2.5)	1.5 (0.7-2.4)	---
	Vaduz/FL ¹⁾	2.5 (1.7-4.9)	2.0 (0.7-3.9)	1.7 (1.1-2.7)	1.7 (1.2-3.2)	1.6 (0.7-2.4)	---
	Nyon/VD ¹⁾	2.6 (1.4-4.5)	2.0 (1.2-2.8)	1.7 (1.2-2.3)	1.9 (0.8-3.2)	1.2 (0.8-2.4)	---
	La Brévine/NE ¹⁾	1.8 (1.0-3.8)	1.6 (0.8-2.6)	1.2 (0.9-2.9)	1.4 (0.7-3.1)	1.2 (0.7-2.8)	---
	Locarno ¹⁾	1.5 (0.6-2.3)	1.2 (0.6-1.5)	1.0 (0.7-1.9)	1.1 (0.6-2.2)	1.0 (0.5-1.5)	---
	Fribourg ²⁾	3.2 (1.4-5.2)	2.8 (1.4-8.0)	1.9 (0.7-2.7)	1.7 (0.9-5.2)	1.4 (0.4-1.8)	1.4 (1.0-4.6)
	Leibstadt/AG ²⁾	3.3 (2.4-4.7)	4.5 (3.0-7.5)	2.4 (1.9-3.7)	2.6 (1.6-3.6)	2.9 (0.5-8.9)	2.5 (1.3-4.0)
	Gösigen/SO ²⁾	3.9 (2.2-13)	4.7 (3.0-8.3)	2.6 (1.6-3.4)	2.4 (1.7-4.7)	2.5 (0.7-10)	2.0 (1.0-5.0)
	Mühleberg/BE ²⁾	3.5 (1.9-4.7)	3.7 (1.7-134)	2.4 (2.0-4.9)	2.2 (1.5-4.1)	1.8 (0.7-2.9)	1.6 (0.6-3.8)
Flüsse	Aare beim KKM ²⁾	2.7 (2.1-4.0)	2.3 (1.7-2.5)	1.9 (1.5-2.6)	1.9 (1.5-2.6)	1.7 (1.1-2.1)	1.6 (0.6-2.2)
	Aare bei Brugg ¹⁾	4.2 (2.6-19)	3.8 (1.7-29)	3.5 (1.2-16)	3.5 (2.6-9.1)	2.8 (1.7-8.8)	---
	Ticino/Contone/TI ²⁾	1.8 (1.1-2.5)	2.1 (1.3-6.7)	1.4 (0.7-1.8)	1.4 (0.8-2.1)	1.0 (0.7-1.8)	1.0 (0.6-1.9)
	Rhône/P. du Scex/VS ²⁾	2.2 (1.4-2.9)	2.8 (1.7-4.1)	1.7 (1.1-2.1)	1.8 (0.8-2.5)	1.1 (0.8-1.8)	1.2 (0.7-2.0)
	Rhône/Chancy/GE ²⁾	3.4 (2.7-3.9)	3.8 (3.0-8.2)	2.3 (1.9-3.9)	2.3 (1.6-3.0)	1.6 (0.8-2.3)	1.3 (0.7-2.0)
	Doubs/St-Ursanne/JU ²⁾	28 (18 - 38)	24 (9.8-43)	16 (7 - 37)	7.0 (4.6-8.3)	---	---
	Rhein/Weil (unt.Basel) ²⁾	3.1 (1.8-3.8)	2.5 (2.1-3.6)	2.5 (1.5-4.7)	2.7 (1.8-4.6)	2.3 (1.3-5.2)	2.0 (1.1-5.3)

1) Messung Universität Bern (U. Schotterer & H. Bürki), ± (0.1 - 0.3) Bq/l; (ohne Messwerte von 2001)

2) Messung SUER/BAG (H. Völkle & A. Gurnter), ± (0.4 - 0.8) Bq/l

Alle Tritiumkonzentrationen der Niederschläge des Jahres 2001 liegen unter denen des Vorjahres. Zudem ist wieder der "klassische" Jahresgang mit dem Minimum der Konzentrationen in den Wintermonaten bei allen Stationen sichtbar. Der über-regionale Einfluss von KKW's und Wiederaufbereitungsanlagen war im letzten Jahr offensichtlich sehr gering.

3.3. Aeroradiometrische Aufnahmen in der Schweiz

B. Bucher¹⁾, **G. Schwarz**²⁾, **L. Rybach**³⁾, **Chr. Bärlocher**³⁾

¹⁾ Paul Scherrer Institut (PSI), 5232 Villigen-PSI

²⁾ Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK), 5232 VILLIGEN-HSK

³⁾ Institut für Geophysik, ETH Höggerberg, 8093 Zürich

3.3.1 Zusammenfassung

Die aeroradiometrischen Messflüge vom 25. Juni - 28. Juni 2001 hatten folgende Gebiete zum Inhalt: Umgebung der Kernkraftwerke Mühleberg (KKM) und Gösgen (KKG), Gebiet des ehemaligen Versuchsreaktors in Lucens, ein Gebiet im Raum Col du Marchairuz (Suche nach Radium-Anomalien), verschiedene Täler der Südalpen (Suche nach erhöhten Cäsium-Konzentrationen) sowie je ein Nord-Süd und West-Ost Profil durch die Schweiz. Die Resultate im Gebiet der Kernanlagen zeigten keine erhöhte Radioaktivität im Vergleich zu früheren Jahren. Beim Versuchsreaktor Lucens konnte das noch immer dort gelagerte, kontaminierte Material aufgrund seiner Strahlung wie in den Jahren 1999 und 2000 detektiert werden. Bei der Vermessung des Messgebietes Col du Marchairuz konnten keine Radium-Anomalien entdeckt werden. In den vermessenen Alpentälern der Südostschweiz wurden keine weiteren ¹³⁷Cs Hot Spots entdeckt. Die Resultate der Nord-Süd und Ost-West Profile gaben die geologischen und topographischen Verhältnisse entlang der Messlinien wieder. Sie zeigten eine gute Übereinstimmung mit Bodenmessungen und den durch Rybach et al. (1996) publizierten Dosisleistungskarten der Schweiz.

3.3.2 Einleitung

Aeroradiometrische Messungen in der Schweiz begannen 1986. Methodik und Software für Kalibrierung, Datenerfassung, Datenverarbeitung und Kartendarstellung wurden am Institut für Geophysik der ETH Zürich entwickelt (Schwarz 1991). In der Zeit von 1989 bis 1993 wurde die Umgebung (jeweils rund 50 km²) der schweizerischen Kernanlagen jährlich aeroradiometrisch vermessen. Im Jahre 1994 ging man zu einem Zweijahresrhythmus über, wobei abwechselungsweise zwei bzw. drei Gebiete mit Kernanlagen vermessen werden. 1992 und 1995 wurden ebenfalls am Institut für Geophysik der ETH Zürich zwei neue Messgeräte gebaut (16.8 und 4.0 l Detektoren).

Seit den Messflügen 2001 kommt eine neu entwickelte online Datenauswertungs- und Kartierungssoftware zum Einsatz (Bucher 2001).

Seit 1994 ist die Aeroradiometrie in die Einsatzorganisation Radioaktivität des Bundes integriert. Als mögliche Einsatzfälle stehen Transport- und Industrieunfälle mit radioaktivem Material, KKW-Störfälle und Abstürze von Satelliten mit Nuklearreaktoren im Vordergrund. Der Einsatz erfolgt unter der Regie der Nationalen Alarmzentrale (NAZ). Unterhalt und Bereitstellung des Messsystems erfolgen seit Mai 2001 gemeinsam durch das Paul Scherrer Institut (PSI) und das Institut für Geophysik der ETHZ.

3.3.3 Flugaufnahmen 2001

Die aeroradiometrischen Messflüge vom 25. Juni - 28. Juni 2001 hatten neben den turnusgemässen Messungen über den Kernkraftwerken Mühleberg (KKM) und Gösgen (KKG) Messflüge im Gebiet des ehemaligen Versuchsreaktors in Lucens, in der Umgebung des Col du Marchairuz und in verschiedenen Alpentälern der Südostschweiz (Suche nach erhöhten Cäsium-Konzentrationen) zum Inhalt. Als Höhepunkt erfolgte die aeroradiometrische Vermessung von zwei Profilen quer durch die Schweiz, das eine in Nord-Süd-Richtung das andere in Ost-West-Richtung. Die Messflüge standen unter der Leitung von Dr. D. Frei (NAZ). Im Auftrag der HSK wurden die Messgebiete KKM und KKG bereits mehrmals vermessen. Das KKM, das während der aeroradiometrischen Messungen im Betrieb war, konnte anhand der ¹⁶N-Strahlung (Halbwertszeit $t_{1/2}=7.3$ s) sehr gut detektiert werden (Fig. 1). Diese Strahlung wird bei Siedewasserreaktoren durch das Aktivierungsprodukt ¹⁶N erzeugt, welches im Betrieb durch die Frischdampfleitung ins Maschinenhaus gelangt. Da das Dach des Maschinenhauses vergleichsweise wenig abgeschirmt ist, kann die hochenergetische Gammastrahlung des ¹⁶N aus der Luft gut detektiert werden. Das KKG hingegen konnte aeroradiometrisch nicht detektiert werden, da es sich um einen Druckwasserreaktor handelt und deshalb das Aktivierungsprodukt ¹⁶N nicht aus dem sehr gut abgeschirmten Reaktorgebäude gelangt.

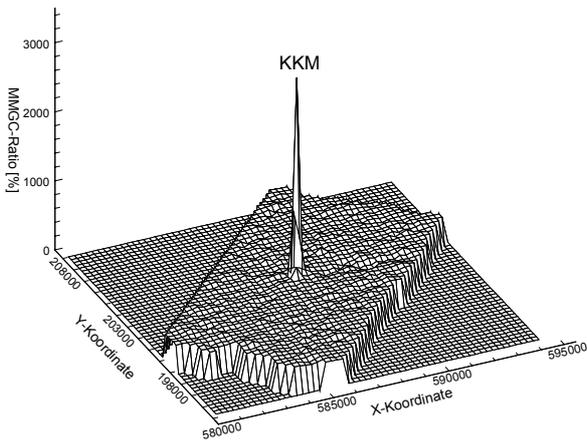


Fig. 1: Modifiziertes MMGC¹⁾-Verhältnis (Schwarz et al. 1991) im Messgebiet KKM. Deutlich ist das KKM anhand erhöhter Werte zu erkennen.

Beim Messflug im Gebiet des ehemaligen Versuchsreaktors Lucens wurde das selbe kontaminierte Material wie in den Jahren 1999 und 2000 detektiert, das aus der Reaktorkaverne stammt und in Behältern gelagert wird. Dieses Material soll demnächst ins Zwischenlager (ZWILAG) in Würenlingen transportiert werden. Mit Ausnahme dieser Behälter wurde keine erhöhte künstliche Radioaktivität in der weiteren Umgebung des ehemaligen Reaktors gemessen, die nicht durch Tschernobyl oder die Kernwaffenversuche der sechziger Jahre erklärt werden kann.

In einem Messgebiet im Raume Col du Marchairuz (VD) wurde nach Radium-Anomalien gesucht. Dabei konnten keine deutlichen Hot Spots eruiert werden. In einem kleinen Teil des Messgebietes konnten leicht erhöhte Cäsiumaktivitäten bestimmt werden, die vom Tschernobylereignis herrühren. Sie lagen aber weit unter den Werten, die in früheren Jahren im Tessin gemessen wurden. Trotzdem konnte ¹³⁷Cs im Spektrum identifiziert werden.

Bei der Suche nach Hot Spots von ¹³⁷Cs in Alpentälern der Südostschweiz (Misox, Bergell, Münsterthal) konnten keine hohen Cäsiumaktivitäten entdeckt werden. Es konnten jedoch natürliche, durch die Gesteinszusammensetzung verursachte Unterschiede des Strahlenfeldes kartiert werden. Zudem führte die mit zunehmender Höhe über Meer steigende kosmische Dosisleistung zu höheren Ortsdosisleistungen in höher gelegenen Gebieten.

Im weiteren wurden zwei Profile durch die Schweiz aeroradiometrisch vermessen. Das eine führte vom Bodensee zum Genfersee, das andere

von der Landesgrenze nördlich von Schaffhausen nach Chiasso. Die Resultate gaben deutlich die geologischen und topographischen Verhältnisse wieder. Beim Ost-West-Profil, dass durch die Molasse des Mittellandes führte, lagen die Messwerte überall im selben Bereich. Einzig über den Seen und bei Feuchtgebieten lagen die Werte aufgrund der Abschirmung durch Wasser deutlich unter dem Mittel (Fig. 2). Beim Nord-Süd-Profil wurden über dem Zentralmassiv der Alpen aufgrund der Geologie und der topographischen Lage die höchsten Ortsdosisleistungen bestimmt. Die auf demselben Profil durchgeführten Bodenmessungen zeigten eine gute Übereinstimmung mit den Resultaten der Aeroradiometrie (Fig. 3).

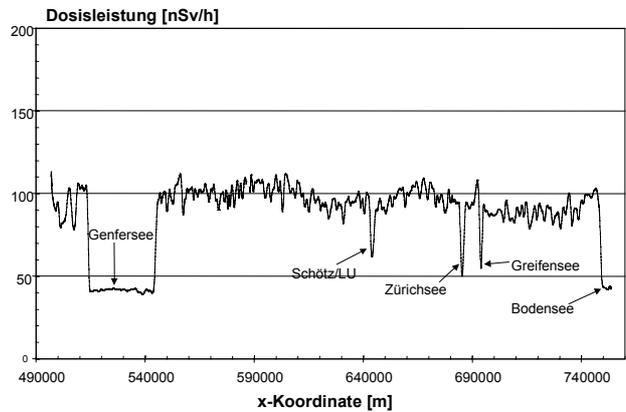


Fig. 2: Mit der Aeroradiometrie bestimmte Ortsdosisleistungen entlang dem Ost-West-Profil durch die Schweiz.

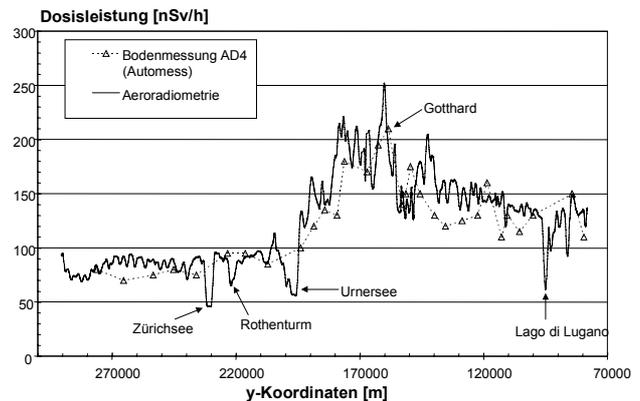


Fig. 3: Mit der Aeroradiometrie bestimmte Ortsdosisleistungen entlang dem Nord-Süd- Profil im Vergleich mit Bodenmessungen entlang desselben Profils.

1) Man Made Gross Count-radio: Verhältnis der Integrale des unteren zum oberen Energiebereiches des Gamma-Spektrums

3.3.4 Perspektiven

Aufgrund der in die Jahre gekommenen Rechner der Messsysteme wurde 2001 ein Konzept für deren Ersatz ausgearbeitet. Dieser Ersatz, der eine allgemeine Erneuerung der Messsysteme mit sich bringen wird, sollte bis im Frühjahr 2003 realisiert werden. Dabei soll nach Möglichkeit auch die neue online Auswertesoftware im System integriert werden.

Im Rahmen eines EU-Projektes wird im Jahre 2002 eine internationale Messübung in Schottland stattfinden, an der auch die Schweiz teilnehmen wird. Dabei geht es vor allem um die Interkalibration der Messgeräte und der Verifizierung der verwendeten Auswertungs- und Kalibrierungsmethoden. Zudem soll aktiv in verschiedenen Arbeitsgruppen dieses Projektes mitgearbeitet werden. Die vertiefte Zusammenarbeit mit dem Schwedischen Strahlenschutzinstitut (SSI) im Bereich der Softwareentwicklung soll aufrecht erhalten werden.

3.3.5 Literatur

- Bucher, B., 2001: Methodische Weiterentwicklungen in der Aeroradiometrie. Dissertation Nr. 13973, ETH Zürich.
- Schwarz, G. F., 1991: Methodische Entwicklungen zur Aerogammaspektrometrie. Beiträge zur Geologie der Schweiz, Geophysik Nr.23, Schweizerische Geophysikalische Kommission.
- Schwarz, G. F., Klingelé, E. E., Rybach, L., 1991: Aeroradiometrische Messungen in der Umgebung der schweizerischen Kernanlagen. Bericht für das Jahr 1991 zuhanden der Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK). Interner Bericht, Institut für Geophysik, ETH Zürich.
- Rybach, L., Schwarz, G.F., Medici, F., 1996: Construction of radioelement and dose rate baseline maps by combining ground and airborne radiometric data. IAEA-Tecdoc-980, p. 33-44

3.2. Die automatische Überwachung der Ortsdosen mit NADAM

Y. Loertscher Nationale Alarmzentrale (NAZ)
Eidg. Departement für Verteidigung,
Bevölkerungsschutz und Sport
Postfach, 8044 ZÜRICH

3.2.1. Übersicht

Das Netz für die automatische Dosisleistungsmessung und -alarmierung (NADAM) dient der grossräumigen und permanenten Überwachung der externen Strahlung. Im Jahre 2001 konnte eine nahezu lückenlose Überwachung gewährleistet werden. In der Berichtsperiode wurden bis auf einzelne technische Störungen bei der Messung oder der Datenübertragung keine besonderen Vorfälle registriert. Insbesondere wurden keine Werte gemessen, die auf eine erhöhte Strahlenbelastung der Bevölkerung schliessen liessen. Dieses Jahr wurde zusätzlich zur normalen jährlichen Funktionsprüfung der Sonden die Alarme jeder Station überprüft. Diese Test haben gezeigt, dass die Funktion (Dosisleistungsmessung und -alarmierung) dieses Netzes dauernd gewährleistet ist.

3.2.2. Erfahrungs- und Mittelwerte

Die Erfahrungswerte (= Durchschnittswerte vorangehender Jahr) wurden anhand der Messwerte 2001 überprüft. Eine Darstellung der Jahresmittelwerte sowie der extremen Wochenwerte für die einzelnen Stationen ist in den Fig. 2 und 3 abgebildet. Auch dieses Jahr ergeben sich für einige Stationen leichte Änderungen. Für Sonden, deren Messwerte 2001 leichte Abweichungen vom bisherigen Erfahrungsbereich aufwiesen, wurden wie üblich entsprechende Anpassungen vorgenommen. Zum Teil waren solche Anpassungen auch nach einem Sondenwechsel notwendig, wie sie im Rahmen des Qualitätssicherungsprogramms regelmässig durchgeführt werden.

Tab. 1: Erfahrungswerte und -bereiche ausgewählter Stationen

Station	Erfahrungswerte *) 2000 [nSv/h]	Erfahrungswerte *) 2001 [nSv/h]	Neue Erfahrungsbereiche *) [nSv/h]	Ursache der Änderung des Erfahrungswerts
Gd.St.Bernard	164	145	120-180	Sondenwechsel
Luzern	99	112	90-130	Sondenwechsel
St.Gallen	102	111	90-130	Sondenwechsel
Taenikon	103	105	90-130	Sondenwechsel

*) unter Berücksichtigung des Eigennulleffekts

3.2.3. Qualitätssicherung

Im Jahre 1995 wurde das Qualitätssicherungsprogramm für die NADAM-Sonden gestartet. In einer ersten Phase wurden die wesentlichen physikalischen Eigenschaften der NADAM-Sonden (Apparativer Nulleffekt, Kalibrierung, Linearität, Richtungs-, Energie- und Temperaturabhängigkeit) im Sinne einer Typenprüfung untersucht. Ein Teil dieser Messungen war bereits bei der Installation des Netzes durch die SUeR durchgeführt worden.

Das Programm wird nun durch eine jährliche Kontrolle ausgewählter Sonden im Sinne einer Qualitätsprüfung weitergeführt. Dabei werden

jährlich an ca. 10 Sonden Eigennulleffekt, Kalibrierung und Linearität überprüft.

Die Typenprüfung hat das aus früheren Messungen bekannte Verhalten in den meisten Punkten bestätigt und lässt somit den Schluss zu, dass die NADAM-Sonden ihre Aufgaben im Rahmen der Überwachung zufriedenstellend erfüllen.

3.2.4. Erneuerung der NADAM-Sonden

Um eine lückenlose Überwachung der allgemeinen Dosisleistung in der Schweiz zu gewährleisten und damit auch die frühzeitige Alarmierung garantieren zu können, wurde überprüft, inwiefern das NADAM-Netz und die technischen Eigenschaften der Sonden den heutigen Anforderungen an ein solches Netz noch entsprechen. Das Ergebnis bestätigte, dass das eigentliche Netz die heutigen Anforderung durchaus erfüllt, und deshalb bestehen bleiben kann. Die 15-jährigen Sonden hingegen sollten ausgewechselt und dem Stand der Technik angepasst werden. Im 2001 wurde eine WTO-Ausschreibung gestartet, um ein neues Produkt zu finden.

Der Wechsel soll ab 2004 gleichzeitig mit der Erneuerung der MeteoSchweiz-Messstationen - mit denen die NADAM-Sonden verknüpft sind - erfolgen.

3.2.5. Natürliche Erhöhung der Dosisleistung

Das Einsetzen von Niederschlägen nach einer Trockenperiode hat oft einen Anstieg der Dosisleistung zur Folge. Dieses Phänomen wird durch die Auswaschung natürlicher Radioaktivität aus der Luft verursacht. Das Ausmass der Erhöhung kann stark variieren und hängt in erster Linie von der Länge der Trockenperiode und der Dauer des Niederschlags ab.

Ein Beispiel für einen Besonders ausgeprägten Anstieg dieser Art ist in Fig. 1 dargestellt.

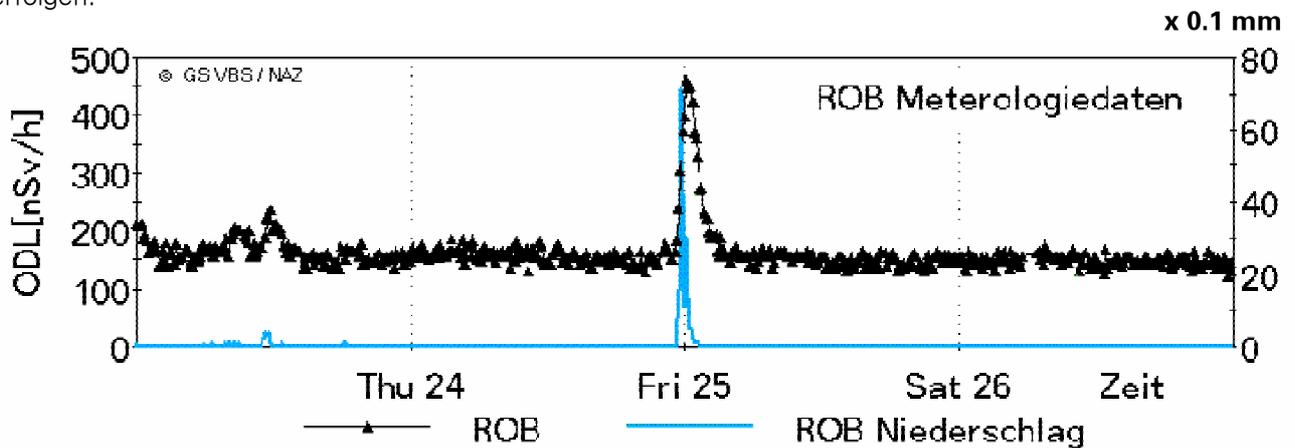


Fig. 1: Verlauf der Dosisleistung in Robbia /GR in Mai 2001 nach Starkniederschlag.

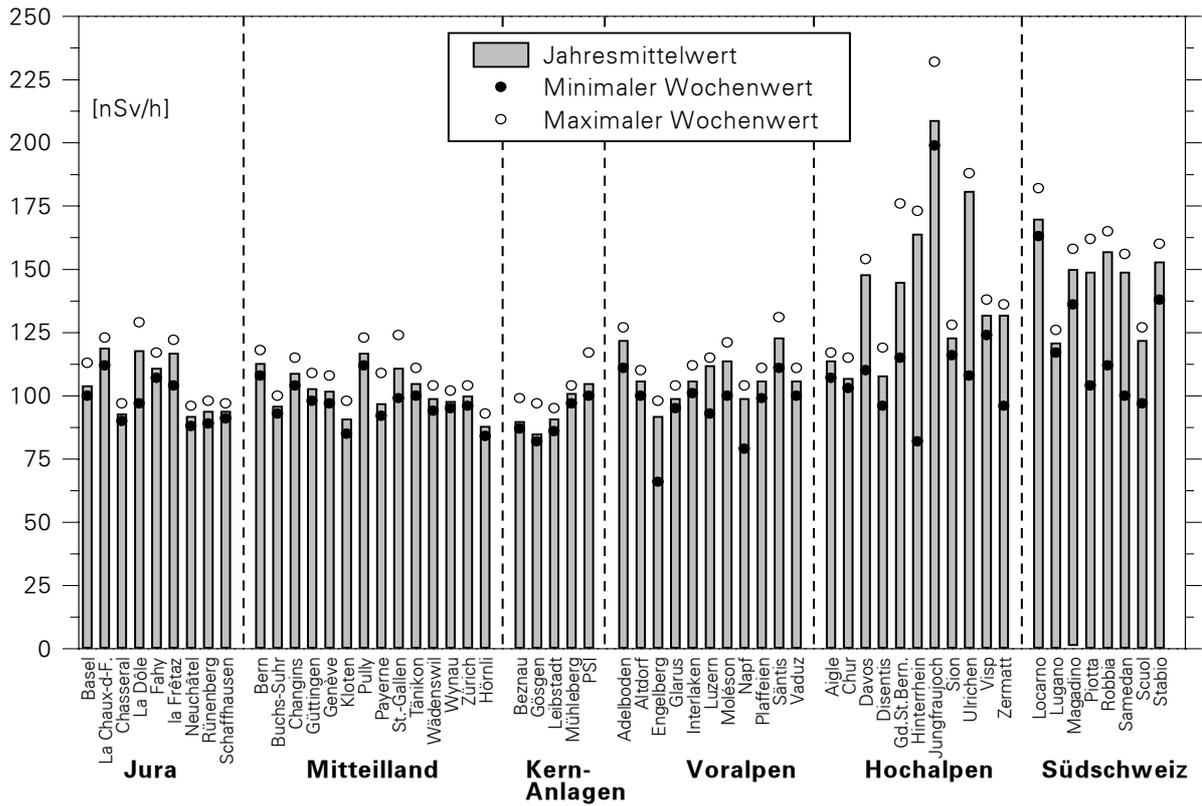


Fig. 2: Jahresmittelwerte 2001 der NADAM-Sonden, aufgeteilt nach Regionen (nach Subtraktion des Eigennulleffekts).

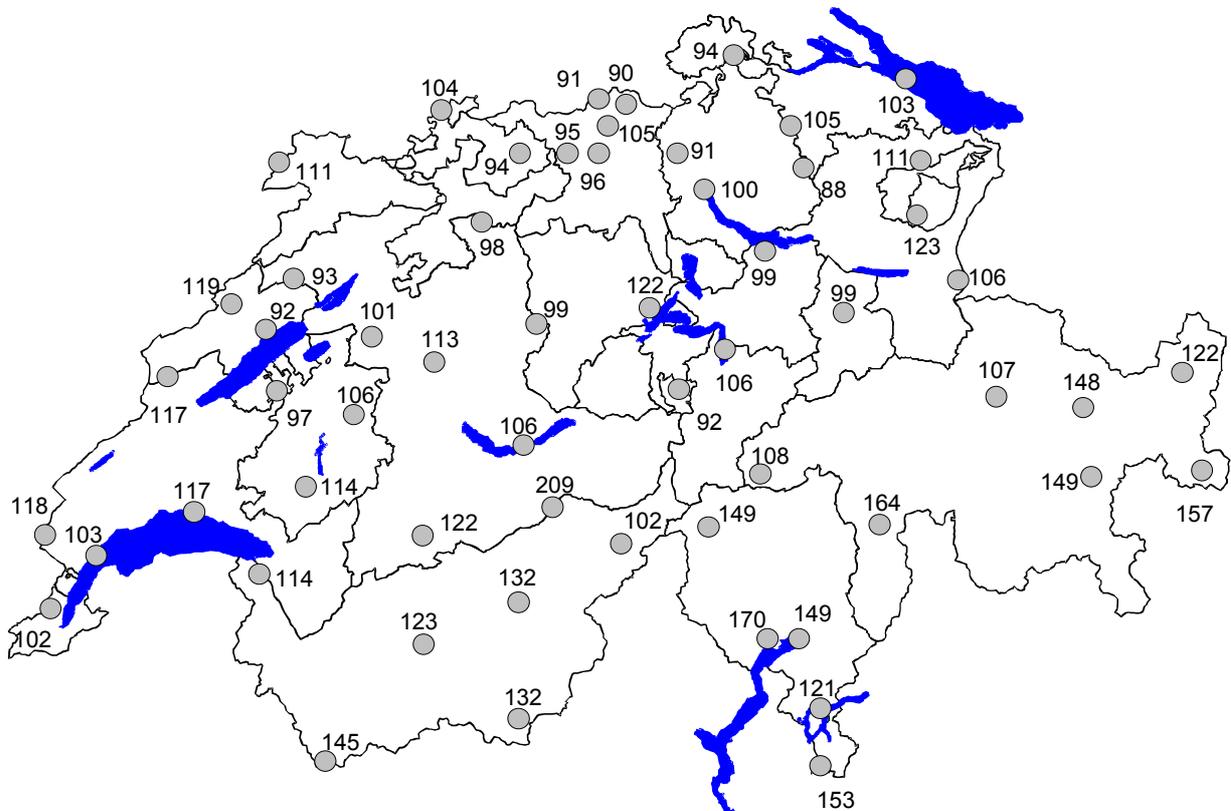


Fig. 3: Karte der Jahresmittelwerte 2001 der NADAM-Sonden (unter Berücksichtigung des Eigennulleffekts). Die Ortsdosisleistung variiert je nach Standort zwischen 90 und 210 nSv/h. Dies ist vor allem durch Unterschiede in der natürlichen Strahlung bedingt. Einerseits hängt sie von Art und Zusammensetzung des Bodens ab, andererseits nimmt die Intensität der kosmischen Strahlung mit der Höhe zu. Der künstliche Beitrag durch den Tschernobylausfall und die Atombombentests ist heute praktisch vernachlässigbar.

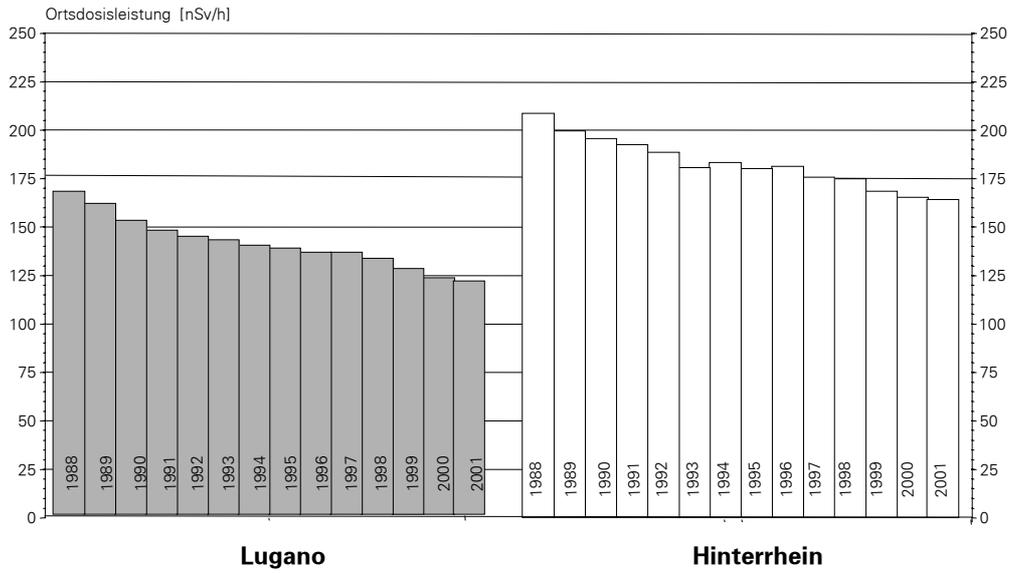


Fig. 4: Verlauf der Erfahrungswerte der Stationen Lugano und Hinterrhein für die Periode 1988 - 2001 (unter Berücksichtigung des Eigennulleffekts). Stationen in Gebieten, die von radioaktiven Niederschlägen nach dem Unfall in Tschernobyl stark betroffen waren, zeigen eine kontinuierliche Abnahme der Ortsdosisleistung. Diese Abnahme entspricht der Reduktion des künstlichen Anteils der Strahlung (bedingt durch den radioaktiven Zerfall und das Eindringen der langlebigen Radionuklide in tiefere Bodenschichten).

3. Externe Strahlung

3.1. Mesures in situ et exposition externe

Ch. Murith, A. Gurtner	laboratoire radioactivité de l'environnement, SUeR/OFSP Ch. du Musée 3, 1700 FRIBOURG
M. Schibli	Division principale de la sécurité des installations nucléaires DSN, 5232 VILLIGEN-HSK
F. Byrde	Laboratoire AC, 3700 SPIEZ
P. Froideveaux	Institut de Radiophysique Appliquée, Grand-Pré 1, 1007 LAUSANNE

3.1.1 Introduction

Le suivi permanent de l'exposition ambiante repose en Suisse sur les réseaux NADAM (échelle nationale) et MADUK (voisinage des installations nucléaires). L'objectif de ces réseaux en alerte 24h sur 24 est de signaler des augmentations anormales de l'exposition ambiante. Ces mesures comme celles des dosimètres à thermoluminescence recensent l'exposition ambiante globale sans permettre d'en distinguer les composantes individuelles. La spectrométrie gamma directe (in situ) est par contre une méthode appropriée à l'estimation rapide de la contribution individuelle des radionucléides gamma d'origine naturelle et artificielle à l'exposition du public. Les mesures de spectrométrie gamma effectuées en laboratoire sur des échantillons s'orientent avant tout sur la mise en évidence de traces et de radionucléides émetteurs alpha et bêta. Les résultats ont un caractère très ponctuel et ne renseignent pas sur l'exposition ambiante. Pour combler cette lacune, les laboratoires mobiles de l'OFSP (SUeR-Fribourg), de la DSN (Villigen), du Laboratoire de Spiez et de l'IRA (Lausanne) misent sur la spectrométrie gamma in situ. Son exploitation informe de manière sensible et réaliste sur les concentrations moyennes des radionucléides gamma ainsi que sur l'exposition ambiante qui en résulte. Les examens in situ portent en priorité sur le voisinage des installations nucléaires (KKB, KKG, KKL, KKM, PSI, CERN) et sur le suivi de la contamination rémanente ¹³⁷Cs issu des essais nucléaires et de Tchernobyl. Même si cette contamination reste plus importante au Tessin et localement dans le massif alpin par rapport au Plateau Suisse, les résultats in situ 2001 n'ont signalé aucune valeur susceptible de représenter un risque pour la santé du public. Sur le plan international l'OFSP a rendu public le rapport de l'exercice Nord-Cotentin 2000 après en avoir présenté les résultats aux familles locales à Cherbourg. (www.ipsn.fr/nord-cotentin)

3.1.2 Méthodologie in situ

L'exploitation de la spectrométrie gamma in situ en Suisse se base sur les recommandations ICRU [1]. L'exposition ambiante naturelle s'obtient par sommation de la part ionisante cosmique dépendant de l'altitude du site et des composantes locales du rayonnement terrestre (⁴⁰K, séries ²³⁸U et ²³²Th), calculées à partir des spectres gamma pour une distribution homogène de ces radionucléides primordiaux dans le sol. En soustrayant l'exposition ambiante d'origine naturelle ainsi calculée de l'exposition ambiante globale mesurée simultanément sur le site à l'aide d'une chambre à ionisation, on peut estimer la contribution artificielle correspondante, compte tenu de la part cosmique calculée à l'altitude du site [2]. L'atout de cette démarche est de permettre d'estimer d'éventuelles contributions artificielles hors du domaine d'énergie de la mesure (par exemple rayonnement direct) et de ne nécessiter ni échantillonnage, ni hypothèse sur la distribution des contaminations du sol.

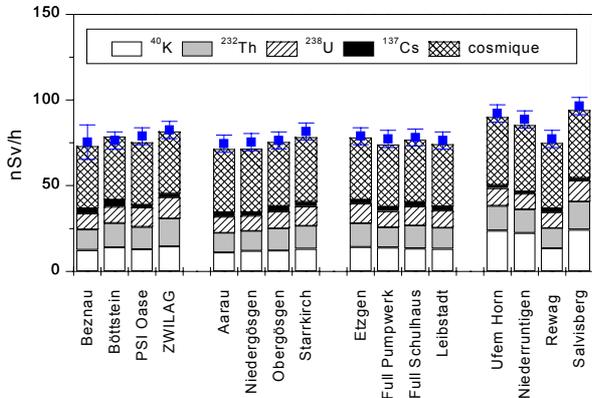
3.1.3 Résultats in situ 2001

Les contributions individuelles au débit d'exposition ambiante reconstituées par spectrométrie gamma in situ sont représentées (fig. 1) pour les sites suisses examinés en 2001. Cette reconstitution se base sur les hypothèses suivantes : distribution homogène des radionucléides dans le sol et 1nGy/h = 1 nSv/h. La valeur de la mesure globale avec chambre d'ionisation est indiquée avec son erreur et permet d'apprécier la fiabilité de la reconstitution. On constate pour 2 sites du Tessin une surestimation de la reconstitution par rapport à la valeur mesurée à l'aide de la chambre

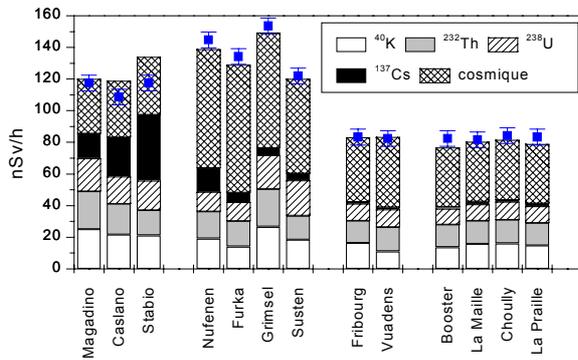
[1] ICRU-Report 53 "Gamma-Ray Spectrometry in the Environment" 1994, ISBN 0-913394-52-1.

[2] Radioprotection, vol. 22 n° 3, pages 231-239, 1987

d'ionisation, qui est due à la distribution homogène admise pour le ^{137}Cs . L'approche par soustraction des contributions naturelles au débit d'exposition global mesuré à l'aide de la chambre d'ionisation permet une estimation plus réaliste de la part du césium dans ces 2 cas.



Sites du voisinage des installations nucléaires



Tessin, Alpes, canton de Fribourg, CERN

Figure 1: contributions individuelles au débit d'exposition ambiante pour une distribution homogène dans les sites examinés par spectrométrie gamma in situ en 2001.

3.1.4. Mesures particulières

En 2001, l'OFSP a utilisé la technique de spectrométrie gamma portable à l'intérieur d'une habitation contaminée jadis par du ^{226}Ra . La contribution de la série U^{238} a été estimée lors de ces mesures par soustraction de la part des radionucléides primordiaux ^{40}K et série ^{232}Th au débit d'exposition total mesuré à l'aide d'une chambre d'ionisation, sous les hypothèses suivantes : distribution homogène du ^{40}K , du ^{232}Th et de ses descendants et si présent du ^{137}Cs ; la part subsistante pour les mesures à l'intérieur de la maison est attribuée à la série ^{238}U et au rayonnement cosmique, dont il n'est pas pertinent de distinguer la contribution précise en raison de l'incertitude sur l'estimation de son atténuation dans les différents locaux examinés. Malgré ces restrictions, qui justifient de considérer les résultats avec prudence, on constate des différences notables pour la part ^{238}U + cosmique qui témoignent d'une contribution variable selon les pièces de la série de ^{238}U attribuable à une contamination rémanente de ^{226}Ra . Si du point de vue de l'exposition externe, les valeurs ne sont pas préoccupantes, des mesures d'assainissement s'imposent du point de vue de l'exposition interne par les descendants du radon. Les mesures à prendre pour la maîtrise de cette problématique liée à la rémanence de contaminations héritées du passé sont en cours d'étude.

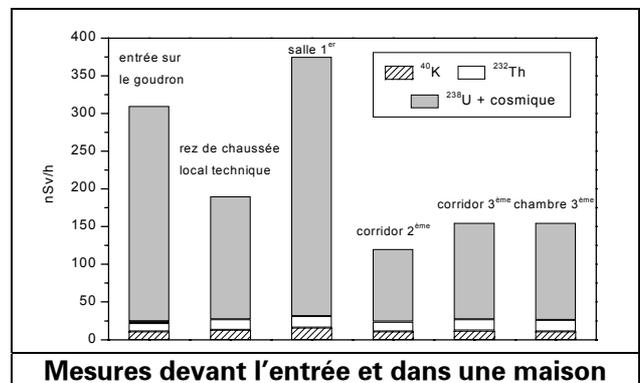


Figure 2: contributions de la série ^{238}U à l'intérieur d'une maison contaminée avec du ^{226}Ra

3.1.5. Conclusions

Les mesures de spectrométrie gamma in situ réalisées par l'OFSP en 2001 ont permis de caractériser les sites d'examen du point de vue de leur composition en radionucléides gamma et des contributions individuelles au débit d'exposition qui en résultent pour le public. Le champ d'application de ces mesures a visé à répondre à des objectifs d'ordre réglementaire (voisinage des installations nucléaires suisses), d'ordre radioécologique (suivi des contaminations ^{137}Cs du fallout et de Tchernobyl) et d'ordre sociologique (Nord Cotentin et contamination du massif alpin). Les résultats ont permis de distinguer les composantes naturelles et artificielles de la radioactivité gamma et de s'assurer de la pertinence de l'information acquise par confrontation du débit d'exposition calculé à partir de l'analyse spectrométrique à celui mesuré avec une chambre d'ionisation.

L'année 2001 a également été marquée par l'accréditation du laboratoire de l'OFSP pour la spectrométrie gamma in situ. Dans ce domaine l'OFSP fait figure de pionnier sur le plan international et est le seul en Suisse à être accrédité pour cette technique de mesure.

9.2 Emissionen der Spitäler

Bundesamt für Gesundheit, Abteilung Strahlenschutz

H. Völkle Sektion Überwachung der Radioaktivität,
1700 FRIBOURG

R. Linder Sektion Aufsicht und Bewilligungen, 3003 BERN

Zusammenfassung

Der Verbrauch der zu diagnostischen und therapeutischen Zwecken verwendeten Nuklide hat im vergangenen Jahr wieder leicht zugenommen. Diese Zunahme ist auf die in den letzten Jahren neu im klinischen Alltag eingeführten sogenannten PET-Nuklide zur Untersuchung von Stoffwechselfvorgängen im Körper zurückzuführen. Die PET-Nuklide verschwinden aber wegen ihrer sehr viel kürzeren Halbwertszeit im Vergleich zu herkömmlichen diagnostischen Radionukliden viel rascher wieder aus der Umwelt, sodass keine relevante Mehrbelastung resultiert. Erfreulicherweise liegen die Abgaben an die Umwelt weiterhin auf einem tiefen Niveau im Bereich der letzten Jahre.

9.2.1 Ausgangslage

Spitäler und Röntgeninstitute, die offene radioaktive Strahlenquellen zu diagnostischen und therapeutischen Zwecken am Menschen applizieren, melden anlässlich einer Umfrage des BAG den Umsatz, den Zweck der Applikation sowie die Abgabe an die Umwelt.

9.2.2 Therapeutische Anwendung von Radionukliden

¹³¹I wird zur Schilddrüsenthherapie verwendet. Aktivitäten bis 200 MBq können den Patienten ambulant verabreicht werden. Bei Aktivitäten oberhalb 200 MBq werden die Patienten mindestens für die ersten 48 Stunden in speziellen Therapiezimmern isoliert. Die Ausscheidungen dieser Patienten werden in speziell dafür vorgesehenen Abwasserkontrollanlagen gesammelt und erst nach dem Abklingen unterhalb der bewilligten Abgaberate an die Umwelt (Abwasser) abgegeben.

Andere Radionuklide werden den Patienten zur Schmerzlinderung in Gelenke oder Tumore appliziert. Die Applikation erfolgt ambulant oder stationär je nach medizinischer Indikation oder applizierter Aktivität.

9.2.3 Diagnostische Anwendung von Radionukliden

Gegenüber der im letzten Jahr erstmals erfassten zu diagnostischen Zwecken verwendeten Radionuklide ist vor allem bei den PET-Nukliden eine Zunahme des Umsatzes festzustellen. Dieser Trend wird sich voraussichtlich aufgrund einiger neuer PET-Zentren weiter fortsetzen. Demgegenüber ist bei den klassischen diagnostischen Radionukliden eher eine Verringerung der umgesetzten Aktivität zu verzeichnen.

9.2.4 Abgabe radioaktiver Stoffe ans Abwasser

Die für einen Betrieb vom BAG bewilligte Abgaberate radioaktiver Stoffe ans Abwasser richtet sich nach Art.102 Abs.2 der Strahlenschutzverordnung (StSV). Danach darf die Aktivitätskonzentration in öffentlich zugänglichen Gewässern (in der Regel am Ausgang der ARA) im Wochenmittel 1/50 der Freigrenze nicht überschreiten. Die in der Praxis bewilligte Abgabelimite für Jod-131 beruht auf den Angaben bezüglich der gesamten Abwassermenge des jeweiligen Betriebs und gewährleistet die Einhaltung der oben erwähnten Aktivitätskonzentration bereits am Betriebsausgang (Kanalisation). Werden andere Nuklide als ¹³¹I über die Abwasserkontrollanlage an die Umwelt abgegeben (Bsp.⁹⁰Y) wird dieser Anteil in ¹³¹I Äquivalente umgerechnet und in die Abgabeaktivität miteinbezogen.

Tab.1 Applikationen radioaktiver Stoffe zu therapeutischen Zwecken 2000 in GBq/Jahr

Ort	Spital	I-131 amb.	I-131 stat.	Sr-89	P-32	Re-186	Er-169	Y-90	Sm-153
Aarau	Kantonsspital	2.55				0.07		2.22	
Baden	Kantonsspital	5.16	127.68						41.30
Basel	Kantonsspital		420.12		0.19	4.66		1892.14	
Basel	Claraspital	0.93						0.56	
Bellinzona	San Giovanni	1.25	170.30			0.07		1.67	
Bern	Insel	1.85	571.57	0.12	0.83	2.76	0.70	7.38	22.80
Biel	Klinik Linde	2.56						0.19	
Brig	Kantonsspital	2.37							
Chur	Kantonsspital	1.30	94.98	3.70			0.04		
Frauenfeld	Kantonsspital	0.80		2.70				0.55	
Freiburg	Hopital Cantonal	4.03	29.54			25.56			3.00
Genf	Hopital Cantonal	32.00	200.90		0.19	0.22		0.60	33.00
Grenolier	Clinique Grenolier			0.34					
La Chaux-de-Fonds	Hôpital					0.85	0.11	0.37	
Lausanne	Clinic Cécil	0.19							
Lausanne	Dr. Rosselet	5.37							
LAusanne	CIP	0.15							
Lausanne	CHUV	2.13	281.20	0.84	0.53	1.30	0.07	1.30	41.24
Lugano	Civico	1.20							
Luzern	Kantonsspital	3.02			0.22	0.90	0.09	4.77	12.10
Luzern	St. Anna	13.56			0.37				7.10
Luzern	Marugg	0.56							
Mendrisio	Beta Vergine	0.59							
Münsterlingen	Kantonsspital	8.66	110.61			0.30	0.07	0.37	
Schaffhausen	Kantonsspital							0.56	10.00
Schlieren	Limmattalspital	3.80							
Sion	Hopital Cantonal	1.10	57.12			18.53		0.19	
Sion	CIV, Dr. Sidani							0.33	
Solothurn	Bürgerspital	3.16	19.62					0.74	
St.Gallen	Kantonsspital		485.54				0.08	2.04	8.20
Vevey	Hôpital Providence			0.89					
Wetzikon	Dr.med.Schaub	4.64							
Winterthur	Kantonsspital	5.94					0.07	4.18	18.00
Zürich	USZ	0.20	223.07		0.19	37.27	0.85	2.59	
Zürich	Triemli	4.89	91.55						17.73
Zürich	Waid	2.28							
Zürich	Hirslanden							0.57	22.29
Schweiz	gesamt	116.2	2883.8	8.6	2.5	92.5	2.1	1923.3	236.8

Tab.2 Abgabe von ¹³¹I aus Abwasserkontrollanlagen ans Abwasser 2001 in MBq/Jahr

Ort Spital	Baden KS	Basel KS ¹⁾	Bellinzona S. Giovanni	Bern Insel	Chur KS	Fribourg HC	Genf HCG	Lausanne CHUV
Jan.	0.1	326.0	26.0	275.0	17.1	0.0	0.0	27.0
Feb.	0.1	181.0	19.0	109.0	13.0	0.0	0.0	48.0
März	0.1	525.0	22.0	233.0	16.2	0.1	0.0	0.0
April	0.1	266.0	22.0	143.0	16.1	0.0	0.0	48.0
Mai	0.1	404.0	24.0	494.0	24.3	0.0	0.0	28.0
Juni	0.1	295.0	24.0	0.0	40.8	0.0	0.0	0.0
Juli	0.1	338.0	25.0	339.0	11.1	2.5	0.0	30.0
Aug.	0.1	361.0	48.0	6.0	33.4	0.0	0.0	15.0
Sept.	0.1	305.0	25.0	100.0	27.6	0.0	0.0	21.0
Okt.	0.1	371.0	0.0	165.0	26.8	0.0	0.0	16.0
Nov	0.1	300.0	0.0	149.0	17.8	0.0	0.0	30.0
Dez.	0.1	331.0	20.0	318.0	36.6	0.0	0.0	0.0
Total 2001	1.2	4003.0	255.0	2331.0	280.8	2.6	0.0	263.0
Total 2000	1.2	3116.6	216.5	2017.0	196.5	9.2	0.0	213.5
Total 1999	0.0	1973.7	34.4	1940.0	103.6	4.1	3288.8	165.2
Total 1998	0.3	12018.0	36.3	5660.0	88.7	5.7	2952.0	138.8
Total 1997	0.0	2299.0	86.0	6650.0	178.0	0.0	1187.0	0.0
Bew. Abgabe pro Woche	22.2	100.0	25.9	370.0	16.0	16.0	77.0	31.0

¹⁾ inkl. Abgabe von ⁹⁰Sr in ¹³¹I Aequivalente umgerechnet

Ort Spital	Münsterlingen KS	Sitten HC	Solothurn Bürgerspital	St.Gallen KS	Winterthur KS	Zürich USZ	Zürich Triemli	Total GBq/Jahr
Jan.	5.8	0.0	0.0	17.0	0.0	11.0	0.0	
Feb.	0.0	6.7	0.0	12.9	0.0	52.0	0.0	
März	1.7	0.0	0.0	49.0	0.0	155.0	260.0	
April	5.4	0.0	0.0	102.0	0.0	86.0	0.0	
Mai	17.2	14.6	0.0	60.2	0.0	57.0	11.0	
Juni	117.9	1.0	0.0	0.0	0.0	10.0	121.0	
Juli	18.6	5.6	0.0	1.8	0.0	68.0	204.0	
Aug.	13.1	0.5	0.0	13.2	0.0	47.0	0.0	
Sept.	0.0	8.1	0.0	19.2	0.0	53.0	148.0	
Okt.	4.0	0.0	0.0	121.7	0.0	20.0	157.0	
Nov	2.7	1.5	22.2	118.6	0.0	69.0	33.0	
Dez.	28.8	1.0	0.0	76.4	0.0	8.0	72.0	
Total 2001	215.2	39.0	22.2	592.0	0.0	636.0	1006.0	9.7
Total 2000	19.7	7.0	8.4	296.0	210.0	476.0	1022.0	7.8
Total 1999	65.9	6.6	19.5	257.7	199.0	0.0	2495.0	10.6
Total 1998	31.2	29.9	2.4	146.7	509.0	0.0	3944.0	25.3
Total 1997	44.0	137.0	4.0	231.0	667.0	3.0	3232.0	14.7
Bew. Abgabe pro Woche	37	15	30	37	96	20	130	

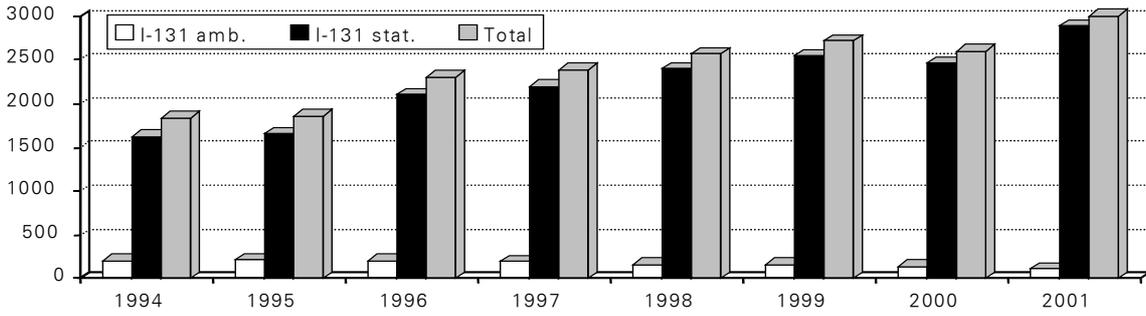


Fig. 1: Applikation von ¹³¹I zu therapeutischen Zwecken 1994-2001 in GBq

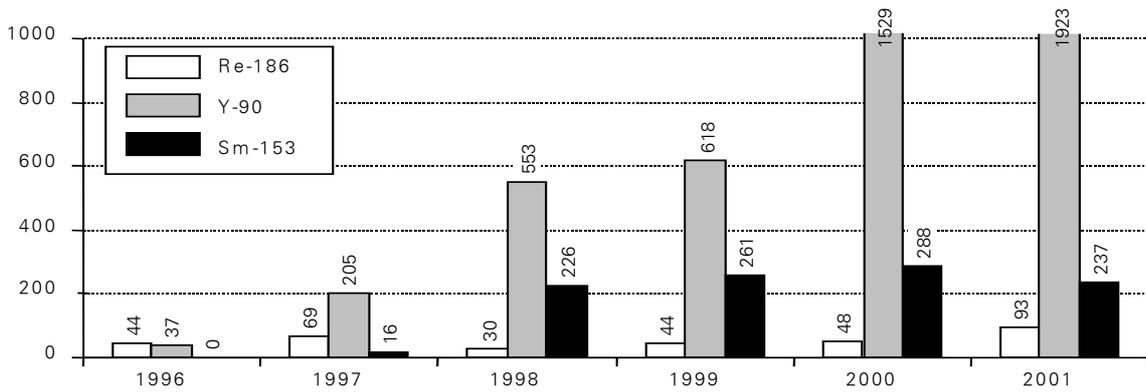


Fig. 2: Applikation weiterer Therapie-Nuklide in GBq

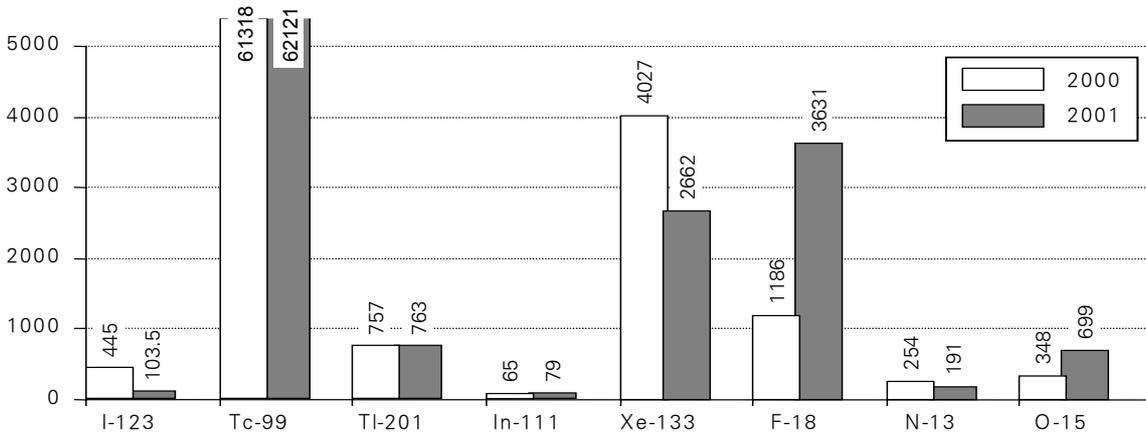


Fig. 3: Umsatz 2001 der meist verwendeten Nuklide für diag. Zwecke in GBq

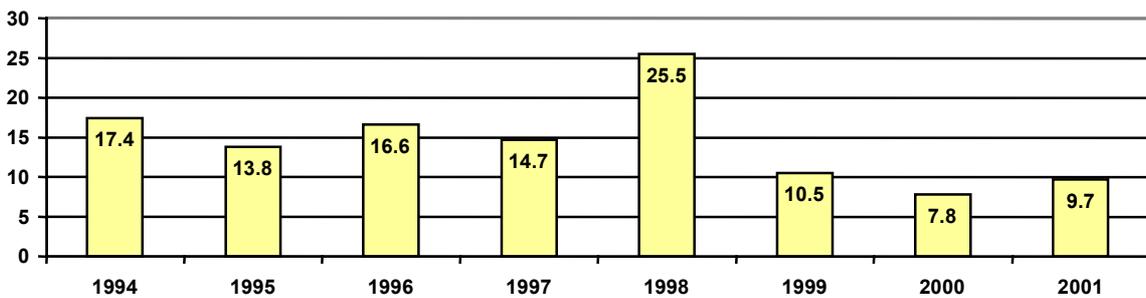


Fig. 4: Abgabe von ¹³¹I ans Abwasser 1994-2001 in GBq

10. Verschiedenes

10.1. Radioaktivitätsmessungen an Natursteinen

H.-U. Johner Sektion Überwachung der Radioaktivität
Bundesamt für Gesundheit
Ch. du Musée 3
1700 FRIBOURG

Einführung

Auf Anfrage des Naturstein-Verbandes Schweiz wurden von der SUER an 46 Steinproben gammaspektrometrische Messungen gemacht. An einigen Proben mit höheren ^{238}U Konzentrationen wurden auch Radon-Exhalationsmessungen ausgeführt. Für einen Vergleich mit anderen natürlichen und künstlichen Radionukliden, wurde der Beitrag zur Dosisleistung anhand der Messwerte für eine Verwendung der Steine als Bodenbelag abgeschätzt. Zu Vergleichszwecken werden mittlere Aktivitäten von gemessenen Beton- und Backsteinproben angegeben. Für Beton und Backstein werden keine Dosisleistungen angegeben, da sie als Hauptbaumaterial nebst zusätzlicher Strahlung auch zu einer Abschirmung der Strahlung aus dem Freien führen. Diese Effekte sind durch die Hausgeometrie und die Baumaterialien gegeben, und können als hoch variable Grössen nicht ohne weiteres abgeschätzt werden. Zur Illustration ist ein Beispiel von realen Dosisleistungsmessungen in einem Einfamilienhaus angefügt.

Resultate

Nach Artikel 2 der Strahlenschutzverordnung fallen Rohmaterialien natürlicher Herkunft und Nuklidzusammensetzung, die zu einer Dosis von weniger als 1 mSv/a führen nicht unter die Strahlenschutzverordnung. Die Dosisabschätzungen zeigen, dass bei keinem der Steine bei Verwendung als Bodenbelag dieser Wert überschritten wird. Dabei wurde eine Aufenthaltsdauer von 100% im entsprechenden Raum angenommen, d.h. in der Realität wären niedrigere Personendosen zu erwarten.

Da die Alpha- und Betastrahlen nur aus einer sehr dünnen Oberflächenschicht austreten können, sind die entsprechenden Dosen viel tiefer als diejenigen der Gammastrahlen und sind somit vernachlässigbar.

Die gemessenen Gesteine stellen kein Problem dar wenn sie als Bodenbeläge verwendet werden. Diejenigen mit den höchsten Werten würden jedoch als Hauptmaterial beim Hausbau den Wert von 1 mSv/a überschreiten. Bei vollflächiger Verwendung der Steine Balmoral Red oder Basaltina an Böden und Wänden im Wohnbereich, würden die Werte in den Bereich von 1 mSv/a fallen. Diese Steine sollten für vollflächige Beläge an Böden und Wänden im Wohnbereich nicht verwendet werden.

An einigen der stärker strahlenden Gesteine wurde eine Radonexhalationsmessung vorgenommen. Es ergibt sich bei einer Luftwechselrate von 0.5/h eine maximale Konzentration von 40 Bq/m^3 , was im Vergleich zum Schweizer Mittelwert von 75 Bq/m^3 in Innenräumen ebenfalls als wenig problematisch gelten kann. Dies wiederum bei der Verwendung als Bodenbelag.

Tabelle 1 (am Schluss des Textes) gibt eine Übersicht der Messwerte und der Dosisabschätzung für die Verwendung der gemessenen Steine als Bodenbelag. Wo NWG (Nachweisgrenze) statt einem Wert steht, konnte das entsprechende Nuklid oder Zerfallsreihe nicht nachgewiesen werden. Die Uranreihe ist sehr komplex, für die Bestimmung der ^{238}U -Reihe wurde die Linie von ^{214}Bi genommen, da die Radonfolgeprodukte für die Dosisleistung ausschlaggebend sind. Andere natürliche, radioaktive Elemente oder Zerfallsreihen spielen keine Rolle für die Inhalationsdosis. Künstliche Radionuklide wurden keine gefunden.

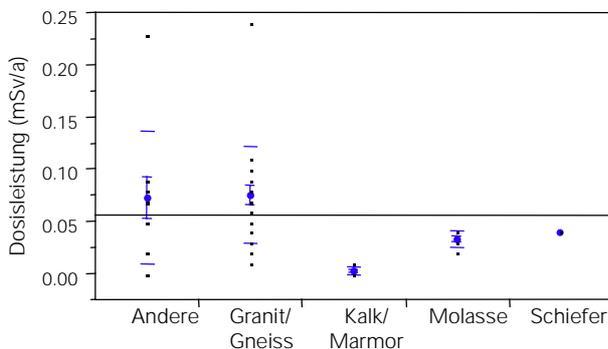
Tab. 2: Beispiel von Messungen in einem Einfamilienhaus¹⁾

Messstelle		nSv/h
1	Auf Küchenabdeckung, Gerät aufgelegt	87±1
2	Auf Küchenabdeckung nahe Wand, Gerät aufgelegt	100±1
3	Küchenboden, Gerät aufgelegt	140±2
4	Küchenboden, in 1 m Höhe	104±1
5	Wohnzimmer, Gerät aufgelegt	124±2
6	Wohnzimmer, in 1 m Höhe	106±2
7	Boden aussen (Porphy), Gerät aufgelegt	126±1
8	Boden aussen, in 1 m Höhe	100±2
9	Rasen ca. 10 m von Haus entfernt, Gerät aufgelegt	80±2
10	Rasen ca. 10 m von Haus entfernt, in 1m Höhe	80±2
11	Bad, Gerät aufgelegt	83±2
12	Bad, in 1m Höhe	83±2
13	1. UG bei Fenster, in 1 m Höhe	108±2
14	1. UG bei Treppe, in 1 m Höhe	87±2

¹⁾ Die Materialien sind: Küchenabdeckung: Nero Impalla, Böden in Wohnzimmer, Küche und 1.UG: Kashmir White, Steinboden aussen: Porphy, Bad: Marmor

Für dieses Haus (Tab. 2) können folgende Schlüsse gezogen werden:

Für die Dosisleistung einer Person werden die Messungen in 1 m Höhe in Betracht gezogen. Es ergibt sich im Hausinnern eine Erhöhung der Dosisleistung um ca. 30% gegenüber den Werten im Freien. Diese kann jedoch nicht alleine auf die Verwendung der Steinplatten zurückgeführt werden, da in einem Ein- oder Zweifamilienhaus in Backsteinbauweise sehr häufig mit einer Erhöhung von 10 – 20% zu rechnen ist. Durch die grossflächige Verwendung von Kashmir White ist also lediglich mit einer Erhöhung von 10 – 20% also 8 – 16 nSv/h zu rechnen. Die 16 nSv/h entsprechen 0.14 mSv/a. Da der Wert von 1 mSv/a nicht erreicht wird, fällt Kashmir White bei der Verwendung als Bodenplatten nicht unter die Strahlenschutzverordnung.



Figur 1: Grafische Darstellung der jährlichen Dosis nach Gesteinstyp. (Eingezeichnet sind Mittelwert, Wertebereich, Standardabweichung und 10 – 90% Quantile)

Zusammenfassung

Grundsätzlich kann gesagt werden, dass alle gemessenen Steine bei Verwendung als Bodenbelag zu Dosisleistungen führen, die deutlich unter der Gültigkeitsgrenze der Strahlenschutzverordnung liegen. Für gleichzeitige Verwendung als Boden- und Wandabdeckung im Wohnbereich muss von den beiden Steinen Balmoral Red und Basaltina abgeraten werden.

Zusätzliche Informationen zu diesem Themenkreis können dem Internet unter www.bag.admin.ch oder in der beigelegten Broschüre „Radioaktivität und Strahlenschutz“ entnommen werden. Diese kann auch unter folgender Internetadresse bestellt werden: www.bbl.admin.ch Unter dieser Adresse können auch das Strahlenschutzgesetz oder die Strahlenschutzverordnung bestellt werden.

Tabelle 2: Übersicht der Messwerte und der Dosisabschätzung für die Verwendung der gemessenen Steine als Bodenbelag

Gruppe		Aktivitätskonzentrationen (Bq/kg)						Dosisleistung für Boden	
		⁴⁰ K	+-%	²³² Th Reihe	+-%	²³⁸ U Reihe	+-%	(mSv/a)	Fehler% 1 Sigma
Granit und Gneiss	1	1364	7	74	12	69	15	0.1	10
Granit und Gneiss	2	1148	7	16	19	64	15	0.07	13
Granit und Gneiss	3	799	8	24	19	20	18	0.04	13
Granit und Gneiss	4	688	8	35	16	39	16	0.05	12
Granit und Gneiss	5	753	7	53	13	26	16	0.06	11
Granit und Gneiss	6	848	8	54	13	14	19	0.06	12
Granit und Gneiss	7	1631	7	342	11	144	15	0.24	10
Granit und Gneiss	8	1142	7	49	14	11	21	0.06	13
Granit und Gneiss	9	1489	7	78	13	45	16	0.1	11
Granit und Gneiss	10	1310	7	61	12	31	16	0.08	11
Granit und Gneiss	11	229	9	2	74	2	40	0.01	42
Granit und Gneiss	12	1278	7	78	12	51	16	0.1	10
Granit und Gneiss	13	1317	7	116	11	41	16	0.11	10
Granit und Gneiss	14	1919	7	48	13	7	21	0.09	13
Granit und Gneiss	15	1804	7	84	13	15	20	0.1	12
Granit und Gneiss	16	1516	7	41	13	46	16	0.08	11
Granit und Gneiss	17	1246	7	77	12	19	17	0.08	11
Granit und Gneiss	18	370	9	NWG	.	2	57	0.02	.
Granit und Gneiss	19	803	8	28	17	42	16	0.05	12
Granit und Gneiss	20	643	9	16	25	5	39	0.03	24
Granit und Gneiss	21	937	8	43	15	41	16	0.06	12
Sandstein	1	418	9	22	19	17	18	0.03	14
Sandstein	2	669	8	27	17	12	20	0.04	14
Sandstein	3	534	8	27	14	17	16	0.03	11
Sandstein	4	554	8	38	16	32	16	0.04	12
Sandstein	5	694	7	32	13	18	16	0.04	11
Sandstein	6	268	8	14	18	28	16	0.02	13
Kalk und Marmor	1	11	80	NWG	.	3	33	.	.
Kalk und Marmor	2	12	57	NWG	.	1	72	.	.
Kalk und Marmor	3	20	44	1	118	2	52	0.01	68
Kalk und Marmor	4	66	17	2	81	8	20	0.01	43
Kalk und Marmor	5	16	296	1	122	NWG	.	.	.
Kalk und Marmor	6	NWG	.	NWG	.	3	44	.	.
Kalk und Marmor	7	14	58	1	102	20	16	0.01	59
Kalk und Marmor	8	18	252	NWG	.	14	17	0.01	.
Schiefer	1	546	7	24	13	22	16	0.04	11
Andere	1	2434	7	277	12	110	15	0.23	10
Andere	2	1247	7	70	13	37	16	0.08	11
Andere	3	938	8	29	17	69	15	0.07	12
Andere	4	423	8	2	78	91	15	0.05	40
Andere	5	54	19	1	174	2	47	0	91
Andere	6	194	11	24	17	11	21	0.02	15
Andere	7	317	8	14	19	3	37	0.02	21
Andere	8	1151	7	57	13	51	16	0.08	11
Andere	9	1354	7	103	12	NWG	.	0.09	7
Andere	10	1713	7	72	13	NWG	.	0.09	7
Beton Schweiz*		405		19		27			
Backstein Schweiz*		708		46		46			

*) Werte aus Jahresbericht Umweltradioaktivität 1998 des BAG

BETEILIGTE STELLEN UND LABORATORIEN

Die in diesem Bericht zusammen gestellten Messwerte stammen von Probenahmen und Analysen folgen der Laboratorien und Stellen, denen ihre Mitarbeit bestens verdankt sei

ORGANISMES ET LABORATOIRES PARTICIPANTS

Les résultats présentés dans ce rapport se basent sur les prélèvements et les analyses des laboratoires et organismes ci-après. Qu'ils soient remerciés de leur collaboration

ISTITUTI E LABORATORI PARTECIPANTI

Le misure riassunte in questo rapporto provengono dagli istituti e laboratori qui sotto elencati, che ringraziamo per la loro collaborazione

BAG FRA	Fachstelle Radon und Abfälle, Bundesamt für Gesundheit	Bern	Dr. G. Piller, W. Gfeller, P. Imbaumgarten, Dr. J. Rodriguez, G.-A. Roserens,
BAG SAB	Sektion Aufsicht und Bewilligung, Bundesamt für Gesundheit	Bern	R. Linder
BAG SUER	Sektion Überwachung der Radioaktivität, Bundesamt für Gesundheit	Fribourg	Prof. Dr. H. Völkle, Dr. H. Surbeck, Dr. Ch. Murith, Dr. U. Johner, J.-L. Andrey, P. Beuret, G. Ferreri, M. Gobet, A. Gurtner, L. Ribordy, Dr. M. Jungck
BWW	Sektion SIL, Landeshydrologie und -geologie, Bundesamt für Wasserwirtschaft,	Ittigen/BE	S. Graf
CERN	CERN, Division TIS	Genève	Dr. H.-G. Menzel, Dr. P. Vojtyla, D. Wittekind
EAWAG	Gruppe für Radioaktive Tracer Abt. SURF der EAWAG	Dübendorf	Dr. J. Beer, E. Meili, E. Grieder
ETHZ	Forschungsgruppe Geothermik und Radiometrie, Institut für Geophysik ETH-Z	Zürich	Prof. Dr. L. Rybach, Chr. Bärlocher
HSK	Abteilung Strahlenschutz der Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen	Villigen/AG	Dr. H. Pfeiffer, Dr. F. Cartier, Dr. A. Leupin, W. Baur, Dr. J. Löhle, M. Schibli, Dr. G. Schwarz
HUG	Division de médecine nucléaire, Hôpital Cantonal	Genève	S. Namy
IRA	Institut universitaire de Radiophysique Appliquée	Lausanne	Prof. Dr. J.-F. Valley, Dr. P. Froidevaux, J.-J. Geering, F. Barraud, T. Schmittler
KS-BS	Abteilung für Radiologische Physik, Kantonsspital	Basel	Prof. Dr. J. Roth, Dr. H.W. Roser
LS	Fachsektion Physik, Labor Spiez, Gruppe Rüstung, VBS	Spiez/BE	Dr. M. Burger, E. Schmid, F. Byrde, A. Jakob, M. Astner
NAZ	Nationale Alarmzentrale, GS-EDI	Zürich	Dr. M. Brossi, Dr. A. Leonardi, Dr. D. Rauber, Y. Lörtscher
PSI	Abteilung Strahlenschutz, Sicherheit und Entsorgung, Paul Scherrer Institut	Villigen/AG	Dr. R. Andres, Ch. Wernli, M. Boschung, Dr. B. Bucher, Dr. J. Eikenberg, Dr. Ch. Schuler, J. Hitz
Suva	Bereich Physik, Abt. Arbeitssicherheit	Luzern	Dr. T. Lauffenburger, R. Grunder
Uni-BE	Physikalisches Institut, Abt. Klima- und Umweltphysik, Universität	Bern	Prof. Th. Stocker, Prof. Dr. H. Loosli, U. Schotterer, H. Bürki

Kantonale Laboratorien	AG	Aarau	Dr. P. Grütter, Dr. Cl. Bajo
	BE	Bern	Dr. U. Müller, Dr. U. Vögeli
	BL	Liestal	Dr. N. Jäggi
	BS	Basel	Dr. A. Herrmann, Dr. M. Zehringer
	FR	Fribourg	Dr. H.S. Walker
	GE	Genève	Dr. C. Corvi
	GR	Chur	Hr. O. Deflorin
	JU	Delémont	Dr. C. Ramseier
	LU	Luzern	A. Tuor, Dr. Th. Kaufmann
	NE	Neuchâtel	Dr. M. Treboux
	SG	St. Gallen	Dr. H.R. Hunziker
	SH	Schaffhausen	Dr. R. Biedermann
	SO	Solothurn	Dr. P. Kohler
	TG	Frauenfeld	Dr. H. Guggsiberg
	TI	Lugano	M. Jäggi, Dr. S. Montorfani
	Ur-Kantone	Brunnen/SZ	Dr. R. Braschler, Dr. D. Andrey
	VD	Epalinges/VD	Dr. B. Klein
	VS	Sion	Dr. C. Thétaz
	ZG	Steinhausen/ZG	W. Ettel
ZH	Zürich	Dr. R. Etter, Dr. R. Gisler	

Im Strahlenschutz verwendete Grössen und ihre Bedeutung

Aktivität A angegeben in Bq (Becquerel)

Die Aktivität einer Substanz ist die mittlere Anzahl radioaktiver Zerfälle pro Zeiteinheit. $1 \text{ Bq} = 1 \text{ Zerfall/s}$. Die alte Einheit war das Ci (Curie) mit $1 \text{ Ci} = 3.7 \cdot 10^{10} \text{ Zerfälle/s}$; $1 \text{ nCi} = 37 \text{ Bq}$ oder $1 \text{ Bq} = 27 \text{ pCi}$.

Absorbierte Dosis oder Energiedosis D angegeben in Gy (Gray)

Die absorbierte Dosis ist die von ionisierender Strahlung an Materie (z.B. Gewebe) abgegebene Energie in Joule, bezogen auf die Masse des Materials in kg. $1 \text{ Gy} = 1 \text{ Joule/kg}$. Alte Einheit war das rad mit $1 \text{ rad} = 100 \text{ erg/g} = 0.01 \text{ Gy}$ oder $1 \text{ Gy} = 100 \text{ rad}$. Noch früher wurde meist das R (Röntgen) verwendet. Es ging von der durch die ionisierende Strahlung erzeugten Anzahl Ionenpaare pro cm^3 Luft aus. 1 R entspricht 0.0088 Joule/kg Luft, d.h. 0.0088 Gy in der Luft. Beispielsweise führt eine 100 keV -Gammastrahlung, die in der Luft 0.0088 Gy erzeugt, in Gewebe zu 0.0097 Gy und im Knochenmark zu 0.02 Gy .

Äquivalentdosis H angegeben in Sv (Sievert)

Die Äquivalentdosis im Gewebe oder Organ T ist die Energiedosis in diesem Gewebe oder Organ, multipliziert mit dem Strahlen-Wichtungsfaktor w_R für die betreffenden Strahlenart. Dieser berücksichtigt die unterschiedliche biologische Wirkung der verschiedenen Strahlenarten. $1 \text{ Sv} = 1000 \text{ mSv} = 1 \text{ Joule/kg}$. Alte Einheit war das rem, mit $1 \text{ rem} = 0.01 \text{ Sv}$ oder $1 \text{ Sv} = 100 \text{ rem}$. Als Strahlenwichtungsfaktoren gelten gemäss ICRP und StSV: $w_R = 1$ für Gamma- und Röntgenstrahlung, Elektronen und Müonen; $w_R = 5 - 20$ für Neutronen, je nach Energie und $w_R = 20$ für Alpha-Strahlen, Spaltfragmente und schwere Kerne.

Effektive Dosis E angegeben in Sv (Sievert)

Die effektive Dosis (früher effektive Äquivalentdosis) ergibt sich durch die Summation der gewichteten Äquivalentdosen der einzelnen bestrahlten

Gewebe oder Organe. Die Wichtungsfaktoren w_T berücksichtigen die unterschiedliche Strahlenempfindlichkeit der Organe im Bezug auf Krebsrisiko sowie genetische Schäden bei Bestrahlung der Keimdrüsen. Die effektive Dosis ist ein Mass für das Strahlenrisiko. $1 \text{ Sv} = 1000 \text{ mSv} = 1 \text{ Joule/kg}$. Alte Einheit war das rem, mit $1 \text{ rem} = 0.01 \text{ Sv}$ oder $1 \text{ Sv} = 100 \text{ rem}$. Als Gewebewichtungsfaktoren w_T gelten gemäss ICRP und StSV: $w_T = 0.20$ für die Gonaden, 0.12 für Dickdarm, Lunge, rotes Knochenmark und Magen, 0.05 für Blase, Brust, Leber, Speiseröhre, Schilddrüse und für die Summe von 5 weiteren Organen, 0.01 für die Haut und die Knochenoberfläche.

Effektive Folgedosis E₅₀ angegeben in Sv (Sievert)

Die effektive Folgedosis ist die über 50 Jahre integrierte effektive Dosis einer Person bei einmaliger Aufnahme über Atemluft oder Nahrung von 1 Bq . Die effektive Dosis berechnet sich aus der Aufnahme in Bq multipliziert mit dem Inhalationsdosisfaktor e_{inh} bzw. dem Ingestionsdosisfaktor e_{ing} in Sv/Bq gemäss Anhang 4 Spalte 8 (Teil 1 für Inhalation und Teil 2 für Ingestion) bzw. 5 der StSV. Bei einer Dauerbelastung mit konstanter Aufnahme rate darf er, nach Erreichen der Gleichgewichtsaktivität im Körper, auch zur Berechnung der durchschnittlichen Jahresdosis angewendet werden, z.B. als Sv/Jahr pro Bq/Jahr.

Orts- oder Umgebungsäquivalentdosis H*(10) angegeben in Sv (Sievert)

Die Ortsdosis oder Umgebungsäquivalentdosis $H^*(10)$ bei durchdringender Strahlung [bzw. die Richtungsäquivalentdosis $H'(0.07)$ bei nicht durchdringender Strahlung] ist im Prinzip die Gewebeäquivalentdosis an dieser Stelle, gemessen mit einem genau definierten gewebeäquivalenten Messgerät, der sogenannten ICRU-Kugel. Sie hat einen Durchmesser von 30 cm , eine Dichte von 1 g/cm^3 , und besteht zu 76.2% aus Sauerstoff, 11.1% aus Kohlenstoff, 10.1% aus Wasserstoff und 2.6% aus Stickstoff (Näherung für Weichteilgewebe).

Grandeurs utilisées en radioprotection et leur signification

Activité A exprimée en Bq (becquerel)

L'activité d'une substance est le nombre moyen de désintégrations radioactives par unité de temps. 1 Bq = 1 désintégration/s. L'ancienne unité était le Ci (Curie) avec 1 Ci = $3.7 \cdot 10^{10}$ désintégrations/s; 1 nCi = 37 Bq ou 1 Bq = 27 pCi.

Dose absorbée ou dose énergétique D exprimée en Gy (gray)

La dose absorbée, c'est l'énergie délivrée par unité de masse à la matière (tissus) par la radiation ionisante et son unité est le joule par kg. 1 Gy = 1 Joule/kg. L'ancienne unité était le rad avec 1 rad = 100 erg/g = 0.01 Gy ou 1 Gy = 100 rad. Le R (Röntgen), souvent utilisé, se basait sur le nombre de paires d'ions produits par la radiation ionisante dans 1 cm³ d'air. 1 R correspond à 0.0088 joule/kg d'air, i.e. 0.0088 Gy dans l'air. Une radiation gamma de 100 keV, qui produit 0.0088 Gy dans l'air, occasionne p.ex. 0.0097 Gy dans les tissus et 0.02 Gy dans la moelle osseuse.

Dose équivalente H exprimée en Sv (sievert)

La dose équivalente dans un tissu ou un organe T est la dose énergétique dans ce tissu ou cet organe, multipliée par le facteur de pondération pour les rayonnements w_R selon leur type. Ce facteur tient compte de l'efficacité biologique spécifique des différents rayonnements. 1 Sv = 1000 mSv = 1 joule/kg. L'ancienne unité était le rem, avec 1 rem = 0.01 Sv ou 1 Sv = 100 rem. Les facteurs de pondération w_R en vigueur selon CIPR et ORaP sont: $w_R = 1$ pour les rayonnements X et gamma, les électrons et les muons; $w_R = 5 - 20$ pour les neutrons, selon leur énergie et $w_R = 20$ pour les particules alpha, les fragments de fission et les noyaux lourds.

Dose efficace E exprimée en Sv (sievert)

La dose efficace (avant équivalent de dose efficace) s'obtient par la sommation des doses équivalentes pondérées dans tous les tissus et les

organes irradiés. Les facteurs de pondération pour les tissus w_T tiennent compte de la radiosensibilité spécifique des organes quant au risque de cancer ainsi que de dommages génétiques par irradiation des glandes génitales. La dose efficace est une mesure du risque occasionné par les rayonnements. 1 Sv = 1000 mSv = 1 joule/kg. L'ancienne unité était le rem, avec 1 rem = 0.01 Sv ou 1 Sv = 100 rem. Les facteurs de pondération w_T en vigueur selon CIPR et ORaP sont: $w_T = 0.20$ pour les gonades, 0.12 pour la moelle osseuse (rouge), le colon, le poumon et l'estomac, 0.05 pour la vessie, le sein, le foie, l'oesophage, la thyroïde et pour la somme de 5 autres tissus, 0.01 pour la peau et la surface des os.

Dose efficace engagée E₅₀ exprimée en Sv (sievert)

La dose efficace engagée représente la dose efficace intégrée par une personne sur 50 ans à partir de l'incorporation unique de 1 Bq par inhalation ou par ingestion. La dose efficace se calcule en multipliant l'incorporation en Bq par le facteur d'inhalation e_{inh} resp. le facteur d'ingestion e_{ing} en Sv/Bq selon annexe 4, colonne 8 (partie 1 pour l'inhalation et partie 2 pour l'ingestion) de l'ORaP. Ces facteurs en Sv/an par Bq/an s'utilisent aussi pour calculer la dose moyenne annuelle dans le cas d'une exposition continue avec taux d'incorporation constant une fois l'activité en équilibre dans le corps.

Dose ou équivalent de dose ambiante H*(10) exprimé en Sv (sievert)

La dose ambiante ou l'équivalent de dose ambiant H*(10) approprié aux rayonnements pénétrants (resp. l'équivalent de dose directionnel H'(0.07) approprié aux rayonnements faiblement pénétrants) est en principe l'équivalent de dose local dans un tissu mou, mesuré à l'aide d'un instrument exactement calibré en équivalent de dose au tissu, dénommé sphère-ICRU. Elle a un diamètre de 30 cm, une densité de 1g/cm³ et contient 76.2% d'oxygène 11.1% de carbone, 10.1% d'hydrogène et 2.6% d'azote (approximation pour les tissus mous).